

# Atmosférická depozice jako možný zdroj znečištění povrchových vod

(Výsledky projektu, část 2. – polycyklické aromatické uhlovodíky)

**FRANTIŠEK SÝKORA, TOMÁŠ MIČANÍK, SILVIE SEMERÁDOVÁ, IVAN SUCHARA, NIKOLA VERLÍKOVÁ, JULIE SUCHAROVÁ**

**Klíčová slova:** atmosférická depozice – povrchová voda – zdroje znečištění – polycyklické aromatické uhlovodíky

## ABSTRAKT

Ve dvou lesních mikropovodích na území České republiky byla od října 2020 do září 2021 sledována jakost mokré atmosférické depozice na volné ploše (bulk) a podkorunové depozice (throughfall) současně s jakostí povrchové vody v místní vodoteči, humusu a mechu travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*). V tomto článku je prezentováno vyhodnocení zátěže výše uvedených matric 15 polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU). První lokalita byla vybrána v Moravskoslezských Beskydech v oblasti významně ovlivněné průmyslovou činností – v Jablunkovské brázdě v katastru obce Bystřice v horní části povodí Suchého potoka (590 až 835 m n. m.), druhá lokalita byla zvolena jako referenční na Českomoravské vrchovině v blízkosti observatoře ČHMÚ Košetice (520 m n. m.). Byla potvrzena významná zátěž PAU v lokalitě Bystřice. Koncentrace  $\Sigma 15$  PAU za sledované období v mokré depozici na volné ploše činila  $0,785 \pm 0,579$  mg.l<sup>-1</sup> v lokalitě Bystřice a  $0,114 \pm 0,110$  mg.l<sup>-1</sup> v lokalitě Košetice. V podkorunové depozici byla koncentrace  $\Sigma 15$  PAU mírně vyšší:  $0,824 \pm 0,670$  mg.l<sup>-1</sup> v lokalitě Bystřice a  $0,203 \pm 0,141$  mg.l<sup>-1</sup> v lokalitě Košetice. Výrazně vyšší koncentrace PAU byly zjištěny ve spadech v chladné polovině roku. Úroveň atmosférického spadu  $\Sigma 15$  PAU v lokalitě Bystřice byla vypočtena na  $1\,098,7$  g.km<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>, v lokalitě Košetice je 10 x nižší:  $102,7$  g.km<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>. Svrchní vrstva půdy PAU a vegetační pokryv PAU sorbuje. Do povrchových vod se PAU dostávají erozním smyvem. Koncentrace  $\Sigma 15$  PAU v Suchém potoce v lokalitě Bystřice činila  $0,026 \pm 0,049$  mg.l<sup>-1</sup>, v Lesním potoce v lokalitě Košetice  $0,033 \pm 0,038$  mg.l<sup>-1</sup>. Látkový odtok z mikropovodí Suchého potoka tak tvořil jen 1 % atmosférického spadu mokrou depozicí a 2,8 % z povodí Lesního potoka. Poměr zastoupení fluoranthenu a pyrenu ve srážkách indikuje původ znečištění PAU ze spalovacích procesů (FLT/PYR > 1) v obou lokalitách. V depozici na volné ploše tento poměr činil v lokalitě Bystřice 1,6 a v lokalitě Košetice 1,5; v podkorunové depozici 1,5 (Bystřice) a 1,6 (Košetice). Říční sediment v Lesním potoce byl zatížen  $\Sigma 15$  PAU více ( $1,498 \pm 0,138$  mg.kg<sup>-1</sup>) než v Suchém potoce ( $0,340 \pm 0,109$  mg.kg<sup>-1</sup>) z důvodu odlišné zrnitosti dnových sedimentů s výrazně vyšším podílem jemných částic v Lesním potoce, ačkoli obsah  $\Sigma 15$  PAU ve svrchní vrstvě půdy byl v lokalitě Košetice 3,2 až 3,7x nižší než v lokalitě Bystřice. Obsah  $\Sigma 15$  PAU v mechu travník Schreberův byl v lokalitě Košetice 3x nižší než v exponované lokalitě Bystřice.

## ÚVOD

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) tvoří významnou skupinu látek, z nichž většina vykazuje nepříznivé účinky na vodní organismy i na člověka. Vzhledem k jejich perzistenci mají schopnost dlouho přetrvávat ve vodním prostředí.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [1] ve znění směrnice 2013/39/EU [2] vybrané látky PAU zařadila na seznam prioritních látek, z nichž anthracen, benzo[a]pyren, benzo[b]fluoranthen, benzo[k]fluoranthen, benzo[g,h,i]perylene a indeno[1,2,3-cd]pyren jsou identifikovány jako prioritní nebezpečné látky. Podle Rámcové směrnice 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [3], Článku 16 (Strategie proti znečišťování vod) je potřeba cíleně snižovat vypouštění, emise a úniky těchto látek, v případě prioritních nebezpečných látek jde dokonce o zastavení nebo postupné odstranění vnosu do životního prostředí. Požadavky výše uvedených směrnic byly implementovány do Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [4].

Polycyklické aromatické uhlovodíky náleží k vsudyprítomným látkám, vyskytujícím se ve všech složkách životního prostředí. Jsou jednou z nejčastějších příčin nedosahování dobrého chemického i ekologického stavu povrchových vod (pozn.: PAU specifikované jako prioritní látky jsou v současné době předmětem hodnocení chemického stavu, ostatní PAU náleží do skupiny specifických znečišťujících látek, které jsou jednou ze složek hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod). Norma environmentální kvality vyjádřená jako roční průměr je nejpřísnější pro benzo[a]pyren ( $0,17$  ng.l<sup>-1</sup>) a následně fluoranthen ( $6,3$  ng.l<sup>-1</sup>) [4].

To bylo také důvodem zařazení skupiny látek PAU do řešení projektu TA ČR SS01010231 „Dopady atmosférické depozice na vodní prostředí se zohledněním klimatických podmínek“, který byl realizován v období od března 2020 do prosince 2022. Cílem tohoto projektu bylo ověřit míru znečištění ve vytipovaných složkách životního prostředí, resp. zkoumat vazbu mezi nimi s dopadem na jakost povrchových vod, aby bylo možné v budoucnu lépe kvantifikovat tento dopad a navrhnout efektivní opatření pro dosahování dobrého chemického stavu povrchových vod z hlediska znečištění PAU. Pro řešení byly vybrány dvě odlišné lokality lesních minipovodí: jedna s významným antropogenním vlivem (horní část povodí Suchého potoka v katastru obce Bystřice v Moravskoslezských Beskydech) a druhá v referenční oblasti (Lesní potok v katastru obce Košetice nedaleko Národní atmosférické observatoře Košetice).

## POLYCYKICKÉ AROMATICKÉ UHLOVODÍKY V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

Polycyklické aromatické uhlovodíky můžeme nalézt ve všech složkách životního prostředí. To je dáno tím, že dominantním zdrojem znečištění jsou spalovací procesy, jež jsou jak přirozeného, tak antropogenního původu. Nejvýznamnějším přirozeným zdrojem PAU jsou vulkanická činnost, požáry vegetačního pokryvu a některé sedimentované horniny. Antropogenní emise PAU neprůmyslového

charakteru vznikají cíleným vypalováním vegetace, z domácích topenišť či kouřením. V průmyslu jsou dominantním zdrojem znečištění výroba koksu, elektrické a tepelné energie, hutě, vybraná odvětví chemického průmyslu (zpracování dehtu, katalytické krakování, výroba sazí) a také potravinářský průmysl [5].

Míra produkce PAU závisí na procesu spalování a druhu použitého paliva. Nejvyšší je při nedokonalém spalování, což se děje většinou v lokálních domácích topeništích. Mechanismus vzniku PAU zahrnuje dva procesy: pyrolýzu a pyrosyntézu. Pyrolýzou vznikají prekurzory PAU, které se při teplotách 500 až 800 °C rekombinují za vzniku poměrně stabilních aromatických uhlovodíků [5]. Při nedokonalém spalování není vyloučena ani emise primárních PAU obsažených v palivu. Primární emise PAU do ovzduší převažují v plynné fázi, poměrně rychle však dochází k jejich kondenzaci a sorpci na jemné prachové částice při ochlazení spalin. Rychlost sorpce závisí na molekulové hmotnosti. Podle vybraných charakteristik fyzikálně-chemických vlastností (Henryho konstanta, rozdělovací koeficienty  $K_{ow}$ ,  $K_{oc}$ ) můžeme PAU rozdělit na:

- nízkomolekulární (152 až 178 g.mol<sup>-1</sup>) – acenaften, acenaftylen, anthracen, fenantren a fluoren (tvořená 2 až 3 aromatickými jádry),
- středněmolekulární (202 g.mol<sup>-1</sup>) – fluoranthen, pyren (tvořená 4 aromatickými jádry),
- vysokomolekulární (228 až 278 g.mol<sup>-1</sup>) – benzo[a]anthracen, benzo[b]-fluoranthen, benzo[k]fluoranthen, benzo[a]pyren, benzo[g,h,i]perylene, dibenzo[a,h]anthracen, chrysen, indeno[1,2,3-c,d]pyren (tvořená 5 a více aromatickými jádry) [6].

Toto rozdělení je důležité, protože výše uvedené skupiny PAU vykazují v prostředí rozličné chování. Rozdíly můžeme ukázat např. na Henryho konstantě, která uvádí parciální tlak plynu nad roztokem vyjádřený jednotkou Pa.m<sup>3</sup>.mol<sup>-1</sup>. Pro naftalen činí 43,00, acenaften 12,17, pyren 0,919 a benzo[k]fluoranthen 0,044 Pa.m<sup>3</sup>.mol<sup>-1</sup> [7]. Rozdíl je v rozmezí několika řádů. Čím vyšší molekulová hmotnost, tím snazší a rychlejší je vazba na jemné částice.

Při spalování uhlí vznikají především fenantren (přes 50 %), v menší míře anthracen a fluoranthen, v malém množství benzo[a]pyren (0,5 až 2,4 %) [6]. Produktem spalování jsou i deriváty PAU, zejména nitroaromáty.

V atmosféře dochází k rozkladu především nízkomolekulárních PAU slunečním zářením. Vysokomolekulární PAU jsou sorbovány na částice o různé velikosti. Čím menší částice, tím je potřeba delší degrační čas na rozložení PAU (až několik týdnů), a tím delší je i doba setrvání PAU v atmosféře. Z atmosféry jsou PAU suchou a mokrou depozicí vnášeny do dalších složek životního prostředí. Vysokomolekulární PAU vzhledem ke své delší životnosti jsou od zdroje přenášeny na velké vzdálenosti v závislosti na klimatických podmínkách a ročním období. V zimních měsících je koncentrace PAU v ovzduší výrazně vyšší než v letním období. To je dáno vyššími emisemi ze spalovacích procesů v kombinaci s nižší účinností fotodegradčních procesů v chladné polovině roku.

Z atmosféry se PAU suchou a mokrou depozicí dostávají na vegetaci a zemský povrch. Na zemědělsky obhospodařovaných půdách PAU pronikají vlivem orby do hlubších vrstev půdy, v ostatních případech zůstávají v povrchových vrstvách. Nízkomolekulární PAU částečně zpětně tékají do atmosféry nebo se rozkládají fotochemickými procesy. Přítomná je i biodegradace působením mikroorganismů, která je převládajícím faktorem rozkladu primárních PAU. Rychlost degradace závisí na typu půdy a obsahu organického uhlíku. S. Thiele-Bruhn studoval kinetiku degradace PAU v půdách kontaminovaných průmyslovou činností (plynárství, koksovny) [8]. Půdní jemnozem velikosti částic pod 2 mm z 11 lokalit s převahou hlinito-písčitých půd byla umístěna do Mitscherlichových nádob a přihnojena shodným množstvím fosforu a draslíku za účelem stimulace mikrobiálních procesů. Experiment probíhal po dobu 168 týdnů v přírodních podmínkách. Výsledkem bylo stanovení rychlostní konstanty degradace „k“ a úbytku jednotlivých PAU vyjádřeného jako DT<sub>50</sub> (disappearance time). V případě naftalenu a acenaftenu činil medián DT<sub>50</sub> jednotky týdnů (6,1, resp. 9,5), u anthracenu a fenantrenu desítky týdnů (70, resp. 92), u ostatních vysokomolekulárních PAU nad 100 týdnů s maximem 522 týdnů u benzo[k]fluoranthenu. Vysokomolekulární PAU tedy v půdě zůstávají po dlouhou dobu.

Do vegetace z půdy a z atmosféry přecházejí kořenovým systémem i listy zvláště nízkomolekulární PAU s 2 až 3 aromatickými jádry, jež tvoří až 80 % sumy PAU. Relativně vysoká koncentrace naftalenu v plodinách je dána jeho vyšší rozpustností ve vodě [9]. Vysokomolekulární PAU jsou sorbovány na povrchu vegetace. Erozními splachy z půd, vegetace a ze zpevněných povrchů komunikací a městských aglomerací se PAU dostávají do povrchových vod. Tento typ přenosu v terestrických systémech dominuje nad přímým spadem na volnou hladinu. Vysokomolekulární PAU se ve vodě přednostně vážou na jemné částice nerozpuštěných látek a na vhodných místech podle charakteru proudění sedimentují. V dobře prokysličených tocích je proces degradace PAU rychlejší, a to jak ve vodním sloupci, tak i v říčním sedimentu. Kladnou roli v procesu jejich degradace hraje i míra mikrobiálního oživení vodního prostředí. Přítomné rozpuštěné organické látky (DOM – Dissolved Organic Matter) urychlují fotodegradaci nízkomolekulárních PAU usnadněním tvorby reaktivních meziproductů a naopak inhibují fotodegradaci vysokomolekulárních PAU (např. benzo[a]pyrenu) vázáním jejich molekul [10].

V povrchových vodách jsou PAU dlouhodobě příčinou nedosahování dobrého chemického stavu. V posledním hodnoceném tříletí 2016 až 2018 nevyhovělo nebo nebylo klasifikováno celkem 54,7 % útvarů povrchových vod v ukazateli fluoranthen a 99,3 % v ukazateli benzo[a]pyren [11]. Posledně jmenovaný ukazatel je problematický také z hlediska obtížného dosažení dostatečně nízké meze stanovitelnosti laboratorními technikami ve vztahu k hodnotě normy environmentální kvality (NEK) vyjádřené jako roční průměr.

Všudypřítomnost PAU v životním prostředí, nedosahování dobrého stavu vod a nebezpečnost pro zdraví člověka jsou důvodem, proč je potřeba věnovat pozornost těmto látkám. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) zařadila 60 polycyklických aromatických uhlovodíků do skupin podle jejich potenciálních karcinogenních účinků pro člověka. Z 15 PAU sledovaných v rámci projektu ATMDEP náleží do skupiny 1 – „prokázaný karcinogen“ benzo[a]pyren. Do skupiny 2A – „pravděpodobně karcinogenní pro člověka“ náleží dibenzo[a,h]anthracen. Do skupiny 2B – „podezřelý karcinogen pro člověka“ náleží benzo[a]anthracen, benzo[b]fluoranthen, benzo[k]fluoranthen, chrysen, indeno[1,2,3-c,d]pyren. Do skupiny 3 – „neklasifikovatelný“ náleží acenaften, anthracen, benzo[g,h,i]perylene, fluoranthen, fluoren, fenantren a pyren. Benzo[a]pyren je v současnosti jediným zástupcem PAU v 1. skupině. V těle metabolizuje na PaP-7,8-diol 9,10-epoxid, který může poškodit DNA. U 3. skupiny nejsou ještě dostatečné důkazy o jejich karcinogenních účincích [12]. Nelze opomenout, že PAU působí ve směsi. Proto řada autorů vyvinula hodnoty toxických ekvivalentů (TEFs) pro jednotlivé PAU, které jsou vztahy k toxicitě benzo[a]pyrenu (BAP = 1). Nisbet a LaGoy tak učinili v roce 1992 [13]. Vyšší TEF než pro BAP uplatnili v případě DBA (TEF = 5). V případě dalších čtyř PAU (BAA, BBF, BKF, INP) TEF = 0,1. Pro ANT, BGP a CHRY uplatnili TEF = 0,01. U ostatních PAU se TEF rovná hodnotě 0,001. (Použití zkratky pro označení PAU jsou uvedeny v tab. 2) Vynásobením koncentrace každého stanoveného PAU tímto faktorem a jejich sečtením dostaneme ekvivalentní koncentraci s ohledem na toxický potenciál benzo[a]pyrenu.

## METODIKA

V rámci projektu byly zkoumány a hodnoceny PAU, jež způsobují nedosažení dobrého stavu vod a zároveň se u nich předpokládá významný přenos ovzduším i na velké vzdálenosti od zdrojů znečištění.

Pro porovnání přítomnosti polycyklických aromatických uhlovodíků v jednotlivých složkách životního prostředí byly ve vybraných dvou lokalitách zvoleny odběry těchto vybraných matic:

- mokrá depozice na volné ploše (bulk), (měsíční srážky\*),
- podkorunová depozice (throughfall), (měsíční srážky\*),
- povrchová voda (měsíčně),
- říční sediment (2x v průběhu roku),

- humus – biologicky stabilní humifikační vrstva (H, Oh horizont), po odstranění opadu (Ol) a fermentačního horizontu (Of) v nadloží (2x v průběhu roku – vzorky reprezentují akumulované spady PAU za delší časové období – stáří lesa),
  - mech travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*) (2x v průběhu roku – vzorky reprezentují průměrné spady PAU za poslední 3 roky růstu mechu).
- \* Pro analytické stanovení polycyklických aromatických uhlovodíků v atmosférické depozici bylo potřebné získat dostatečný objem vzorků. Na lokalitě Košetice došlo ke třem případům nedostatečného množství vzorku pro analytické stanovení vlivem slabého měsíčního srážkového úhrnu, proto byly v těchto případech vzorky srážek odebírány po dvouměsíční expozici.

Ve vodních vzorcích byly PAU analyzovány na kapalinovém chromatografu Agilent 1260 Infinity II s fluorescenční detekcí. K separaci byla použita kolona Pinnacle II PAH 4  $\mu\text{m}$ , 150  $\times$  4,6 mm (Restek), a mobilní fáze o složení A: methanol, B: voda + 5 % methanol. Sedimenty byly před extrakcí lyofilizovány a přesety přes síto o otvorech 2 mm.

Polycyklické aromatické uhlovodíky ve vzorcích mechu a humusu byly analyzovány na plynovém chromatografu EVOQ GC-TQ Bruker metodou MS/MS. Vzorky mechu travník Schreberův byly sbírány na podzim 2020 a 2021 na třech místech v horních partiích povodí Suchého a v okolí Lesního potoka na volné ploše (neovlivněny podkorunovou depozicí) do aluminiových sáčků. Po převezení v chladicím boxu do laboratoře byly vzorky mechu uchovávány v mrazicím boxu a po rozmrazení ručně očištěny od nežádoucích příměsí. Pro stanovení PAU byly odtrženy horní zelené části mechu. Takto upravený mech byl homogenizován ve vibračním mlýně za použití tekutého dusíku a vysušen lyofilizací. PAU byly extrahovány n-hexanem. Po odpaření byl extrakt přečištěn gelovou permeační chromatografií. Byl použit gel na bázi polymeru styrendivinylbenzenu Bio-Beads SX-3. Vzorky humusu byly souběžně odebrány do aluminiových sáčků z vizuálně nerozrušeného Oh horizontu na třech místech v každém mikropovodí a transportovány a uchovávány jako vzorky mechu. Po vysušení lyofilizací byly přesety na velikost 0,25 mm. PAU byly extrahovány dichlormethanem za přítomnosti  $\text{Al}_2\text{O}_3$  a křemeliny. Extrakce PAU ze vzorků mechu i humusu byly provedeny za zvýšené teploty a tlaku extraktorem Dionex ASE 350.

Pro řešení projektu byla vybrána modelová lesní mikropovodí, která splňovala následující kritéria:

- blízkost monitorovacích míst ČHMÚ ke sledování množství srážek,
- dostatečné množství míst s výskytem mechu travník Schreberův,
- podchycení antropogenního vlivu na vybrané lokality,
- dostatečný vodní stav po celou dobu vzorkování (i v případě nízkých průtoků v letním období),
- minimalizace rizika zcizení nebo poškození srážkoměřů cizí osobou,
- vhodnost lokality z hlediska převládajícího směru větru a reliéfu krajiny,
- ucelené mikropovodí pro monitoring kvality atmosférických srážek, povrchových vod a dalších matric životního prostředí.



Obr. 1. Umístění vybraných pilotních lokalit  
Fig. 1. Location of the selected pilot localities

Jako pilotní území byla na základě výše uvedených kritérií vybrána následující mikropovodí:

- Modelové povodí Suchého potoka se nachází v Moravskoslezských Beskydech východně od ostravské a třinecké aglomerace (mezi Třincem a Jablunkovem) a je vzhledem k převládajícímu proudění vzduchu silně zatíženo expozicemi PAU z místního hutního a energetického průmyslu. V Jablunkovské brázdě jsou významným zdrojem emisí rovněž lokální topeniště ze soustředěné i rozptýlené zástavby. Podíl dálkového přenosu na celkové zátěži PAU v oblasti Třince charakterizovaný suspendovanými částicemi  $\text{PM}_{2,5}$  činí do 10 % [14]. Údolí Suchého potoka je v horní části sevřeno z jižní strany vrchem Javorový (627 m n. m.), který směrem na východ vytváří hřeben spojený s hlavním hřebenem tvořeným vrcholy Polední (672 m n. m.) – Hrbel (727 m n. m.) – Loučka (835 m n. m.) a Filipka (771 m n. m.). Údolí Suchého potoka je otevřené směrem na západ k aglomeraci Třinec a Bystřice. Horní část povodí Suchého potoka je z cca 70 % tvořeno lesy, zbytek připadá na louky. Převládají lesy smíšené, v nejvyšších partiích smrkové. Ve vybrané lokalitě a nad ní tvoří bukový porost až 85 %. V původní horní části modelového území Suchého potoka není žádný přímý zdroj znečištění. Rozloha modelové části povodí činí 0,462  $\text{km}^2$ . Suchý potok je součástí povodí vodního útvaru HOD\_750 – Hluchová od pramene po ústí do Olše, který ve třetím plánovacím cyklu nedosahuje dobrého stavu z důvodu vyšších koncentrací PAU. V textu je dále povodí Suchého potoka (obr. 2) označováno BY podle názvu nejbližší obce Bystřice.



Obr. 2. Lokalita Suchý potok, Bystřice (Zdroj: HEIS VÚV)  
Fig. 2. The locality Suchý stream, Bystřice (Source: HEIS VÚV)

- Modelové povodí Lesního potoka, nacházející se na Českomoravské vrchovině severozápadně od obce Košetice v lese Borek u prostřední části Anenského potoka, ř. km 0,7, který následně ústí do Martinického potoka na 23,1 ř. km. Povodí Lesního potoka je součástí dlouhodobého integrovaného monitoringu složek životního prostředí Národní atmosférické observatoře Košetice. Sledované povodí je situováno 1 km jižně od observatoře, jeho rozloha činí 0,292  $\text{km}^2$ . Přibližně 90 % povodí je zalesněno, zbytek tvoří zemědělsky využívaná půda. Zalesněná část povodí je pokrytá většinou smrkovými monokulturami, převažují porosty ve věku cca 90 let s příměsí borovice, buku, modřínu a břízy. Lesní potok



je jediným trvalým přítokem Anenského potoka. Potok je součástí povodí útvary DVL\_0440 Martinický potok, který dosahoval v druhém i třetím plánovacím cyklu dobrého chemického stavu a normy environmentální kvality podle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., nebyly v ukazatelích PAU překročeny. Lokalita se nenalézá v oblasti s výrazným spadem PAU, leží mimo souvislé osídlení a mimo přímý dosah významných zdrojů znečištění. Proto byla zvolena jako vhodná referenční lokalita pro srovnání s vybranou více antropogenně zatíženou lokalitou Bystřice v rámci řešení tohoto projektu. V textu je dále povodí Lesního potoka (obr. 3) označováno KO podle nejbližší obce Košetice.

Tab. 1. Množství srážek a průtoky ve vzorkovacích kampaních v lokalitách Bystřice a Košetice

Tab. 1. The monthly precipitation amount and flows in the sampling campaigns at the Bystřice and Košetice localities

Kampaň	Datum zahájení kampaně		Srážky [mm]		Průměrný měsíční průtok [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]	
	BY	KO	BY	KO	BY	KO
1	06.10.2020	07.10.2020	197,3	85,2	0,0224	0,0009
2	05.11.2020	06.11.2020	22,1	9,2	0,0050	0,0007
3	07.12.2020	08.12.2020	59,5	25	0,0059	0,0004
4	06.01.2021	07.01.2021	149,9	70,2	0,0088	0,0010
5	05.02.2021	06.02.2021	90,3	14,3	0,0140	0,0021
6	05.03.2021	06.03.2021	96,3	23,5	0,0099	0,0010
7	06.04.2021	07.04.2021	148,1	42,2	0,0151	0,0007
8	06.05.2021	07.05.2021	179,2	86,2	0,0176	0,0029
9	07.06.2021	08.06.2021	75,4	100,7	0,0031	0,0008
10	07.07.2021	08.07.2021	198,8	126,3	0,0041	0,0014
11	06.08.2021	07.08.2021	224,8	30,1	0,0148	0,0007
12	06.09.2021	07.09.2021	83,4	32,1	0,0047	0,0003
Celkové srážky [mm]			1525,1	645,0	-	-
Průměrný průtok [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]			-	-	0,0105	0,0011



Obr. 3. Lokalita Lesní potok, Košetice (Zdroj: HEIS VÚV)

Fig. 3. The locality Lesní stream, Košetice (Source: HEIS VÚV)

V říjnu 2020 byl v obou lokalitách zahájen monitoring atmosférických srážek v měsíčním kroku (tab. 1). V případě nedostatečných srážek byl použit vzorek srážek za období dvou měsíců (potřebný objem vzorku činil 2 000 ml). V lokalitách byly nainstalovány srážkoměry pro zachyt atmosférických srážek na volné ploše (bulk) a v lesním porostu pro zachyt podkorunových srážek (throughfall). Pro zachyt srážek pro stanovení PAU byl vyroben srážkoměr pro umístění nádoby z nerezové oceli o zachytné ploše 52,4  $\text{cm}^2$  (obr. 4). Svrchní část srážkoměru byla opatřena nerezovou mísou s otvory, aby se spad hrubých pevných částic ani hmyz nedostaly do jímání vzorku srážek. Pro podkorunovou expozici (throughfall) byl vybrán jehličnan (v obou případech smrk), protože jímání srážek bylo prováděno i v zimním období. Objem srážek zachycených v jednotlivých kampaních byl měřen a srovnán s údajem o úhrnu srážek za stejné období z nejbližší klimatologické stanice Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ). Zároveň byl při odběru vzorku srážek proveden bodový odběr povrchové vody z blízkého vodního toku. Průměrný měsíční průtok pro Suchý potok byl odvozen podle průtoků na nejbližší vodoměrné stanici ČHMÚ z poměru ploch daných dílčích povodí. Průměrný měsíční průtok Lesního potoka byl převzat z pravidelných měření prováděných ČHMÚ.



Obr. 4. Srážkoměr pro zachycení srážek pro analýzu PAU

Fig. 4. The rain gauge for precipitation capture for PAH analysis



Obr. 5. Srážkoměry pro zachycení srážek typu bulk a throughfall na lokalitě Bystřice (5. listopad 2020)

Fig. 5. The rain gauges for capturing bulk and throughfall precipitations in Bystřice locality (5 November 2020)



Obr. 6. Srážkoměr pro zachycení srážek typu bulk na lokalitě Košetice (8. únor 2021)

Fig. 6. The rain gauge for capturing bulk precipitation in Košetice locality (8 February 2021)

Na základě terénních dat, tj. množství srážek a zjištěných koncentrací sledovaných parametrů 15 PAU ve srážkách, byl vypočten odhad celkového spadu pro dané experimentální povodí podle vzorce:

$$RS = \sum Sx * Cx$$

kde: RS je roční spad v daném povodí  
Sx množství srážek v daném měsíci přepočítané na plochu povodí  
Cx koncentrace znečišťující látky ve vzorku typu throughfall v daném měsíci

Do výpočtu byly použity výsledky koncentrací PAU v podkorunové depozici (z typu odběru throughfall), který je považován za nejlepší možný odhad celkové atmosférické depozice a je používán zejména pro určování vstupu látek při bilancování oběhu látek v malých povodích [15].

Odhad ročního látkového odnosu vodotečí pro danou znečišťující látku byl vypočten na základě odvozeného průtoku a zjištěných koncentrací podle vzorce:

$$LOD = \sum Qx * Cx * d$$

kde: LOD je látkový odnos  
Qx průměrný průtok v kampani  
Cx koncentrace látky v bodovém vzorku  
D délka období

Hodnoty pod mezí stanovitelnosti nebyly do průměru započítány.

Pozn.: Obvyklý postup použití poloviny meze stanovitelnosti nebyl zvolen, protože výsledky obou postupů vykazují velké rozdíly.

## VÝSLEDKY

V následujících tabulkách a grafech jsou pro jednotlivé sloučeniny PAU použity zkratky uvedené v tab. 2.

Tab. 2. Použité zkratky pro označení jednotlivých sloučenin PAU  
Tab. 2. Abbreviations used to designate individual PAH compounds

Sloučenina	Zkratka	Sloučenina	Zkratka
Naftalen	NAP	Chrysen	CHRY
Acenaftalen	ACN	Benzo[b]fluoranthen	BBF
Fluoren	FLU	Benzo[k]fluoranthen	BKF
Fenanthren	FEN	Benzo[a]pyren	BAP
Anthracen	ANT	Dibenzo[a,h]anthracen	DBA
Fluoranthen	FLT	Benzo[g,h,i]perylene	BGP
Pyren	PYR	Indeno[1,2,3-c,d]pyren	INP
Benzo[a]anthracen	BAA		

Informativně jsou výsledky PAU ve srážkách a v povrchové vodě srovnány s limity dobrého stavu povrchových vod dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [4]. Těmito limity jsou normy environmentální kvality (NEK) vyjádřené jako roční průměrná hodnota NEK-RP a jako nejvyšší přípustná koncentrace NPK-NEK. V tab. 3 je uveden výsledek hodnocení útvarů povrchových vod, u nichž nebyl dosažen dobrý chemický nebo ekologický stav v jednotlivých ukazatelích PAU. Hodnocení bylo realizováno v období 2016–2018 pro třetí plány povodí. Z celkového počtu 1 118 útvarů povrchových vod byly PAU hodnoceny v 53 až 65 % útvarů. Počet nevyhovujících vodních útvarů vypovídá o významu těchto látek z hlediska stanovení opatření k dosažení dobrého stavu povrchových vod.

V tab. 4 a 5 jsou zobrazeny výsledky měření PAU v povrchové vodě a ve srážkách (bulk a throughfall) na lokalitách Bystřice a Košetice. Červeně jsou označeny hodnoty, které jsou vyšší než hodnoty norem environmentální kvality pro dobrý stav povrchových vod. Výsledky měření v jednotlivých vzorkovacích kampaních jsou porovnány s hodnotou NPK-NEK, vypočtená průměrná roční hodnota je porovnávána s hodnotou RP-NEK. Výsledky jsou graficky znázorněny na obr. 5–10. Z nich vyplývá vysoká zátěž PAU ve srážkách na lokalitě Bystřice.

Na obr. 7, 8, 10 a 11 lze sledovat trend znečištění PAU ve srážkách v zimním a letním období. Na nárůst koncentrací v zimním období mají s největší pravděpodobností vliv lokální topeniště a meteorologické podmínky (teplotní inverze?) během chladnější části roku. Z jednotlivých sloučenin PAU převládají v atmosférických srážkách v lokalitě Suchý potok – Bystřice koncentrace v pořadí



fluoranthen, pyren, benzo[a]antracen, fenanthren, chrysen a benzo[b]fluoranthen a v lokalitě Lesní potok – Košetice koncentrace v pořadí fluoranthen, fenanthren, pyren, benzo[a]antracen, chrysen a benzo[b]fluoranthen.

Ačkoli se vysokomolekulární PAU snadněji sorbují na jemné prachové částice v ovzduší, nebylo potvrzeno, že by obsah těchto PAU v podkorunové mokré depozici v lokalitě Bystřice jednoznačně převládal – byl pozorován především v zimních a jarních měsících. Naopak v minimálně zatížené lokalitě Košetice byla vyšší zátěž PAU v podkorunové depozici pravidlem.

Pro porovnání nejvyšší koncentrace fluoranthenu ve srážkách typu through-fall v lokalitě Bystřice dosahovala hodnoty  $0,306 \mu\text{g.l}^{-1}$  a v lokalitě Košetice  $0,076 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

Zastoupení PAU v povrchové vodě je ve srovnání s atmosférickou depozicí výrazně nižší. Svrchní vrstvy půdy a vegetační pokryv zachycují převážnou část těchto nepolárních organických látek, které se snadno sorbují na jemné prachové a humusové částice.

Nejvyšší koncentrace ze sledovaných PAU v povrchové vodě Suchého potoka v lokalitě Bystřice (obr. 9) byla zjištěna u naftalenu (leden a září). Větší spektrum PAU se vyskytuje v důsledku velkých srážkových epizod. V zimním období dominují koncentrace naftalenu, fenanthrenu, fluoranthenu a pyrenu. V období říjen, listopad, prosinec, duben a srpen byly hodnoty PAU pod mezí stanovitelnosti. V Lesním potoce v lokalitě Košetice (obr. 12) byla zjištěna nejvyšší koncentrace u naftalenu v měsíci dubnu. V zimním období dominují koncentrace fluoranthenu, fenanthrenu, pyrenu a benzo[a]anthracenu. Skladba jednotlivých PAU v povrchové vodě taktéž koreluje s vyššími srážkovými epizodami.

Tab. 6 zobrazuje výsledky naměřených hodnot PAU ve sledovaných pevných maticích. Jde o průměrné hodnoty ze dvou až tří měření v případě potočního sedimentu a ze tří lokalit v každém mikropovodí v případě mechu a humusu. Zjištěný obsah PAU je v sedimentu vyšší než v povrchové vodě. Obsah jemné frakce sedimentu Suchého potoka byl velice nízký, neboť morfologie dna, sklon koryta horského potoka a dynamika proudění neumožňují deponování jemné frakce jako v případě Lesního potoka. Proto je obsah PAU v potočním

sedimentu Lesního potoka násobně vyšší i přesto, že jde o málo exponovanou referenční oblast. Přitom obsah PAU v humusu byl v lokalitě Bystřice vlivem vysoké zátěže z atmosférické depozice více než třikrát vyšší než v lokalitě Košetice. Vysoce exponovaná zátěž PAU lokality Bystřice se projevila i v mechu travník Schreberův, který živiny pro svůj růst přijímá výhradně z atmosféry (proto je používán jako vhodný marker zátěže z ovzduší). Analyzované části mechu reprezentují přibližně tříleté období expozice PAU. Poměr koncentrace sumy PAU mezi oběma sledovanými lokalitami v mechu a humusu je přibližně shodný (3,0, resp. 3,5).

Tab. 7 a obr. 13 uvádějí přehled vypočteného atmosférického spadu a látkového odnosu absolutně i relativně na jednotku plochy v obou experimentálních lokalitách.

Vypočtené výsledky potvrzují (tab. 7), že znečištění srážek je v případě PAU mnohonásobně vyšší než znečištění povrchových vod (obr. 13). Ostravsko-třínečká průmyslová aglomerace náleží v České republice k nejvíce zatíženým územím PAU. To potvrzují i výsledky z lokality Bystřice.

Pro velikosti koncentrací jednotlivých sloučenin PAU v atmosférickém spadu na plochu ( $\text{g.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ ) platí pořadí:

Bystřice: FLT > FEN > PYR > BAA > INP > CHR > BBF > BGP > BAP > FLU > NAP > BKF > ANT > DBA > ACN

Košetice: FLT > FEN > PYR > BAA > CHR > INP > BBF > NAP > BGP > BAP > BKF > FLU > DBA > ANT > ACN

Pro velikosti koncentrací jednotlivých sloučenin PAU v látkovém odnosu na plochu ( $\text{g.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ ) platí pořadí:

Bystřice: NAP > FEN > FLT > PYR > BAA > BBF > BAP > CHR > BGP > INP > BKF > ACN, FLU, ANT, DBA

Košetice: NAP > FLT > PYR > BAA > FEN > BGP > BBF > BAP > INP > CHR > BKF > ACN, FLU, ANT, DBA

Tab. 3. Hodnocení útvarů povrchových vod za období 2016–2018 v ukazatelích PAU pro třetí plánovací cyklus

Tab. 3. The assessment of surface water body status in the 2016–2018 period in PAH parameters for the third planning cycle

Sloučenina	NEK [ $\mu\text{g.l}^{-1}$ ]		Počet vodních útvarů		
	RP	NPK	Hodnocených	Nevyhovujících	Neklasifikovaných
Naftalen	2	130	728	0	50
Fluoren	0,1	-	601	5	0
Fenanthren	0,03	-	601	37	0
Anthracen	0,1	0,1	688	3	49
Fluoranthen	0,0063	0,12	690	351	48
Pyren	0,024	-	601	59	0
Benzo[a]antracen	0,03	-	601	7	0
Chrysen	0,024	-	601	59	0
Benzo[b]fluoranthen	-	0,017	689	167	45
Benzo[k]fluoranthen	-	0,017	689	68	46
Benzo[a]pyren	0,00017	0,27	689	274	413
Dibenzo[a,h]anthracen	0,016	-	601	1	0
Benzo[g,h,i]perlylen	-	0,0082	689	223	40

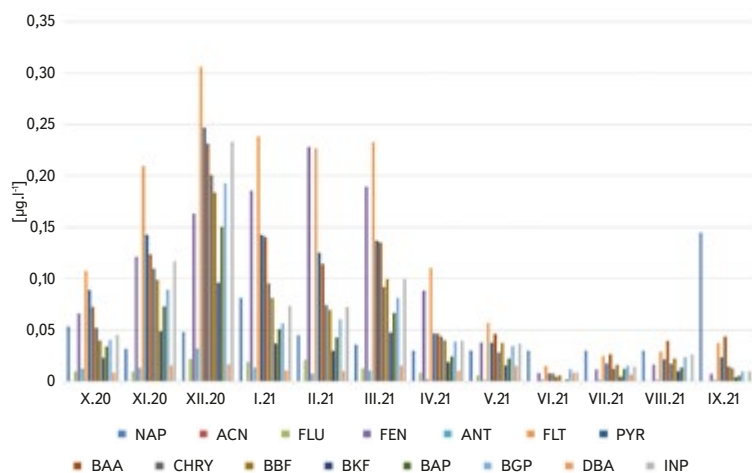
Tab. 4. Výsledky měření jednotlivých PAU v povrchové vodě a ve srážkách, lokalita Bystřice  
 Tab. 4. The results of measurements of individual PAHs in surface water and precipitation, Bystřice locality

Kampaň	Sloučenina PAU [ $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ]															15 PAU	
	NAP	ACN	FLU	FEN	ANT	FLT	PYR	BAA	CHRY	BBF	BKF	BAP	BGP	DBA	INP		
1	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,0030	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	< MS	
	bulk	0,0535	<0,0050	0,0098	0,0662	0,0124	0,1077	0,0888	0,0725	0,0521	0,0399	0,0231	0,0339	0,0405	0,0084	0,0455	0,6543
	throughfall	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0339	0,0049	0,0608	0,0503	0,0563	0,0316	0,0365	0,0201	0,0359	0,0452	0,0048	0,0559	0,4361
2	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,0030	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	< MS	
	bulk	0,0317	<0,0050	0,0097	0,1214	0,0133	0,2096	0,1425	0,1236	0,1098	0,0986	0,0491	0,0729	0,0890	0,0154	0,1170	1,2036
	throughfall	0,0496	<0,0050	0,0057	0,0645	0,0087	0,1102	0,0805	0,0836	0,0593	0,0540	0,0320	0,0531	0,0777	0,0074	0,0809	0,7671
3	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,0030	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	< MS	
	bulk	0,0482	<0,0050	0,0218	0,1633	0,0321	0,3062	0,2470	0,2314	0,2010	0,1836	0,0961	0,1504	0,1929	0,0167	0,2332	2,1238
	throughfall	0,1193	<0,0050	0,0092	0,1465	0,0253	0,2735	0,2185	0,2068	0,1659	0,1545	0,0803	0,1233	0,1631	0,0133	0,2040	1,9036
4	tok	0,0387	<0,0050	<0,0050	0,0058	<0,0020	0,0024	0,0016	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0485	
	bulk	0,0811	<0,0050	0,0191	0,1855	0,0136	0,2383	0,1427	0,1405	0,0953	0,0812	0,0370	0,0509	0,0565	0,0106	0,0735	1,2258
	throughfall	0,0671	<0,0050	0,0245	0,2530	0,0300	0,3510	0,2420	0,1692	0,1545	0,1355	0,0641	0,0955	0,1086	0,0107	0,1465	1,8521
5	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0078	<0,0020	0,0028	0,0019	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0125	
	bulk	0,0451	<0,0050	0,0211	0,2281	0,0077	0,2269	0,1252	0,1144	0,0741	0,0697	0,0298	0,0429	0,0602	0,0103	0,0723	1,1278
	throughfall	0,0624	<0,0050	0,0215	0,3160	0,0158	0,3150	0,1782	0,1569	0,0884	0,0802	0,0357	0,0497	0,0678	0,0068	0,0825	1,4769
6	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0063	<0,0020	0,0018	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0081	
	bulk	0,0360	<0,0050	0,0127	0,1893	0,0107	0,2328	0,1368	0,1352	0,0919	0,0993	0,0474	0,0668	0,0812	0,0155	0,1000	1,2555
	throughfall	0,0591	<0,0050	0,0106	0,1960	0,0171	0,3066	0,2023	0,1899	0,1123	0,1171	0,0587	0,0880	0,0956	0,0106	0,1213	1,5849
7	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,0030	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	< MS	
	bulk	0,0300	<0,0050	0,0084	0,0883	0,0023	0,1106	0,0468	0,0463	0,0437	0,0400	0,0190	0,0240	0,0388	0,0105	0,0397	0,5483
	throughfall	0,0349	<0,0050	0,0142	0,1422	0,0077	0,1822	0,1030	0,0927	0,0615	0,0524	0,0253	0,0354	0,0483	0,0072	0,0570	0,8640
8	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0045	<0,0020	0,0018	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0063	
	bulk	0,0300	<0,0050	0,0059	0,0381	0,0017	0,0569	0,0378	0,0461	0,0281	0,0376	0,0157	0,0224	0,0343	0,0152	0,0369	0,4065
	throughfall	<0,0300	<0,0050	0,0059	0,0424	<0,0020	0,0699	0,0438	0,0441	0,0309	0,0438	0,0194	0,0247	0,0410	0,0250	0,0413	0,4319
9	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0051	<0,0020	0,0018	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0070	
	bulk	0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0081	0,0017	0,0152	0,0079	0,0075	0,0047	0,0059	<0,0020	0,0020	0,0119	0,0084	0,0088	0,1121
	throughfall	0,0330	<0,0050	<0,0050	0,0153	<0,0020	0,0390	0,0227	0,0190	0,0134	0,0129	0,0023	0,0077	0,0125	0,0057	0,0112	0,1947
10	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0090	<0,0020	0,0094	0,0068	0,0058	0,0040	0,0053	0,0021	0,0040	0,0037	<0,0020	<0,0050	0,0502
	bulk	0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0119	0,0017	0,0245	0,0173	0,0263	0,0122	0,0162	0,0048	0,0119	0,0151	0,0067	0,0142	0,1927
	throughfall	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0143	<0,0020	0,0197	0,0141	0,0169	0,0088	0,0111	0,0048	0,0113	0,0099	0,0025	0,0111	0,1243
11	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,0030	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	< MS	
	bulk	0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0164	0,0017	0,0289	0,0216	0,0394	0,0172	0,0224	0,0100	0,0136	0,0236	<0,0020	0,0261	0,2508
	throughfall	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0097	<0,0020	0,0131	0,0101	0,0160	0,0067	0,0123	0,0068	0,0122	0,0139	<0,0020	0,0167	0,1177
12	tok	0,1138	<0,0050	<0,0050	0,0050	<0,0020	0,0111	0,0090	0,0081	0,0052	0,0064	0,0034	0,0056	0,0050	<0,0020	0,0066	0,1791
	bulk	0,1449	<0,0050	<0,0050	0,0073	0,0017	0,0375	0,0236	0,0436	0,0146	0,0127	0,0040	0,0057	0,0098	<0,0020	0,0100	0,3154
	throughfall	0,1102	<0,0050	<0,0050	0,0058	<0,0020	0,0055	0,0035	0,0037	0,0067	0,0018	<0,0020	<0,0020	0,0020	<0,0020	<0,0050	0,1392
Průměr	tok	0,0127	<0,0050	<0,0050	0,0036	<0,0020	0,0026	0,0016	0,0012	0,0008	0,0058	0,0005	0,0008	0,0007	<0,0020	0,0006	0,0309
	bulk	0,0492	<0,0050	0,0090	0,0937	0,0084	0,1329	0,0865	0,0856	0,0620	0,0589	0,0305	0,0414	0,0545	0,0098	0,0648	0,7872
	throughfall	0,0446	<0,0050	0,0076	0,1030	0,0091	0,1455	0,0974	0,0879	0,0617	0,0593	0,0318	0,0447	0,0571	0,0078	0,0690	0,8265

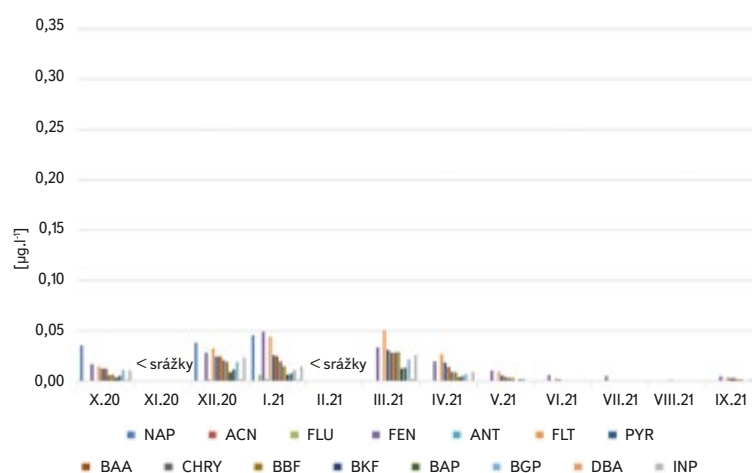
Tab. 5. Výsledky měření jednotlivých PAU v povrchové vodě a ve srážkách, lokalita Košetice  
 Tab. 5. The results of measurements of individual PAHs in surface water and precipitation, Košetice locality

Kampaň		Sloučenina PAU [ $\mu\text{g.l}^{-1}$ ]														15 PAU	
		NAP	ACN	FLU	FEN	ANT	FLT	PYR	BAA	CHRY	BBF	BKF	BAP	BGP	DBA		INP
1	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0056	<0,0020	0,0170	0,0134	0,0106	0,0063	0,0062	0,0039	0,0078	0,0069	<0,0020	0,0091	0,0866
	bulk	0,0354	<0,0050	<0,0050	0,0167	<0,0020	0,0143	0,0124	0,0126	0,0059	0,0064	0,0036	0,0050	0,0110	0,0018	0,0105	0,1356
	throughfall	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0172	<0,0020	0,0179	0,0138	0,0120	0,0074	0,0067	0,0038	0,0055	0,0083	0,0019	0,0094	0,1039
2	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0050	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0050
	bulk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	throughfall	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,003	<0,0020	0,0038	0,0032	0,0030	0,0018	0,0025	<0,0020	0,0020	0,0024	<0,0020	<0,0050	0,0187
	bulk	0,0382	<0,0050	<0,0050	0,0283	0,0015	0,0325	0,0244	0,0244	0,0209	0,0189	0,0087	0,0116	0,0189	0,0021	0,0233	0,2536
	throughfall	0,0422	<0,0050	<0,0050	0,0455	0,0035	0,0575	0,0448	0,0427	0,0351	0,0267	0,0133	0,0187	0,0283	0,0022	0,0334	0,3939
4	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0068	<0,0020	0,0039	0,0030	0,0027	<0,0020	0,0017	<0,0020	0,0015	0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0218
	bulk	0,0458	<0,0050	0,0063	0,0488	0,0020	0,0441	0,0258	0,0244	0,0194	0,0147	0,0067	0,0073	0,0112	0,0018	0,0148	0,2731
	throughfall	0,0443	<0,0050	0,0061	0,0603	0,0028	0,0584	0,0371	0,0350	0,0249	0,0192	0,0091	0,0125	0,0161	0,0020	0,0216	0,3492
5	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0054	<0,0020	0,0019	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0073
	bulk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	throughfall	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,003	<0,0020	0,0022	0,0016	0,0017	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0056
	bulk	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0337	<0,0020	0,0506	0,0310	0,0285	0,0283	0,0289	0,0125	0,0134	0,0215	0,0023	0,0261	0,2767
	throughfall	<0,0300	<0,0050	0,0121	0,0720	0,0024	0,0789	0,0512	0,0465	0,0330	0,0352	0,0147	0,0192	0,0263	0,0023	0,0339	0,4276
7	tok	0,1260	<0,0050	<0,0050	<0,003	<0,0020	0,0023	0,0017	0,0020	<0,0020	0,0017	<0,0020	<0,0020	0,0017	<0,0020	<0,0050	0,1355
	bulk	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0196	<0,0020	0,0269	0,0183	0,0141	0,0091	0,0089	0,0038	0,0046	0,0070	<0,0020	0,0093	0,1216
	throughfall	<0,0300	<0,0050	0,0100	0,0390	<0,0020	0,0430	0,0265	0,0190	0,0136	0,0141	0,0066	0,0088	0,0128	0,0019	0,0170	0,2123
8	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,003	<0,0020	0,0023	0,0017	<0,0020	<0,0020	0,0018	<0,0020	<0,0020	0,0018	<0,0020	<0,0050	0,0075
	bulk	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0104	<0,0020	0,0094	0,0055	0,0040	0,0032	0,0032	<0,0020	0,0016	0,0025	<0,0020	<0,0050	0,0399
	throughfall	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0104	<0,0020	0,0316	0,0190	0,0166	0,0107	0,0110	0,0053	0,0081	0,0093	<0,0020	0,0107	0,1326
9	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0054	<0,0020	0,0023	0,0017	0,0015	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0110
	bulk	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0061	<0,0020	0,0027	0,0018	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0106
	throughfall	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0103	<0,0020	0,0119	0,0067	0,0032	0,0029	0,0025	<0,0020	0,0018	0,0023	<0,0020	<0,0050	0,0414
10	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0047	<0,0020	0,0029	0,0024	0,0021	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0121
	bulk	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0050	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0050
	throughfall	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0087	<0,0020	0,0170	0,0108	0,0082	0,0074	0,0054	0,0025	0,0045	0,0046	<0,0020	0,0054	0,0747
11	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,003	<0,0020	0,0077	0,0064	0,0061	0,0032	0,0042	0,0021	0,0042	0,0038	<0,0020	0,0046	0,0422
	bulk	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,003	<0,0020	0,0015	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0050	0,0015
	throughfall	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	tok	<0,0300	<0,0050	<0,0050	<0,003	<0,0020	0,0090	0,0070	0,0080	0,0030	0,0030	0,0020	0,0030	0,0030	<0,0020	0,0050	0,0430
	bulk	<0,0300	<0,0050	<0,0050	0,0047	<0,0020	0,0041	0,0028	0,0026	0,0015	0,0016	<0,0020	<0,0020	0,0016	<0,0020	<0,0050	0,0189
	throughfall	0,0297	<0,0050	<0,0050	0,0093	<0,0020	0,0147	0,0090	0,0060	0,0047	0,0041	0,0018	0,0045	0,0038	<0,0020	0,0045	0,0921
Průměr	tok	0,0105	<0,0050	<0,0050	0,0027	<0,0020	0,0046	0,0035	0,0031	0,0012	0,0018	0,0007	0,0072	0,0018	<0,0020	0,0016	0,0387
	bulk	0,0099	<0,0050	0,0005	0,0144	0,0003	0,0155	0,0102	0,0092	0,0074	0,0069	0,0029	0,0036	0,0061	0,0007	0,0070	0,0946
	throughfall	0,0097	<0,0050	0,0024	0,0227	0,0007	0,0276	0,0182	0,0158	0,0116	0,0104	0,0048	0,0070	0,0093	0,0009	0,0113	0,1524

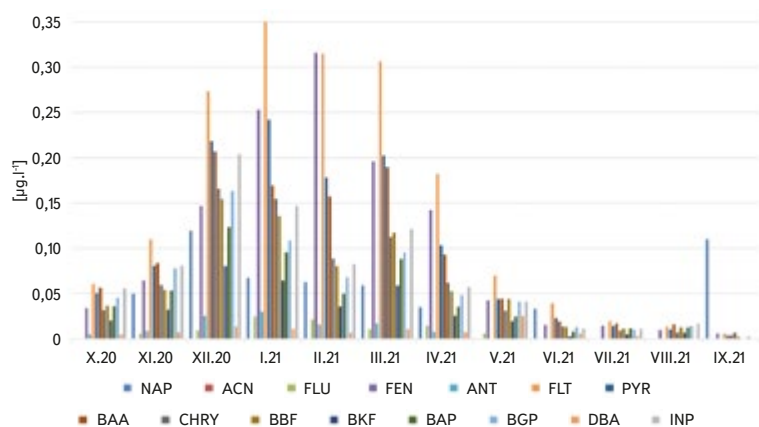




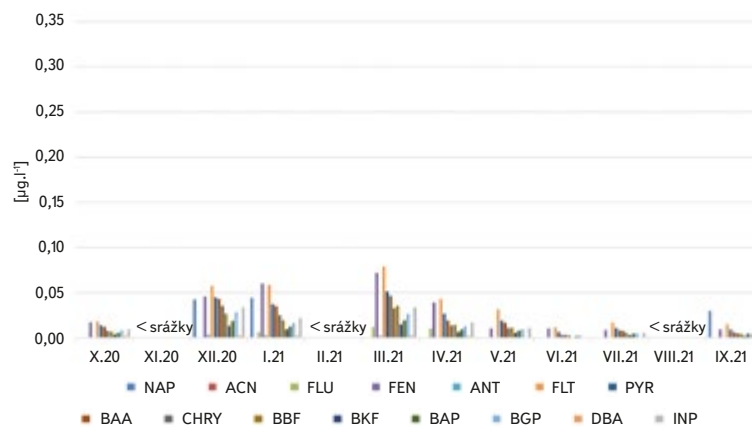
Obr. 7. Suchý potok, Bystřice – koncentrace PAU ve srážkách: BULK  
 Fig. 7. Suchý stream, Bystřice – PAHs concentration in precipitation: BULK



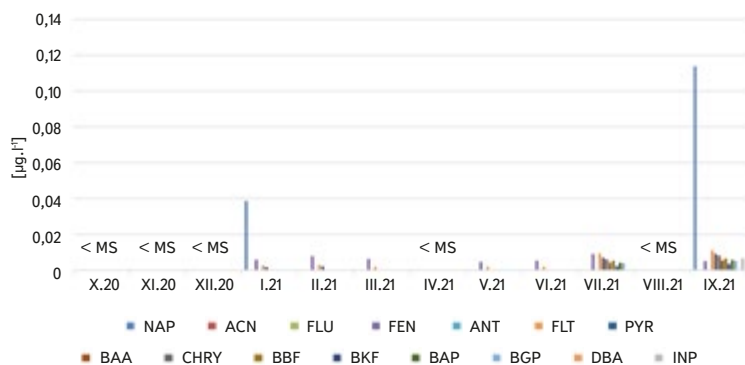
Obr. 10. Lesní potok, Košetice – koncentrace PAU ve srážkách: BULK  
 Fig. 10. Lesní stream, Košetice – PAHs concentration in precipitation: BULK



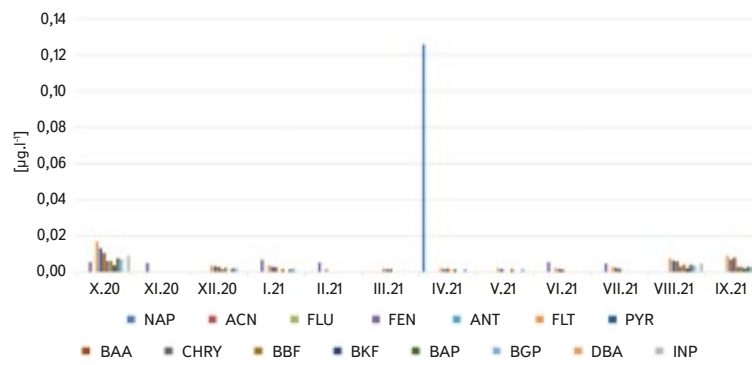
Obr. 8. Suchý potok, Bystřice – koncentrace PAU ve srážkách: THROUGHFALL  
 Fig. 8. Suchý stream, Bystřice – PAHs concentration in precipitation: THROUGHFALL



Obr. 11. Lesní potok, Košetice – koncentrace PAU ve srážkách: THROUGHFALL  
 Fig. 11. Lesní stream, Košetice – PAHs concentration in precipitation: THROUGHFALL



Obr. 9. Suchý potok, Bystřice – koncentrace PAU v povrchové vodě  
 Fig. 9. Suchý stream, Bystřice – PAHs concentration in surface water



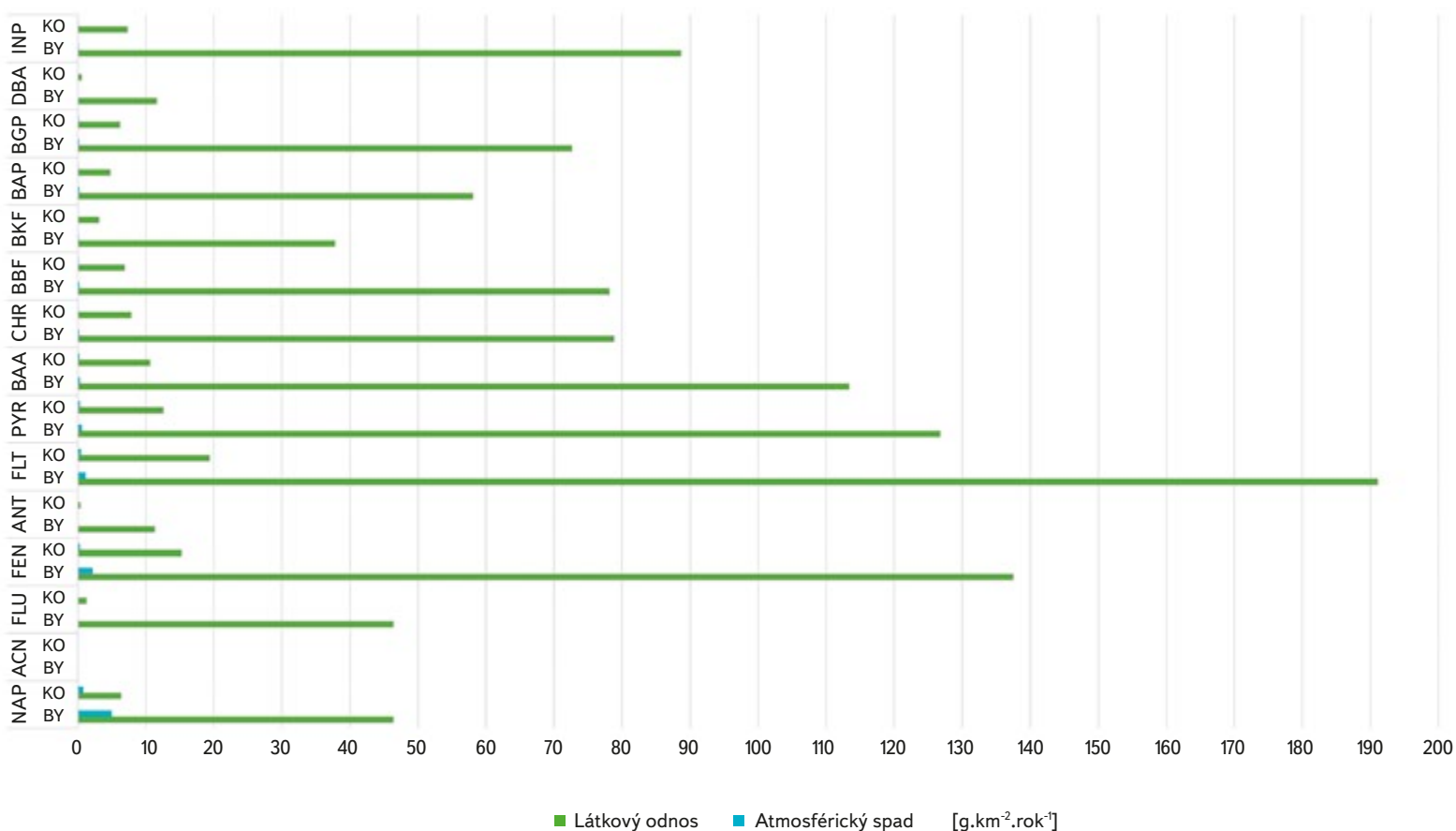
Obr. 12. Lesní potok, Košetice – koncentrace PAU v povrchové vodě  
 Fig. 12. Lesní stream, Košetice – PAHs concentration in surface water

Tab. 6. Orientační srovnání koncentrací PAU v dalších sledovaných maticích v letech 2020 a 2021  
 Tab. 6. Indicative comparison of PAH concentrations in other monitored matrices in 2020 and 2021

Látka [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Lokalita – rok											
	Potoční sediment				Mech				Humus			
	BY – 2020	BY – 2021	KO – 2020	KO – 2021	BY – 2020	BY – 2021	KO – 2020	KO – 2021	BY – 2020	BY – 2021	KO – 2020	KO – 2021
Naftalen	0,0130	0,0140	0,0410	0,0910	0,0755	0,0664	0,0507	0,0527	0,1580	0,1710	0,1120	0,1060
Acenaftalen	< 0,0020	0,0040	0,0060	0,0080	0,0037	0,0054	0,0025	0,0034	0,0169	0,0314	0,0123	0,0143
Fluoren	< 0,0020	0,0040	0,0070	0,0080	0,0094	0,0088	0,0056	0,0061	0,0315	0,0482	0,0135	0,0199
Fenantren	0,0160	0,0340	0,0810	0,1010	0,0326	0,0389	0,0103	0,0216	0,4000	0,5020	0,1400	0,1440
Anthracen	0,0020	0,0040	0,0130	0,0080	0,0028	0,0025	0,0018	0,0016	0,0403	0,0509	0,0124	0,0201
Fluoranthen	0,0390	0,0700	0,2100	0,2670	0,0560	0,0754	0,0120	0,0256	0,7130	0,8680	0,2850	0,2770
Pyren	0,0280	0,0500	0,1660	0,2060	0,0360	0,0517	0,0113	0,0178	0,4850	0,5740	0,2100	0,1990
Benzo[a]anthracen	0,0330	0,0720	0,1770	0,2600	0,0178	0,0228	0,0040	0,0052	0,3350	0,3520	0,0915	0,0782
Chrysen	0,0160	0,0320	0,0760	0,1070	0,0330	0,0523	0,0088	0,0112	0,6670	0,8930	0,1160	0,1550
Benzo[b]fluoranthen	0,0210	0,0390	0,1110	0,1120	0,0736	0,1105	0,0088	0,0181	0,7920	1,0551	0,1770	0,1959
Benzo[k]fluoranthen	0,0100	0,0170	0,0640	0,0690	0,0195	0,0367	0,0056	0,0059	0,2510	0,3690	0,0723	0,0849
Benzo[a]pyren	0,0160	0,0310	0,1320	0,1280	0,0185	0,0363	0,0058	0,0078	0,3760	0,3900	0,1260	0,1250
Dibenzo[a,h]anthracen	0,0160	0,0310	0,1160	0,1180	0,0091	0,0090	0,0053	0,0015	0,1144	0,1093	0,0299	0,0268
Benzo[g,h,i]perylene	0,0020	0,0040	0,0230	0,0110	0,0243	0,0309	0,0082	0,0080	0,4470	0,4100	0,1450	0,1160
Indeno[1,2,3-c,d]pyren	0,0190	0,0430	0,1370	0,1420	0,0239	0,0345	0,0077	0,0082	0,6010	0,5530	0,1440	0,1380
15 PAU	0,2310	0,4490	1,3600	1,6360	0,4355	0,5822	0,1481	0,1946	5,4281	6,3769	1,6869	1,7001

Tab. 7. Výpočet celkového spadu a látkového odnosu v daných lokalitách  
 Tab. 7. Calculation of the atmospheric fallout and riverine load in pilot localities

Látka	Atmosférický spad [g.rok <sup>-1</sup> ]		Atmosférický spad na jednotku plochy [g.km <sup>-2</sup> .rok <sup>-1</sup> ]		Látkový odnos [g.rok <sup>-1</sup> ]		Látkový odnos na jednotku plochy [g.km <sup>-2</sup> .rok <sup>-1</sup> ]		Poměr odnosu a spadu [%]	
	Lokalita									
	BY	KO	BY	KO	BY	KO	BY	KO	BY	KO
Naftalen	21,443	1,868	46,414	6,396	2,309	0,232	4,998	0,794	10,8	12,4
Acenaftalen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,0	0,0
Fluoren	4,832	0,382	46,414	1,308	0,000	0,000	0,000	0,000	0,0	0,0
Fenantren	65,513	4,448	137,475	15,231	1,001	0,099	2,166	0,340	1,5	2,2
Anthracen	5,254	0,120	11,372	0,410	0,000	0,000	0,000	0,000	0,0	0,0
Fluoranthen	88,267	5,655	191,055	19,367	0,547	0,132	1,185	0,451	0,6	2,3
Pyren	58,552	3,678	126,735	12,595	0,290	0,095	0,628	0,326	0,5	2,6
Benzo[a]anthracen	52,394	3,115	113,407	10,666	0,164	0,074	0,355	0,253	0,3	2,4
Chrysen	36,414	2,291	78,818	7,846	0,109	0,026	0,235	0,089	0,3	1,1
Benzo[b]fluoranthen	36,083	2,011	78,101	6,888	0,137	0,050	0,297	0,170	0,4	2,5
Benzo[k]fluoranthen	17,471	0,915	37,816	3,132	0,064	0,015	0,140	0,052	0,4	1,6
Benzo[a]pyren	26,837	1,404	58,088	4,809	0,113	0,036	0,254	0,122	0,4	2,6
Dibenzo[a,h]anthracen	5,369	0,158	11,621	0,542	0,000	0,000	0,000	0,000	0,0	0,0
Benzo[g,h,i]perylene	33,561	1,808	72,642	6,191	0,103	0,052	0,223	0,176	0,3	2,9
Indeno[1,2,3-c,d]pyren	40,976	2,142	88,693	7,334	0,081	0,035	0,176	0,120	0,2	1,6
15 PAU	492,966	29,995	1 098,651	102,715	4,918	0,846	10,657	2,893	1,0	2,8



Obr. 13. Výpočet atmosférického spadu a látkového odnosu PAU na jednotku plochy

Fig. 13. Calculation of atmospheric fallout and riverine load per area

## DISKUZE A ZÁVĚR

Provedená terénní měření ve vybraných lesních mikropovodích Bystřice a Košetice potvrzují, že znečištění srážek PAU je mnohonásobně vyšší než znečištění povrchových vod. Příspěvek PAU atmosférickými srážkami je bilančně významnější než povrchovými vodami, což potvrzuje např. Lipiatou [16]. Byla zaznamenána významná sezonní variace koncentrací PAU ve srážkách s maximy v zimních měsících. Z atmosféry jsou PAU odstraňovány suchým a mokřým spadem. Rozsah koncentrací je přímo závislý na meteorologických podmínkách. Sezonní změny koncentrací PAU vykazují maximum v zimním a minimum v letním období. Maxima v chladném období roku v souvislosti s častým spalováním fosilních paliv a atmosférickými podmínkami nemusejí vždy vést ke zvýšenému obsahu PAU v toku. Významným zdrojem PAU v letních měsících jsou v důsledku prohlubující se klimatické změny také lesní požáry [17]. Vyšší teploty přispívají k účinnější oxidaci atmosférickými stopovými plyny ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ), takže jejich degradace v létě probíhá rychleji než v zimě. Jejich regionální distribuce je závislá na lokálních zdrojích, přičemž hlavními zdroji jsou procesy spalování fosilních paliv, domácí vytápění a automobilová doprava.

Obsah PAU ve srážkách závisí na rozpustnosti ve vodě. PAU s nízkou molekulovou hmotností jsou rozpustné v rozmezí  $\text{mg.l}^{-1}$ , vyšší PAU pak v rozmezí  $\text{ng.l}^{-1}$ . PAU s nižší molekulovou hmotností se v atmosféře nacházejí na tuhých částicích i v plynné fázi, s rostoucí molekulovou hmotností jsou PAU více sorbovány na tuhých částicích a pouze malá část je v rozpustné frakci.

PAU v plynné fázi se stávají součástí mokré atmosférické depozice prostřednictvím mezifázové výměny plyn-kapalina v procesu podoblačného vymývání, zatímco PAU asociované s tuhými částicemi jsou efektivněji vymývány procesy vnitrooblačného vymývání jako důsledek difuze, impaktu a záchytu [18].

Částice s navázanými sloučeninami PAU ze spalovacích procesů mohou být v atmosféře transportovány na velké vzdálenosti, a mohou se tak dostávat do oblastí bez zřejmých zdrojů. Tento mechanismus dálkového transportu závisí na velikosti částic atmosférického aerosolu. Aerosolové částice menších rozměrů ( $< 1 \mu\text{m}$ ), které nejsou účinně odstraňovány z atmosféry procesy suché a mokré depozice, setrvávají v atmosféře delší dobu, a mohou být tedy důvodem jejich přítomnosti ve vzdálených oblastech. Větší atmosférické aerosoly ( $> 5 \mu\text{m}$ ) jsou účinněji odstraňovány srážkami a jsou deponovány blíže svým zdrojům, což je právě případ lokality Bystřice v povodí Suchého potoka.

Velikost atmosférického spadu  $\Sigma_{15}$  PAU v lokalitě Bystřice byla vypočtena na  $1098,7 \text{ g.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ , v lokalitě Košetice je 10x nižší  $102,7 \text{ g.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ . Na tomto spadu se nejvíce podílejí fluoranthen (18 %), fenanthren (13 %) a pyren (12 %). Pro srovnání s již publikovanými daty byl spad převeden na  $\text{ng.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ :  $3\,010 \text{ ng.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  (BY) a  $102 \text{ ng.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  (KO). Ve venkovských oblastech je uváděn atmosférický spad (bulk)  $38\text{--}2\,000 \text{ ng.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , v městském prostředí  $36\text{--}20\,000 \text{ ng.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  [17]. Při normalizaci velikosti atmosférického spadu  $\Sigma_{15}$  PAU v lokalitě Bystřice na velikost srážky v lokalitě Košetice vychází, že zátěž PAU v lokalitě Bystřice je 4,5x vyšší než v referenční lokalitě Košetice.

Svrchní vrstva půdy a vegetační pokryv PAU sorbuje. Do povrchových vod se PAU dostávají erozním smyvem. Koncentrace  $\Sigma_{15}$  PAU v Suchém potoce v lokalitě Bystřice činila  $0,026 \pm 0,049 \text{ mg.l}^{-1}$ , v Lesním potoce v lokalitě Košetice



0,033 ± 0,038 mg.l<sup>-1</sup>. Látkový odtok z mikropovodí Suchého potoka tak tvořil jen 1 % atmosférického spadu mokrou depozicí v lokalitě Bystřice a 2,8 % z mikropovodí Lesního potoka v lokalitě Košetice.

Vysokomolekulární PAU se díky extrémně nízké těkavosti a malé rozpustnosti v povrchové vodě vyskytují ve velmi malých koncentracích. Jejich dotace do povrchových vod je však významná během vyšších srážkových epizod, kdy se uplatňuje eroze a splach ze zpevněných ploch. Přesnost bilance látkového odtoku PAU povrchovými vodami je ovlivněna: časem vzorkování povrchové vody ve vztahu ke srážkám v předcházejícím období, podílem jemných částic v říčním sedimentu, průtokovými poměry v době vzorkování, kdy při vyšších průtocích dochází ke vznosu jemné frakce sedimentu ve vodním sloupci.

Vzhledem k tomu, že jen některé bodové odběry povrchových vod v experimentálních mikropovodích Suchého potoka a Lesního potoka byly provedeny bezprostředně po srážkoodtokové události s možným erozním smyvem, skutečný podíl látkového odtoku PAU povrchovou vodou k bilanci atmosférického spadu mokrou depozicí bude patrně vyšší než výše uvedené hodnoty 1 %, resp. 2,8 %. Další zpřesnění vlivu atmosférické depozice PAU na jakost povrchových vod si vyžádá další výzkum, a to i kvůli významnému podílu útvarů povrchových vod nedosahujících dobrého chemického stavu ve většině ukazatelů PAU.

Původ PAU lze odvodit z poměru fluoranthenu k pyrenu [např. 19]. Pokud je tento poměr větší než 1, původem jsou spalovací procesy; pokud je nižší než 1, původem jsou petrochemické produkty. Jak v lokalitě Bystřice, tak Košetice byl tento poměr větší než 1. Konkrétně v celkové mokré depozici (bulk) činil v lokalitě Bystřice 1,6 a v lokalitě Košetice 1,5. V případě podkorunové depozice byl téměř shodný: 1,5, resp. 1,55 v Košetících. V chladnější polovině roku byl tento poměr v lokalitě Bystřice mírně vyšší (1,7 bulk) než v letním období. V Suchém potoce poměr fluoranthenu k pyrenu činil 1,4, v Lesním potoce 1,3. Obdobné poměry byly potvrzeny v pevných maticích vyjma humusu: v povodí Suchého potoka byl poměr 1,5, avšak v povodí Lesního potoka 2,4. V mechu travník Schreberův poměr obou PAU činil 1,5 v lokalitě Bystřice, v Košetících byl mírně nižší – 1,25.

Podrobnější popis zastoupení PAU ve sledovaných maticích a vazeb mezi znečištěním jednotlivých složek životního prostředí je dostupný na webových stránkách projektu [20].

Na podzim 2022 byl Evropskou komisí zveřejněn návrh novely směrnice 2008/105/ES, v němž se norma environmentální kvality NEK-RP pro fluoranthen významně zpřísňuje. Problematika znečištění životního prostředí a vod PAU tak nabývá na významu.

## Poděkování

Tento příspěvek byl podpořen grantem Technologické agentury ČR SS01010231 „Dopady atmosférické depozice na vodní prostředí se zohledněním klimatických podmínek“.

## Literatura

- [1] *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES ze dne 16. prosince 2008 o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky, změně a následném zrušení směrnic Rady 82/176/EHS, 83/513/EHS, 84/156/EHS, 84/491/EHS a 86/280/EHS a změně směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES.*
- [2] *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU ze dne 12. srpna 2013, kterou se mění směrnice 2000/60/ES a 2008/105/ES, pokud jde o prioritní látky v oblasti vodní politiky.*
- [3] *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.*
- [4] *Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.*
- [5] TOMANIOVÁ, M., KOCOUREK, V., HAJŠLOVÁ, J. Polycyklické aromatické uhlovodíky v potravinách. *Chemické Listy*. 1997, 91, s. 357–366.
- [6] HOLOUBEK, I. *Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí*. Praha: Český ekologický ústav a Odbor environmentálních rizik a monitoringu MŽP ČR, 1996, s. 136. ISBN 800-85087-44-8.
- [7] AMEI, J. P., HAMBALI, H. U., OGADIMMA, A. Prediction of Henry's Law Constant of Aromatic Hydrocarbons through Quantitative Structure Property Relationship Modelling. *Journal of Computational Methods in Molecular Design*. 2015, 5(4), s. 129–141.
- [8] THIELE-BRUHN, S., BRÜMMER, G. W. Kinetics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Degradation in Long-Term Polluted Soils during Bioremediation. *Plant and Soil*. 2005, 275(1), s. 31–42. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11014-004-0265-9>
- [9] LIA, J., SHANGA, X., ZHAO, Z., TANGUAYA, R. L., DONGA, X., HUANGA, CH. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water, Sediment, Soil, and Plants of the Aojiang River Waterway in Wenzhou, China. *Journal of Hazardous Materials*. 2010, 173(1–3), s. 75–81. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/w8080334>
- [10] SHANG, J., CHEN, J., SHEN, Z., XIAO, X., YANG, H., WANG, Y., RUAN, A. Photochemical Degradation of PAHs in Estuarine Surface Water: Effects of DOM, Salinity, and Suspended Particulate Matter. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015, 22, s. 12 374–12 383. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4543-2>
- [11] MIČANÍK, T., VYSKOC, P., PRCHALOVÁ, H., POLÁŠEK, M., NĚMEJCOVÁ, D., DURČÁK, M., RICHTER, P. Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2020, 62(6), s. 4–18. ISSN 0322-8916.
- [12] JAMESON, CH. W. Part 1 Chapter 7 Polycyclic aromatic hydrocarbons and associated occupational exposures. Tumour Site Concordance and Mechanisms of Carcinogenesis. *IARC Scientific Publications*. 2019, 165. ISBN-13: 978-92-832-2217-0. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK570325/>
- [13] NISBET, I. C. T., LAGOY, P. K. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 1992, 16, s. 290–300. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(92\)90009-X](https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90009-X)
- [14] SEIBERT, R., KREJČÍ, B., VOLNÁ, V., HLADKÝ, D. *Identifikace zdrojů znečišťování ovzduší – souhrnná zpráva za oblast 1 (Třinecko)*. Český hydrometeorologický ústav. 2022, s. 59. Dostupné z: [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/reditel/SIS/nakladatelstvi/assets/td\\_147.pdf](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/reditel/SIS/nakladatelstvi/assets/td_147.pdf)
- [15] BRANIŠ, M., HŮNOVÁ, I. a kol. *Atmosféra a klima: aktuální otázky ochrany ovzduší*. Praha: Karolinum, 2011, s. 165. ISBN 978-80-246-1598-1.
- [16] LIPIATOU, E., TOLOSA, I., SIMÓ, R., BOULOUBASSI, I., DACHS, J., MARTI, S., SICRE, M. A., BAYONA, J. M., GRIMALT, J. O., SALIOT, A., ALBAIGÉS, J. Mass Budget and Dynamics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research II*. 1997, 44(3–4), s. 881–905. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(96\)00093-8](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(96)00093-8)
- [17] NEŽIKOVÁ, B., DEGRENDELE, C., ČUPR, P., HOHENBLUM, P., MOCHE, W., PROKEŠ, R., VAŇKOVÁ, L., KUKUČKA, P., MARTINÍK, J., AUDY, O., PŘIBYLOVÁ, P., HOLOUBEK, I., WEISS, P., KLÁNOVÁ, J., LAMMEL, G. Bulk Atmospheric Deposition of Persistent Organic Pollutants and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Central Europe. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019, (26)23, s. 23 429–23 441. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05464-9>
- [18] HOLOUBEK, I. *Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí*. Praha: Český ekologický ústav a Odbor environmentálních rizik a monitoringu MŽP ČR, 1996, s. 63. ISBN 800-85087-44-8.
- [19] ZHU, L. Z., CHEN, Y. Y., ZHOU, R. B. Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water, Sediment and Soil in Drinking Water Resource of Zhejiang Province, China. *Journal of Hazardous Materials*. 2008, 150(2), s. 308–316. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.102>
- [20] *Stránky projektu „Dopady atmosférické depozice na vodní prostředí se zohledněním klimatických podmínek“ (vid. 4. květen 2023)*. Dostupné z <https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/atmosferickadepozice/default.asp?tab=0&wmap=>

## Autoři

### Ing. František Sýkora<sup>1</sup>

✉ frantisek.sykora@vuv.cz  
ORCID: 0000-0003-1003-0935

### Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D.<sup>1</sup>

✉ tomas.micanik@vuv.cz  
ORCID: 0000-0002-5867-0985

### Mgr. Silvie Semerádová<sup>1</sup>

✉ silvie.semeradova@vuv.cz  
ORCID: 0000-0002-6633-9424

### doc. RNDr. Ivan Suchara, CSc.<sup>2</sup>

✉ suchara@vukoz.cz  
ORCID: 0000-0003-2027-4503

### Ing. Nikola Verlíková<sup>1</sup>

✉ nikola.verlikova@vuv.cz  
ORCID: 0000-0003-4323-3579

### Ing. Julie Sucharová, Ph.D.<sup>2</sup>

✉ julie.sucharova@vukoz.cz  
ORCID: 0000-0002-1370-6681

<sup>1</sup> Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Ostrava, Praha

<sup>2</sup> Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Praha

Príspevek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.05.003

## ATMOSPHERIC DEPOSITION AS A POSSIBLE SOURCE OF SURFACE WATER POLLUTION

(Preliminary results of the project, part 2. – polycyclic aromatic hydrocarbons)

**SÝKORA, F.<sup>1</sup>; MIČANÍK, T.<sup>1</sup>; SEMERÁDOVÁ, S.<sup>1</sup>; SUCHARA, I.<sup>2</sup>; VERLÍKOVÁ, N.<sup>1</sup>; SUCHAROVÁ, J.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>T. G. Masaryk Water Research Institute, Ostrava, Prague

<sup>2</sup>The Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Prague

**Keywords:** atmospheric deposition – surface water – pollution sources – polycyclic aromatic hydrocarbons

From October 2020 to September 2021, in two forest microcatchments in the Czech Republic, the quality of wet atmospheric deposition (bulk and throughfall) was monitored simultaneously with the surface water quality in the local watercourse, soil and moss *Pleurozium schreberi*. An evaluation of the 15 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) burden of the above-mentioned matrices is presented. The first location was chosen in Beskid Mountains in the Moravian-Silesian region in the cadastre of the village of Bystřice in the upper basin of the Suchý stream (altitude 590 to 835 m a.s.l.). This area is affected by industrial activities. The second reference location was chosen in the Bohemian-Moravian Highlands near the Košetice observatory (altitude 520 m a.s.l.). A significant PAHs burden was confirmed in the Bystřice locality. The concentration of  $\Sigma 15$  PAH during the monitored period in the bulk deposition was  $0.785 \pm 0.579$  mg.l<sup>-1</sup> in the Bystřice locality and  $0.114 \pm 0.110$  mg.l<sup>-1</sup> in the Košetice locality. In the throughfall deposition, the concentration of  $\Sigma 15$  PAHs was slightly higher:  $0.824 \pm 0.670$  mg.l<sup>-1</sup> in the Bystřice locality and  $0.203 \pm 0.141$  mg.l<sup>-1</sup> in the Košetice locality. Significantly higher PAHs concentrations were found in the cold half of the year. The amount of atmospheric fallout of  $\Sigma 15$  PAHs in the Bystřice locality was calculated at  $1,098.7$  g.km<sup>-2</sup>.year<sup>-1</sup>, in the Košetice locality it is 10 times lower at  $102.7$  g.km<sup>-2</sup>.year<sup>-1</sup>. The topsoil and vegetation cover PAHs sorb. PAHs enter surface waters through erosion. The concentration of  $\Sigma 15$  PAHs in Suchý stream in the Bystřice locality was  $0.026 \pm 0.049$  mg.l<sup>-1</sup>, in Lesní stream in the Košetice locality  $0.033 \pm 0.038$  mg.l<sup>-1</sup>. Total  $\Sigma 15$  PAHs flux by the Suchý stream (upper basin) accounts only 1 % of the atmospheric fallout bulk deposition in the Bystřice locality and 2.8 % by the Lesní stream in the Košetice locality. The ratio of fluoranthene and pyrene in the precipitation indicates the origin of PAHs pollution from combustion processes (FLT/PYR > 1) in both locations. In bulk deposition, this FLT/PYR ratio was 1.6 in the Bystřice locality and 1.5 in the Košetice locality, and 1.5 (Bystřice) and 1.6 (Košetice) in the throughfall. The river sediment burden with  $\Sigma 15$  PAHs in Lesní stream ( $1.498 \pm 0.138$  mg.kg<sup>-1</sup>) was more than in Suchý stream ( $0.340 \pm 0.109$  mg.kg<sup>-1</sup>) due to the different granularity with a significantly higher proportion of fine soil particles, although the content of  $\Sigma 15$  PAHs in the upper soil layer was 3.2 to 3.7x lower in the Košetice locality than in the Bystřice locality. Similarly, the content of  $\Sigma 15$  PAHs in the moss *Pleurozium schreberi* was 3 times lower in the Košetice locality than in the exposed Bystřice locality.