

**Projekt SS02030027**  
**Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR**  
**v podmínkách změny klimatu**  
**(Centrum Voda)**

**Souhrnná výzkumná zpráva**

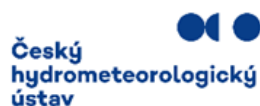
**WP 6**

**Identifikace zdrojů původu a množství znečištění (především PAU, těžkých kovů a dusíku) ve vodě**

**VÚV TGM**



**ČHMÚ**



**ČVUT**



**VÚKOZ**



**Praha, listopad 2024**

**Autoři souhrnné výzkumné zprávy:**

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce

- Mgr. Silvie Semerádová
- RNDr. Hana Prchalová
- Mgr. Zbyněk Vencelides, Ph.D.
- Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D.
- Ing. František Sýkora
- Mgr. Pavel Eckhardt
- Ing. Eva Juranová, Ph.D.

Český hydrometeorologický ústav

- Mgr. Vít Kodeš, Ph.D.
- Ing. Hedvika Roztočilová

České vysoké učení technické

- doc. Ing. Ivana Kabelková, Ph.D.
- doc. Ing. David Stránský, Ph.D.
- prof. Dr. Ing. Tomáš Dostál
- Ing. Barbora Jáchymová, Ph.D.
- Ing. Miroslav Bauer, Ph.D.

Výzkumný ústav Silva-Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví

- doc. RNDr. Ivan Suchara, CSc.
- Ing. Julie Sucharová, Ph.D.
- Ing. Marie Holá

Výzkumný ústav rostlinné výroby

- Ing. Jan Klír

**Odborní garanti pracovního balíčku:**

Ministerstvo životního prostředí

- Mgr. Marta Havlíčková
- Ing. Et Ing. Jana Tejkalová
- Ing. Tereza Davidová Ph.D.

**Souhrnná výzkumná zpráva byla vytvořena v rámci projektu SS02030027 „Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR a podmínkách změny klimatu“, řešeného s finanční podporou Technologické agentury České republiky v rámci programu Prostředí pro život v letech 2020–2026, jako výsledek č. SS02030027-V1.**



Toto dílo podléhá licenci Creative Commons. Uveďte původ 4.0 Mezinárodní.

Pro získání kopie plného znění licenčních podmínek navštivte

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> nebo požádejte písemně na adrese Creative Commons, PO Box 1866, Mountain View, CA 94042, USA.

Pro komerční užití díla je třeba uzavřít individuální licenční smlouvu.

## **Obsah**

1. Úvod.....	5
2. Cíl projektu a vysvětlení pojmů.....	5
3. Charakteristika zájmového území.....	6
3.1. Popis zájmového území .....	6
3.2. Geologické a hydrogeologické poměry.....	11
4. Metody.....	14
4.1. Plošné zdroje znečištění .....	14
4.1.1. Eroze - výběr a sestavení erozně transportního modelu .....	14
4.1.2. Plošné zdroje znečištění - zemědělství .....	17
4.1.3. Plošné zdroje znečištění - atmosférická depozice.....	18
4.2. Bodové zdroje znečištění z urbanizovaných ploch.....	29
4.3. Ostatní zdroje v povodí - stará kontaminovaná místa .....	36
4.4. Přirozené pozadí.....	39
4.4.1. Kovy z přirozeného pozadí .....	39
4.4.2. Fosfor z přirozeného pozadí.....	41
4.4.3. Dusičnanový a amoniakální dusík z přirozeného pozadí.....	42
4.5. Monitoring v povodí Výrovky.....	42
4.5.1. Monitoring VÚV a výpočet látkových odnosů .....	42
4.5.2. Monitoring ČHMÚ.....	46
5. Zdroje a cesty jednotlivých látek do vodních toků .....	48
5.1. Dusík.....	48
5.1.1. Předpokládaná východiska.....	48
5.1.2. Zjištění projektu .....	48
5.1.3. Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku .....	58
5.2. Fosfor.....	59
5.2.1. Předpokládaná východiska.....	59
5.2.2. Zjištění projektu .....	60
5.2.3. Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku .....	77
5.3. Kovy.....	77
5.3.1. Předpokládaná východiska.....	77
5.3.2. Zjištění projektu .....	80
5.3.3. Porovnání obsahu kontaminantů ve vodě se zdroji a jejich vývoj .....	99
5.3.4. Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku .....	100
5.4. PAU.....	100

5.4.1.	Předpokládaná východiska.....	100
5.4.2.	Zjištění projektu .....	103
5.4.3.	Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku .....	137
6.	Závěr .....	138
7.	Seznam literatury.....	139

## 1. Úvod

Problematika emisí znečišťujících látek do vodního prostředí je velmi obsáhlá, proto bývá zřídka kdy pojímána komplexně. Existuje řada studií soustředujících se na vybrané látky a menší území, případně konkrétní vlivy. Více studií se přitom zaměřuje na živiny, méně na jiné znečišťující látky. V hodnocení stavu útvarů se jako důvod nesplnění stále objevují tytéž látky, zejména živiny, z dalších skupin látek pak polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) a v poslední době s rozvojem analytických metod a zájmu veřejnosti také pesticidy. Cílem řešení pracovního balíčku proto bylo na příkladu zájmového území co nejpřesněji vyhodnotit možné vstupy a vlivy vybraných látek, v případě dostatečné dostupnosti je kvantifikovat a odvodit postupy, které bude možné využít pro zpracování širšího území.

Jelikož se jedná o poměrně rozsáhlou problematiku, zabýval se jí i širší tým odborníků s různým zaměřením. V průběhu prací tak pracovalo odděleně několik týmů zaměřených vždy na některou z významných cest znečištění a tomuto rozdělení byly přizpůsobeny i průběžné roční zprávy. To, co má být přínosem tohoto projektu, je ovšem syntéza poznatků o kterou se pokouší právě jeho závěrečná zpráva. V první části nazvané “metody” jsou popsány postupy, které byly jednotlivými týmy využity a jsou pro všechny látky obdobné. Další kapitoly jsou však už členěny po látkách nebo skupinách látek, které se v životním prostředí chovají obdobným způsobem a mohou pocházet z totožných zdrojů nebo se do vodního prostředí dostávat stejnými cestami. Každá z těchto kapitol také obsahuje krátké shrnutí dosažených poznatků a návrh jejich využití pro navrhování opatření ke zlepšení stavu vod a zejména k hodnocení jejich dopadu, což byl hlavní záměr při koncipování tohoto projektu.

## 2. Cíl projektu a vysvětlení pojmů

Cílem projektu, jak bylo uvedeno výše, bylo identifikovat, případně i kvantifikovat vstupy významných znečišťujících látek do vodního prostředí. K tomu bylo potřeba zaprvé vybrat konkrétní území podle zadaných parametrů a zároveň definovat témata, kterými se budeme zabývat. Jistou komplikací tady představuje už samo vymezení pojmu “zdroj”. V případě znečištění vod představuje zdroj znečištění jakýkoli jeho vstup. Příkladem “zdroje” tak může být eroze nebo povrchový odtok, které ale pouze přenáší znečištění z jiných zdrojů např. ze zemědělství, z dopravy nebo i ze vzdálených zdrojů znečištění ovzduší. Tento projekt se podrobněji zabýval zejména povrchovou vodou, podzemní voda je tedy v tomto kontextu také chápána jako cesta znečištění povrchové vody. Pro jednoduchost tedy všechny potenciální vstupy znečištění povrchových vod označujeme termínem “zdroje znečištění”, ačkoli v některých případech jde skutečně pouze o cesty znečištění (např. atmosférická depozice) a v jiných nejde o znečištění v pravém slova smyslu (vstupy z přirozeného geologického pozadí).

Zdroje znečištění se rozlišují na bodové a plošné, přičemž toto rozlišení není obecně pevně dané a je nutné ho pro daný účel definovat. To je případ i tohoto projektu, respektive pracovního balíčku WP6.

Za bodové zdroje znečištění se zde považují zdroje znečištění z urbanizovaných ploch (které se dále dělí na vypouštění z ČOV, přepady z odlehčovacích komor jednotné kanalizace a odtoky z oddílné dešťové kanalizace), dále stará kontaminovaná místa (bez ohledu na jejich plochu) a

také vypouštění do povrchových či podzemních vod z dalších zdrojů – hlavně ze samostatných průmyslových podniků a vypouštění splaškových vod do podzemních vod.

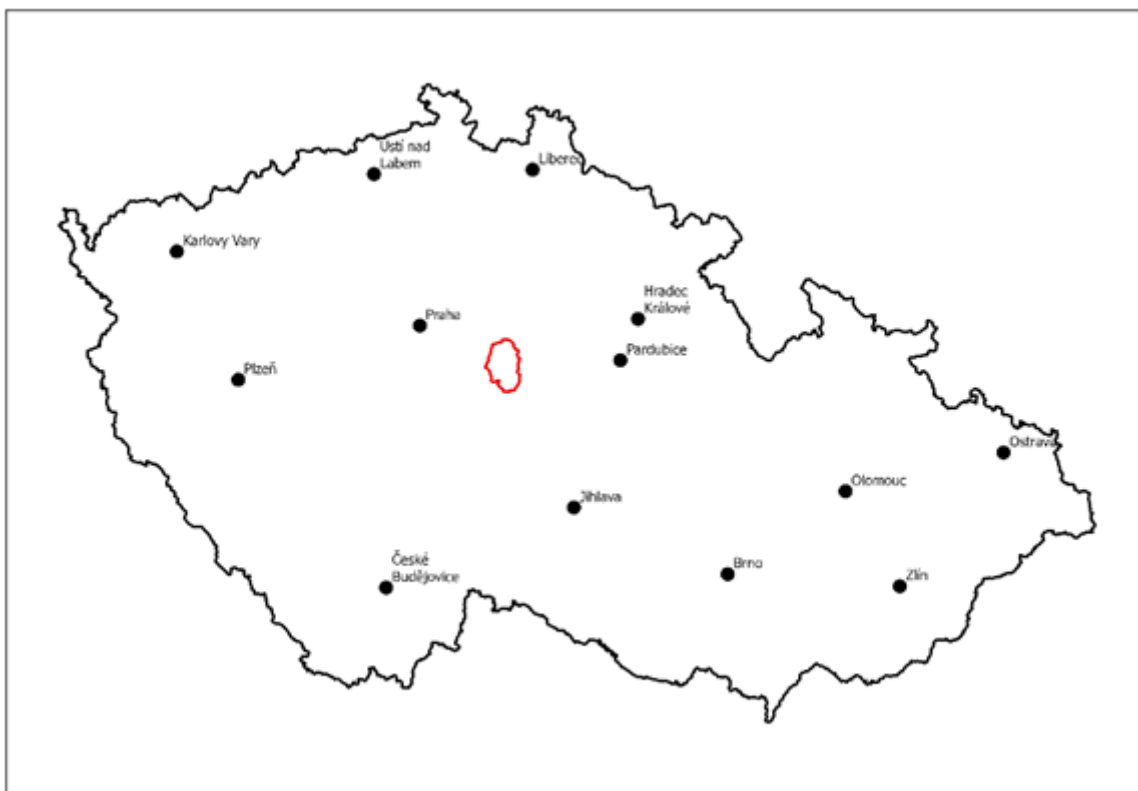
Plošné zdroje zahrnují znečištění ze zemědělské činnosti, hlavně hnojení a užívání prostředků pro ochranu rostlin, znečištění z atmosférické depozice (jde spíše o cestu znečištění, ale vzhledem k tomu, že zde nelze zjistit skutečné zdroje znečištění, řadíme ho do plošného znečištění) a vstupy z přirozeného geologického pozadí. Specifickou kategorií jsou eroze a povrchový odtok, kde se jedná pouze o cesty, ale protože se používají pro výše uvedené plošné zdroje, jsou zahrnuty v této kategorii.

Co se týče území, požadavkem na něj bylo, aby bylo dostatečně charakteristické pro území ČR, obsahovalo dostatečné znečištění i dostatek jeho potenciálních zdrojů. Pro potřeby modelování látkových toků bylo vybíráno povodí s dostatkem hydrologických dat. Kvůli terénním pracím pak byla velmi podstatným faktorem dopravní dostupnost. Na základě těchto požadavků bylo vybráno povodí Výrovky po hydrologickou stanicí v Plaňanech. Většina prací a závěrů byla vztahována k vybranému povodí, pro dílčí účely byly vybrány doplňkové lokality. V případě erozních modelů to bylo povodí vodní nádrže Vrchlice, kde je možné výsledky porovnat s dlouhodobým sledováním a také s rozborů sedimentů v nádrži, které jsou kvůli vodárenskému využití pravidelně prováděny. V případě modelování látkových toků ve stokové síti to bylo město Pečky, které splňuje všechny požadavky na rozsah a dostupnost stokové sítě, v povodí Výrovky však leží až pod uzávěrovým profilem v Plaňanech. V případě sledování PAU ve srážkách, o kterých se předpokládá, že jsou jedním z hlavních zdrojů PAU ve vodách, bylo přikročeno ke sledování v dalších lokalitách k odlišení vlivu aglomerace, doprav a regionálních rozdílů.

### **3. Charakteristika zájmového území**

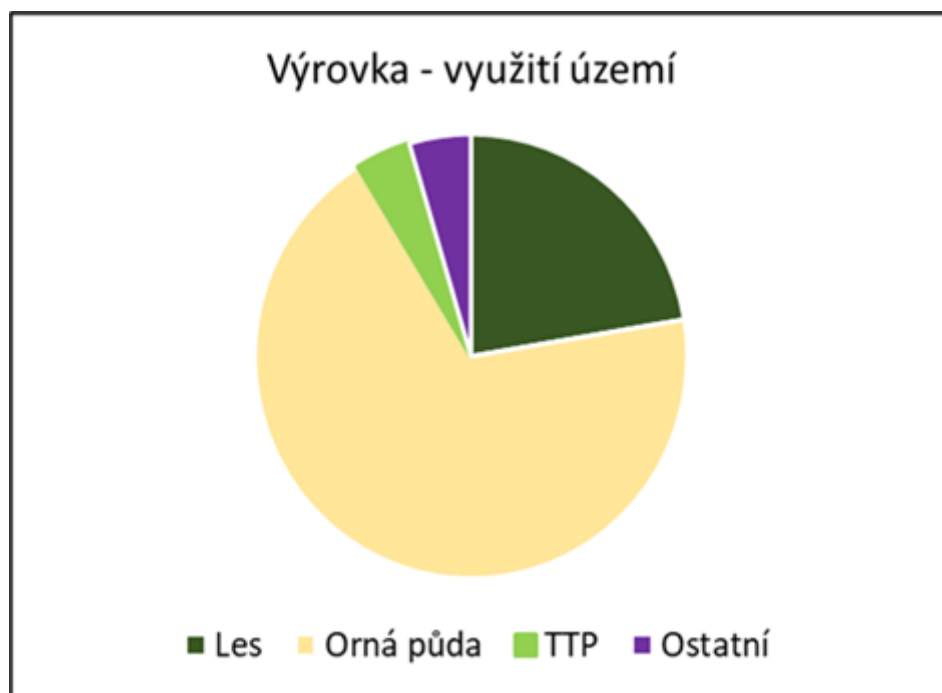
#### **3.1. Popis zájmového území**

Pro účely projektu bylo vybráno povodí Výrovky po hydrologickou stanicí Plaňany. Výrovka je levostranným přítokem Labe, její povodí leží celé ve Středočeském kraji. Část povodí po profilu Plaňany (Obr. 3.1.1) má rozlohu 264,35 km<sup>2</sup> a je tvořeno 30 povodí IV. řádu. Nadmořská výška povodí se pohybuje v rozsahu 208-550 m n. m. Hydrografická síť má celkovou délku 362 km vodních toků a obsahuje 70 vodních nádrží.



*Obr. 3.1.1 Povodí Výrovka se nachází ve středočeském kraji*

Z hlediska využití území převažuje orná půda, další významnou kategorií je lesní půda (Obr. 3.1.2).



*Obr. 3.1.2 Využití území v povodí Výrovky*



Využití území	Plocha [km <sup>2</sup> ]	Procentuální zastoupení [%]
Orná půda	171.4	64.7
Lesní porost	38.2	14.4
Křovinatý porost	18.4	6.9
Intravilán, cestní síť	13.4	5.0
Louky a pastviny	10.5	4.0
Zahrada	7.8	2.9
Ovocné sady	2.9	1.1
Vodní plochy	2.5	0.9

Tab. 3.1.1 Využití území v povodí Výrovky po Plaňany

V povodí Výrovky po profil Plaňany se nachází celkem 77 obcí (členění dle PRVKÚK), v nichž žije celkem cca 17 000 obyv. (dle ČSÚ k 01.01.2023). Centrální odvádění a čištění odpadních vod je ve 20 obcích, a to na 14 ČOV (ČOV Svojišice má záznam ve VUPE až od r. 2022) (Tab. 3.1.2).

Pouze 4 obce jsou odvodněny jednotnou kanalizací (Uhlířské Janovice, Zásmyky, Plaňany a Kouřim), přičemž na některých z nich není znám počet odlehčovacích komor (Kouřim, Zásmyky). V 54 obcích je oddílná dešťová kanalizace (dle PRVKÚK). Žádná z obcí nemá pasport dešťové kanalizace, nejsou ani známy plochy jí odvodněné.

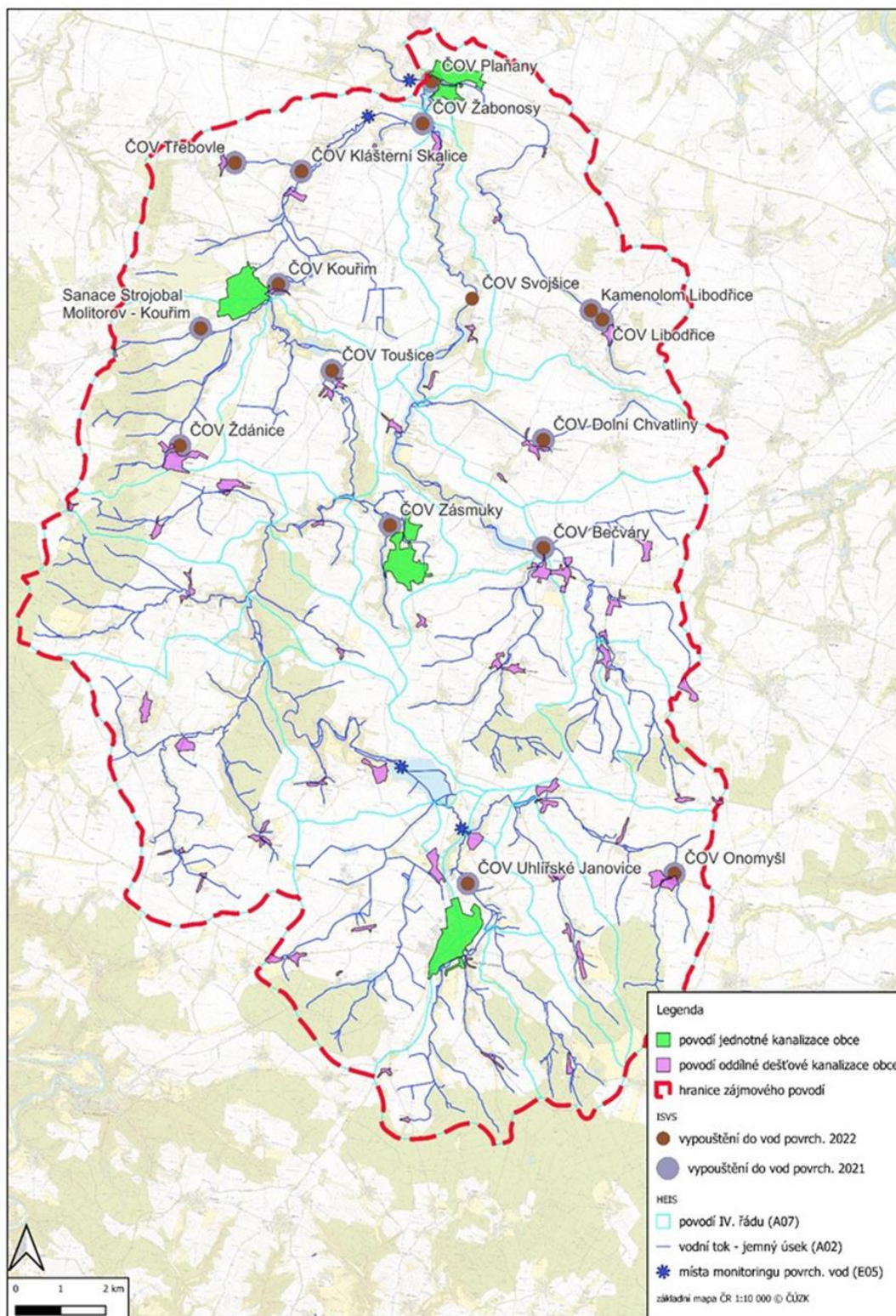
Celková plocha odvodněná dešťovou kanalizací, zjištěná pomocí panoramatických snímků jednotlivých obcí a identifikace dešťových vpustí, činí 320 ha, redukována plocha 109 ha.

	Název ČOV	Typ kanalizace	Počet OK	Počet EO připojených na ČOV r. 2021	Počet EO připojených na ČOV r. 2022
1	ČOV Bečváry	OSK	-	991	1 028
2	ČOV Dolní Chvatliny	OSK	-	291	357
3	ČOV Klášterní Skalice	OSK	-	130	76
4	ČOV Kouřim	JK	?	9 954	16 461
5	ČOV Libodřice	OSK	-	0	117
6	ČOV Onomyšl	OSK	-	177	284
7	ČOV Plaňany	JK, OSK	3	1 484	1 632
8	ČOV Svojišice	OSK	-	-	28
9	ČOV Toušice	OSK	-	387	274

10	ČOV Třebovle	OSK	-	660	789
11	ČOV Uhlířské Janovice	JK	6	1 037	1 517
12	ČOV Zásmyky	JK	?	743	680
13	ČOV Žabonosy	OSK	-	303	275
14	ČOV Ždánice	OSK	-	281	353

*Tab. 3.1.2 Přehled obcí v povodí Výrovky s ČOV a typů kanalizace (JK – jednotná, OSK – oddílná splašková)*

Přehledná situace obcí odvodněných jednotnou a oddílnou dešťovou kanalizací je na Obr. 3.1.3



Obr. 3.1.3 Povodí Výrovky s vyznačenými obcemi odvodněnými jednotnou a oddílnou kanalizací a s místy vypouštění z ČOV

V zájmovém území je podle údajů LPIS obhospodařováno 19 tis. ha zemědělské půdy, z toho 94 % tvoří orná půda. Z hlediska hlavních plodin (viz Tab.3.1.) se v roce 2023 v porovnání s rokem 2022 snížila výměra pšenice ozimé (- 10 %) a kukuřice (- 11 %), naopak se zvýšila výměra řepky ozimé (+ 8 %), ozimého ječmen (+ 47 %) a žita (+ 96 %). Zejména s ohledem na

pravidla nové Společné zemědělské politiky EU se v roce 2023 zvýšily plochy luskovin, vojtěškotravních porostů, travních porostů na orné půdě a ochranných pásů, do kterých patří i nově vymezené ochranné pásy okolo útvarů povrchových vod.

Plodina	2022		2023	
	ha	%	ha	%
Pšenice ozimá	6 963	37,0%	6 235	32,6%
Řepka ozimá	3 005	16,0%	3 242	17,0%
Kukuřice	1 907	10,1%	1 699	8,9%
Ječmen jarní	1 683	8,9%	1 641	8,6%
Cukrovka	1 214	6,4%	1 161	6,1%
Ječmen ozimý	739	3,9%	1 086	5,7%
Pšenice jarní	580	3,1%	561	2,9%
Trávy na orné půdě	175	0,9%	528	2,8%
Hrách	208	1,1%	489	2,6%
Sója	444	2,4%	448	2,3%
Vojtěška setá	458	2,4%	411	2,2%
Směsi (ochranné pásy, úhory, ...)	236	1,3%	283	1,5%
Mák setý jarní	136	0,7%	255	1,3%
Hořčice bílá	138	0,7%	166	0,9%
Brambory konzumní pozdní	125	0,7%	131	0,7%
Jetel	140	0,7%	128	0,7%
Žito ozimé	58	0,3%	114	0,6%
Vojtěškotravní směs (s převahou jetelovin)	26	0,1%	81	0,4%
Tritikale ozimé	40	0,2%	67	0,4%
Oves	204	1,1%	61	0,3%
Jetelotravní směs (s převahou jetelovin)	40	0,2%	42	0,2%

*Tab.3.1.3 Zastoupení hlavních plodin na orné půdě*

## 3.2. Geologické a hydrogeologické poměry

Geologicky patří povodí Výrovky k Českému masivu. Geologická stavba území je poměrně pestrá, rozhraní jednotlivých litologických typů ani regionálně-geologických jednotek samozřejmě neodpovídají přesně hydrologickým rozvodím. Geologickou stavbu území je možné rámcově rozčlenit na krystalinikum, tj. metamorfované a magmatické horniny, které se formovaly během variské orogeneze a sedimentární horniny platformního pokryvu, které se ukládaly až na terén vytvořený po variské orogenezi.

### **Krystalinikum**

Podloží horní a střední Výrovky náleží zejména ke Kutnohorskému krystaliniku, které je v současnosti řazeno k domažlicko – železnohorské oblasti. Jedná se o středně až silně metamorfované horniny pestrého litologického charakteru. Horniny Kutnohorského okolí Uhlířských Janovic a Kouřimi, indexy v mapě 1195, 1196) a dvojslídny svory až svorovými

rulami (například u Zásnuk, index 1205). V okolí Polních Voděrad vystupují tělesa amfibolitů (index 1199).

Východní část povodí Výrovky se nachází již na metamorfitech, řazeným k moldanubické oblasti. Jedná se zejména o pararuly (indexy 1342, 1193) pararuly až migmatity (index 1194), migmatity (indexy 1188, 1189), serpentinity (index 1153) a amfibolity (index 1161).

### **Platformní pokryv**

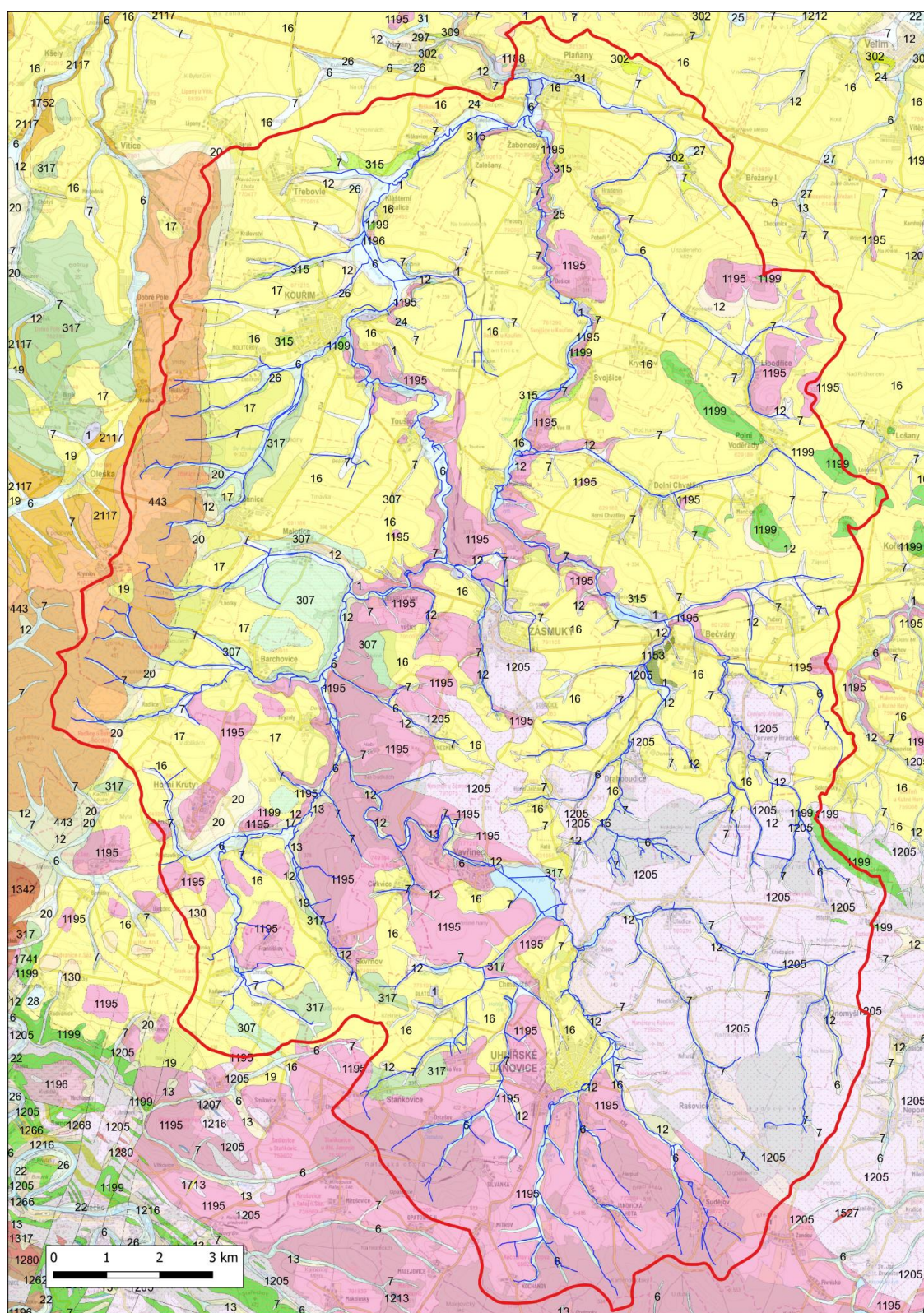
Na západě zasahuje do povodí Výrovky permokarbonská Blanická brázda (Mísař et al., 1983). Sedimentární výplň Blanické brázdy je tvořena zejména brekciemi, slepenci, pískovci, arkózami, prachovci a jílovci (indexy 443, 2117).

Na starších horninách krystalinika se povodí Výrovky a Šembery nacházejí denudační relikty sedimentů české křídové pánve. Z hlediska regionálního členění se jedná o hydrogeologický rajon základní vrstvy 4350 Velimská křída.

Sedimentace české křídové pánve začala perucko-korycanským souvrstvím cenomanského stáří. Lokálně se vyskytují bazální perucké vrstvy, které tvoří sladkovodní a brakické uloženiny, zejména pískovce, prachovce, jílovce a slepence, tzv. „sladkovodní cenoman“ (index 317).

Nadložní korycanské vrstvy jsou tvořeny převážně mořskými pískovci a biodetritickými vápenci (indexy 315, 316). Nad nimi se lokálně zachovaly mořské sedimenty bělohorského souvrství stáří spodního turonu, tvořené slínovci, jílovci, vápenci, spongility, vápnitými pískovci a prachovci (indexy 302, 307, 309). Mocnosti sedimentů svrchní křídý generelně narůstají od jihu k severu.

Povrch povodí je kryt sedimenty kvartéru. Výrazně jsou zastoupeny pleistocenní eolické sedimenty - spraše a sprašové hlíny (indexy 16, 17, 19). Zejména na severu území se vyskytují pleistocenní fluviální písčité štěrky říčních teras (indexy 22 až 31, dle stáří terasy). Velmi rozšířené jsou svahoviny – deluviální hlinitopísčité a hlinitokamenité sedimenty. Nejmladší sedimenty jsou zastoupeny například holocenními fluviálními, převážně hlinitopísčítými sedimenty v nivách vodních toků (indexy 6, 7, 9). Vyskytují se i antropogenní navážky, například materiál vzniklý stavbami a skládkováním odpadu (index 1). Oběh podzemní vody v kvartérních sedimentech bývá rychlý a jejich složení často závisí na mateřských horninách a může být snadno ovlivněno kontaminací z povrchu. Vzhledem k rychlému střídání, menší mocnosti a různým matečným horninám kvartérních sedimentů je těžké určit jejich geogenní pozadí,



*Obr. 3.2.1 Výsek geologické mapy 1 : 50 000 GeoČR50 (ČGS, 2024) s vyznačením povodí Výrovky*

Z hydrogeologického hlediska je možné povodí Výrovky rozčlenit do dvou jednotek. Metamorfované horniny (amfibolity, ruly, migmatity) představují tzv. hydrogeologický masiv (Krásný, 2012). Prostředí hydrogeologického masivu je charakteristické obvyklou přítomností

tří hloubkových etáží: svrchní/zvětralinové, střední/puklinové a spodní/masivní. Svrchní etáž vytváří kvartérní pokryv a zvětralinový plášť, střední etáž zóna přípovrchového rozpukání a rozvolnění puklin metamorfitů. Dvě nejvyšší etáže vytvářejí přípovrchový kolektor s celkovou mocností nepřesahující první desítky metrů, ve které se vytváří a obíhá naprostá většina přírodních zdrojů podzemní vody. Spodní etáž tvoří jednotlivé pukliny metamorfitů. Oběh podzemní vody v oblasti hydrogeologického masivu je relativně rychlý a jeho režim je silně závislý na atmosférických srážkách v důsledku nízké statické zásobě podzemní vody v přípovrchovém kolektoru. Charakteristická je vysoká náchylnost k projevům sucha.

V případě sedimentárních hornin limnického permokarbonu a české křídové pánve se mohou, v závislosti na zrnitostním složení sedimentů, vytvářet plošně rozsáhlé vrstevní kolektory s regionálně významnými zdroji podzemní vody. V povodí Výrovky mají významnější kolektorské vlastnosti pískovce perucko-korycanského souvrství. V podloží sedimentárních hornin se nacházejí metamorfity s vlastnostmi hydrogeologického masivu.

Z hlediska regionálního členění náleží severozápadní část zájmového území (přibližně od spojnice Barchovice - Svojšice) k hydrogeologickému rajonu základní vrstvy 4350 Velimská křída, jihovýchodní část území k hydrogeologickému rajonu základní vrstvy 6531 Kutnohorské krystalinikum.

## 4. Metody

Pro potřeby tohoto projektu byly za plošné zdroje považovány ty cesty znečištění, u nichž nelze jednoznačně určit místo vstupu do povrchových vod, významně ale přispívají k jejich látkovému složení. Za hlavní cestu je v tomto případě považována eroze, u které současné modely umožňují modelovat celý proces až po skutečný vstup do vod. Naopak v případě atmosférické depozice nebo zemědělství jsou často známy pouze vstupy na jednotku plochy, jejich prostup prostředím je ale složitější. Jednou z potenciálních cest, zejména pro některé z látek je považována právě eroze, zejména její jemná frakce. Proto je zrnitostnímu složení eroze věnována samostatná kapitola.

### 4.1. Plošné zdroje znečištění

#### 4.1.1. Eroze - výběr a sestavení erozně transportního modelu

Simulační model WaTEM/SEDEM je založen na rovnici RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) (Renard et al. 1997). Jedná se o prostorově distribuovaný empirický model, který byl vyvinut na výzkumném pracovišti zabývajícím se problematikou erozních a transportních procesů - K. U. Leuven v Belgii (Van Oost, Govers, Desmet 2000; Van Rompaey et al. 2001; Verstraeten et al. 2002). Model stanovuje průměrnou ztrátu půdy v modelovaném území pomocí Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE - (Wischmeier, Smith 1978)) s aplikací novějších postupů pro výpočet L, S a R faktoru dle Revidované univerzální rovnice ztráty půdy (RUSLE (Renard et al. 1997)). WaTEM/SEDEM je nadstavbou GIS softwaru IDRISI a pracuje proto s formátem dat \*.rst.

Model využívá tzv. Multiple Flow algoritmus dělení odtoku. Model na rozdíl od základního GIS přístupu výpočtu pomocí RUSLE počítá v každém elementu transportní kapacitu ( $T_c$ ) a na jejím základě eroduje nebo sedimentuje v daném území.

kde:

$T_c$  – transportní kapacita [ $t \cdot ha^{-1} \cdot m^{-1}$ ]

$K_{TC}$  – koeficient transportní kapacity [m]

$E_{p_{rill}}$  – potenciál vzniku rýhové eroze [ $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ ]

V samotném základu model neuvažuje jakoukoliv sedimentaci v říční síti a sediment vstupující do vodního toku je načítán postupně až do uzávěrového profilu.

Výpočtový model řeší tři základní výpočtové úlohy:

- Stanovení průměrné roční ztráty půdy v povodí (při zohlednění depozice v rámci povodí)
- Stanovení průměrného množství transportovaného sedimentu pro každý úsek vodního toku
- Stanovení průměrného množství sedimentu usazeného ve vodních nádržích

Díky distributivnímu charakteru modelu je možné lokalizovat nejvíce erozně ohrožené oblasti v povodí, nejrychleji zanášené vodní nádrže a simulovat různé způsoby hospodaření v povodí a jejich dopad na intenzitu odnosu půdy a rychlost zanášené vodních útvarů v povodí.

Vstupy do modelu jsou analogické se vstupy do USLE:

- Digitální model terénu
- Mapa využití území
- Úseky vodních toků (doplněné textovou tabulkou s návaznostmi úseků)
- Faktor ochranného účinku vegetace (rastrová mapa, nebo číselné hodnoty pro jednotlivé kategorie Zemědělského půdního fondu)
- Faktor erodovatelnosti půdy (rastrová mapa, nebo průměrná hodnota)
- Mapa vodních nádrží (zahrnující hodnoty poměru zachycení jednotlivých útvarů)
- Erozní účinnost deště a povrchového odtoku

Model obsahuje několik dalších parametrů, které popisují např. způsob odvození topografického (LS) faktoru USLE, transport erodovaného materiálu přes hranice pozemků s různým využitím nebo drsnost půdního povrchu. Tyto parametry byly při výpočtu nastaveny na hodnoty verifikované a doporučené pro podmínky ČR (Krása 2010). Příprava vstupních dat pro modelování srážko-odtokových a erozních procesů (využití území, půdy, morfologie, osevní postupy, ...).

Významnou aktivitou v prvním roce řešení projektu byla rešerše datových zdrojů a příprava datových podkladů pro sestavení erozně transportního modelu povodí Labe v modelu WaTEM/SEDEM. Na základě datových požadavků uvedených v předchozí kapitole byly zajištěny a zpracovány následující datové podklady:

- Model terénu



- Využití území
- Hydrografická síť
- Faktor ochranného účinku vegetace
- Faktor erodovatelnosti půdy
- Erozní účinnost deště a povrchového odtoku

#### **4.1.1.1. Aktualizace poměru zachycení ve vodních nádržích v povodí Výrovky**

V rámci terénního šetření byla provedena aktualizace vstupních dat v povodí Výrovky. Průzkum byl zaměřen na aktualizaci a zpřesnění reálného poměru zachycení vodních nádrží v povodí.

V povodí se nachází celkem 70 vodních nádrží. Pro tyto nádrže byl poměr stanoven na základě specifického odtoku z povodí a plochy povodí jednotlivých vodních nádrží a zásobního objemu těchto nádrží. Hodnoty specifického odtoku byly pro projekt poskytnuty Výzkumným ústavem vodohospodářským T. G. Masaryka, v.v.i. Plocha dílčích povodí vodních nádrží byla odvozena analýzou DMT v prostředí GIS. Zásobní objemy nádrží byly u dvou vodních nádrží určeny přímým měřením (Kutil 2022), dále byly definovány na základě Vodohospodářské mapy. V případě 47 malých vodních nádrží nebyla hodnota v mapě uvedena, a proto byla hodnota zásobního objemu odvozena od plochy těchto nádrží.

#### **4.1.1.2. Transport erozního fosforu**

Transport fosforu vodní erozí vychází z tzv. poměru obohacení erodovaného materiálu celkovým fosforem (TP), který závisí na dlouhodobém transportu půdního materiálu, a vychází z obsahu TP v půdě.

Metoda využívá tzv. poměr obohacení smyvu celkovým fosforem, který je dán následujícím vztahem (Sharpley 1985):

ER - poměr obohacení [-]

G - průměrná ztráta půdy [ $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ ]

Tento vztah dává do souvislosti intenzitu erozní události a množství celkového fosforu, které je spolu s tímto materiálem transportováno. Experimentálně odvozená rovnice platí přesně pro jednotlivé srážko-odtokové a erozní epizody. V současné době je však z důvodu nedostatku jiných, vhodnějších postupů využívána také pro určení dlouhodobého odnosu fosforu z povodí (Josef Krása et al. 2015).

Při výpočtu v programu WaTEM/SEDEM je původní vrstva K faktoru (faktor erodovatelnosti půdy USLE) nahrazena vrstvou Kp, která zohledňuje erodovatelnost půdy a zároveň poměr obohacení erodovaného materiálu v daném místě (Krása et al. 2015). Hodnota Kp je v každém místě řešeného území stanovena dle vztahu:

KP - potenciální erodovatelnost celkového fosforu [ $kg \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$ ]

K - erodovatelnost půdy [ $t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$ ]

$P_T$  - koncentrace celkového fosforu v půdě [mg.kg<sup>-1</sup>]

ER - poměr obohacení [-]

Průměrná roční ztráta fosforu v povodí je vypočtena dle vztahu (Krása et al. 2015):

G - průměrná ztráta půdy [t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>]

$P_T$  - koncentrace celkového fosforu v půdě [mg.kg<sup>-1</sup>]

ER - poměr obohacení [-]

Tímto způsobem je stanovena průměrná roční ztráta fosforu v povodí a zároveň průměrné množství celkového fosforu transportované vodními toky a usazené v jednotlivých vodních nádržích.

#### **4.1.1.3. *Vztah mezi intenzitou eroze a zrnitostí erodované půdy dle dostupných dat***

Jak bylo zjištěno na základě literární rešerše i in-situ měření zaměřeném na vazbu intenzity erozního procesu a zrnitosti erodované půdy, klíčovou roli pro určení množství transportovaného jemnozrnného materiálu během erozních a srážko-odtokových událostí hraje původní zrnitostní charakteristika půdy. Vzhledem k tomu, že nalezení jednoznačné významné vazby mezi intenzitou erozní události a podílu jemnozrnného materiálu v erozním smyvu je závislé na řadě vstupních podmínek (charakteristika půdy, aktuální vlhkost, přítomnost a stav vegetace, intenzita a průběh srážky apod.), je možné považovat původní zrnitostní složení za hlavní faktor, který výsledné zrnitostní složení smyvu ovlivňuje.

Vzhledem k tomu, že cílem této části projektu bylo navrhnout obecně a snadno využitelný nástroj pro definování transportu jemných půdních částic během erozních událostí (zaměřeno na plošnou erozi) byla pro vyhodnocení využita data o půdních druzích na území ČR (data poskytnutá VÚRV).

Na základě datové sady půdních druhů byl sestaven průměrný podíl částic <10 µm pro jednotlivá povodí IV. řádu. Na základě tohoto podílu byl pak celkový vstup erodovaného materiálu do hydrografické sítě redukován na základě zrnitostní charakteristiky půdy v příslušném povodí IV. řádu.

#### **4.1.2. *Plošné zdroje znečištění - zemědělství***

Pro účely bilancování živin na úrovni okresů bylo využito agregovaných údajů ze šetření ČSÚ. Databáze ČSÚ obsahuje údaje z výběrového souboru zemědělských podniků, které zahrnují cca 78 % využívané zemědělské půdy ČR, mají zpravodajskou povinnost vůči ČSÚ a každoročně předávají ČSÚ údaje o sklizních plodin a spotřebě hnojiv prostřednictvím výkazu Zem 6-01. Na úrovni okresů však nelze hodnotit velké podniky, hospodařící ve více okresech, které však předávají data podle okresu, kde je jejich sídlo. Tím by došlo ke zkreslení okresních dat. Proto bylo nastaveno kritérium výběru z databáze ČSÚ, aby minimálně 75 % výměry podniku bylo v tom kterém okrese. I po této redukci však byla získána data na úrovni 67 % využívané

zemědělské půdy ČR. V upraveném výběrovém souboru se poněkud zvýšila úroveň zornění, a to na 78 %, v porovnání s průměrem ČR (71 %).

K výpočtu bilance byl využit postup bilancování v rámci 5. akčního programu nitratové směrnice (2020-2024) podle § 7a nařízení vlády č. 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programem. Tento postup však byl mírně korigován s ohledem na to, že na regionální úrovni nejsou k dispozici údaje o ploše a výnosech sklizených vedlejších rostlinných produktů, skladování a způsobu používání hnojiv. Nehodnotil se tedy odběr živin ve sklizené slámě, ale ani návrat těchto živin ve spotřebovaném stelivu při hnojení hnojem. Pro vstupy živin ve statkových a organických hnojivech byly využity údaje o průměrném obsahu živin ve hnojivech dle vyhlášky č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv. V případě hnoje však bylo odečteno množství živin ve slámě využitě jako stelivo. Vstupy živin v minerálním a organickém hnojení byly hodnoceny za hospodářský rok hnojení (1. 7. – 30. 6.). Přívod dusíku symbiotickou fixací byl vypočítán na základě výměry dusík vázajících plodin.

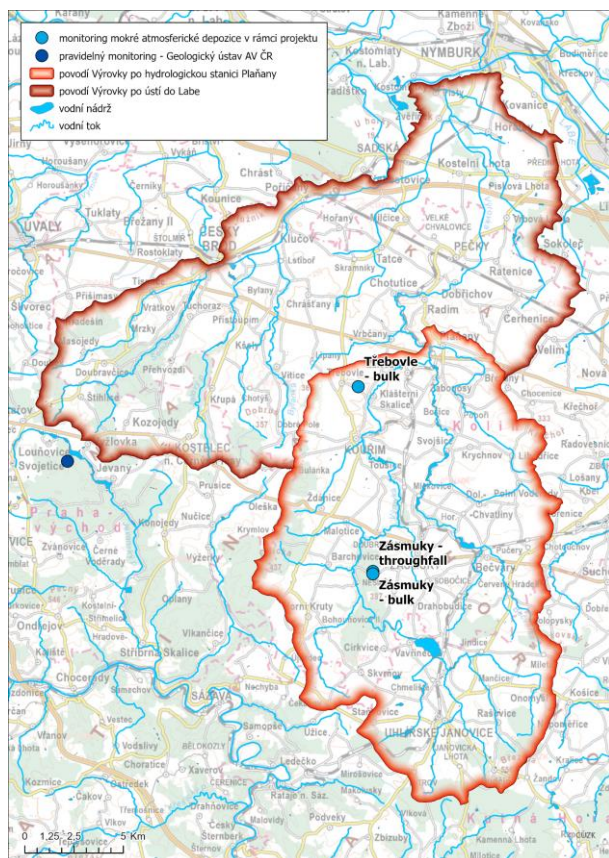
### **4.1.3. Plošné zdroje znečištění - atmosférická depozice**

Řada látek, které způsobují nedosažení dobrého stavu povrchových vod je přítomna v ovzduší a na zemský povrch se dostává buďto společně se srážkami v podobě mokré depozice nebo usazováním při přenášení větrem v podobě suché depozice. Do vodních útvarů se pak tyto látky dostávají buď přímo dopadem na vodní hladinu, nebo prostřednictvím povrchového a podpovrchového odtoku. Další možností je přenos přes podzemní vody. Vzhledem k tomu, že kvantifikace zachycení látek při průchodu prostředím je značně problematická, byla v projektu sledována pouze depozice jako potenciální maximální vstup na plochu území.

#### **4.1.3.1. Sledování mokré depozice v rámci projektu**

V rámci projektu byly po dobu 15 měsíců v zájmovém území instalovány tři dvojice srážkoměrných stanic. Ve dvojici byla nerezová nádoba na odběr vzorku pro analýzu PAU a nádoba z PET na odběr vzorku pro analýzu kovů (viz Obr. 4.1.1). První dvojice byla umístěna mezi obcemi Třebovle a Klášterní Skalice v otevřené zemědělské krajině v blízkosti pole. Druhé dvě dvojice byly umístěny mezi obcemi Zásmyky a Barchovice v lese pod smrky pro odběr srážek typu troughfall a na volné plošince pro odběr srážek s prašným spadem (bulk). Odběr vzorku probíhal jednou měsíčně souběžně s odběrem povrchové vody v profilu Plaňany. Účelem bylo posouzení atmosférické depozice jako možného zdroje znečištění prostředí a sestavení velmi přibližného odhadu látkových toků v území.

V rámci projektu byly mimo povodí Výrovky umístěny také srážkoměrné stanice pro sledování PAU v Praze Podbabě (v areálu VÚV T.G.M., v.v.i.) a Ostravě-Přívoze, jejichž účelem bylo potvrdit rozdíl mezi kontaminací srážek v městském a venkovském prostředí. Praha-Podbaba (v areálu VÚV T.G.M., v.v.i.) a Ostrava-Přívoz. V nich byly v období prosinec 2021 – říjen 2023 prováděny pouze analýzy PAU.



*Obr. 4.1.1 Umístění srážkoměrů*



*Obr. 4.1.2 Umístění srážkoměrných stanic pro srážky typu bulk u Třebovice (vlevo) a Obr. 4.1.3 throughfall v lese u Zásmuk (vpravo)*

Odběry vzorků srážek ze srážkoměrů byly prováděny v měsíčním kroku, v případě období chudého na srážky byly měsíční kampaně spojovány. 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 x 4,6 mm (Restek), a mobilní fáze o složení A: methanol, B: voda + 5 % methanol.

Objem zachycených srážek v jednotlivých kampaních byl měřen a porovnán s údajem o úhrnu srážek za stejné období nejbližší klimatologické stanice Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ). Průměrný měsíční průtok pro Výrovku byl odvozen podle průtoků v hlásném profilu ČHMÚ č. 60 – Výrovka-Plaňany, tedy ve stejném profilu, ve kterém bylo realizováno vzorkování.

Z množství srážek a zjištěných koncentrací sledovaných 15 zástupců PAU a 5 těžkých kovů ve srážkách byl vypočten odhad celkového spadu pro povodí Výrovky. Do výpočtu byly použity výsledky koncentrací v depozici na volné ploše (z typu odběru bulk).

#### 4.1.3.2. *Biomonitoring v rámci projektu*

Clem biomonitoringu v projektu Centrum Voda bylo určit regionální pozadovou úroveň atmosférického spadu vybraných těžkých kovů (TK) a polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v modelovém území povodí Výrovky, zjistit relativní rozdíly v úrovních atmosférických spadů těžkých kovů v různých částech povodí a zjistit depoziční gradient atmosférického spadu TK a PAU u nejfrekventovanějších pozemních komunikací (silnice II/611 a dálnice E11) v severní části povodí Výrovky.

**Podstata použité metody:** Biomonitoring využívá opakovaně nebo dlouhodobě vhodné organismy, tzv. bioindikátory, ke sledování časoprostorových změn sledovaných parametrů složek prostředí ve vztahu k referenčně měřeným a stanoveným limitům sledovaných faktorů prostředí ohrožujících lidské zdraví nebo přesahujících prahové hodnoty ekologického rizika. Odezva použitého bioindikátoru na sledovaný faktor prostředí a jeho časovou změnu musí být specifická, dostatečně rychlá a iniciované změny organismu můžeme dostatečně přesně měřit vhodnými metodami. Analyzují se bioindikátory odebrané z přirozeného prostředí (pasivní biomonitoring) nebo organismy přenesené a exponované za standardizovaných podmínek na požadovaných místech mimo jejich přirozený výskyt (aktivní biomonitoring). Bioindikační metody se široce používají proto, že jsou rychlejší a levnější než dlouhodobé instrumentální měření spadů na měřicích stanicích, jejichž počet je v území omezený a často mimo místa požadovaná k měření, např. v lesních porostech. V některých případech je možné bioindikovat nejen relativní rozdíly úrovní atmosférických spadů, ale odhadovat i jejich absolutní úrovně např. v  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$ , pokud známe produkční parametry bioindikátoru a jeho účinnost adsorpce prvku z atmosférické depozice. V případě bioindikací atmosférických spadů TK a PAU v povodí Výrovky byl použit mech a lesní nadložní humus jako bioindikátory odebírané v místech jejich výskytu na lesních stanovištích (pasivní adsorpční biomonitoring).

#### **Použité bioindikátory:**

a) **Mech travník Schreberův (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.):** Mechy jsou vhodnými bioindikátory atmosférických spadů prvků, protože to jsou vývojově starší, primitivnější rostliny, které nemají vyvinuté pravé kořeny k příjmu vody a prvků ze substrátu. Minerální výživu, převážně ve formě kationtů prvků, přijímá skupina bokoplodých mechů (bohatě větvené druhy mechů, u kterých tobolečky s výtrusy vyrůstají po stranách lodyžek) téměř výhradně jen celou nadzemní částí rostlinek. Povrch mechu má relativně velkou plochu a od vzdušného prostředí není izolován vrstvou kutikuly. Mechy nemají průduchy k výměně plynů, s atmosférou dochází formou difuze přes propustnou jednovrstevnou pokožku. Kationty prvků obsažené v dešťové vodě nebo rose kondenzující ráno na povrchu mechu jsou efektivně, ale pasivně adsorbovány na záporně nabitě části struktury hojných pektinů, organických kyselin a dalších polárních organických sloučenin obsažených v buněčných stěnách a mezibuněčných prostorech,

a na funkční skupiny buněčných struktur. Adsorpční kapacita mechů se udává až  $150 \text{ meq} \cdot 100^{-1} \text{ g}_{\text{suš.}}$ . Blíže např. [González](#) a [Pokrovsky](#) 2014; [Koz](#) a [Čevik](#) 2014; [Glime](#) (2017).

Účinnost adsorpce kovů je druhově specifická daná rozdíly v morfologii a anatomii rostlinek mechů a ve složení buněčných stěn vedoucích k rozdílu buněčné a mezibuněčné adsorpci ([Wells](#) et al. 1990; [Vozquez](#) et al. 1999; [Tremper](#) et al. 2004).

První zjištění těsné korelace obsahu Pb v mechu a v atmosférické depozici pochází z přelomu 60./70. let minulého století, a v té době bylo také testováno využití analýz mechu k velkoplošné indikaci distribuce úrovní spadů ve skandinávských zemích ([Rühling](#) a [Tyler](#) 1968).

Mechy druhu travník Schreberův (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt) a lazovec čistý (*Scleropodium purum* (Hedw.) M. Fleisch.), které mají podobnou morfologii, patří mezi mechy nejúčinněji adsorbující prvky z atmosférické depozice, a proto jsou doporučeny v manuálech programů projektu OSN EHK ICP-Vegetace jako primárně vhodné bioindikátory úrovní atmosférických spadů zjišťující obsahy TK v mechu po celé Evropě ([Frontasyeva](#) a [Harmens](#) 2020).

Také byla zjištěna velká afinita PAU k biomase mechů jako výsledek efektivního zachycování aerosolových forem PAU na povrchu rostlinek mechu a snadné difúze plyných forem PAU do jejich pletiv a rozpouštění v lipidových vrstvách fyziologických membrán nebo tukových kapénkách protoplazmy. Obsahy PAU v mechovém indikátoru těsně korelují s depozicemi PAU měřenými na blízkých měřicích stanicích ([Skert](#) et al. 2010; [Augusto](#) et al. 2013; [Jovas](#) et al. 2021). Dokonce vzorky mrtvého mechu exponované v řídkých sítkách zachycovaly PAU v množstvích korelujících s měřenými obsahy v částicích PM10 v okolní atmosféře a v depozici bulk – atmosférický mokrý spad spolu se suchým spadem za dané časové období ([Pacín](#) et al. 2023).

Různé druhy mechu jsou od konce minulého století využívány k bioindikaci aktuálních úrovní aktuálních spadů PAU ([Wegener](#) et al. 1992; [Harmens](#) et al. 2013; [Wu](#) et al. 2014; [Yakovleva](#) et al. 2021). Z testovaných mechů *Pleurozium schreberi* absorboval nejvíce PAU (např. [Gao](#) et al. 2023). Manuál evropského programu OSN EHK ICP-Vegetation ([Frontasyeva](#) a [Harmens](#) 2020) doporučuje jako bioindikátor spadů PAU používat přednostně mechy *Pleurozium schreberi* a *Scleropodium purum* alternativně poskytující stejné výsledky.

Rozdíly v obsahu adsorbovaných prvků a sloučenin v mechu udávají relativní rozdíly v průměrných úrovních atmosférických spadů mezi odběrovými místy vzorků mechu za dobu, po kterou jim byl mech vystaven. U lodyžek některých druhů mechu jsou dobře patrné každoroční přírůstky, proto by bylo možné obsahy prvků v mechu vztahovat k úrovním spadů daného roku. U námi použitých druhů mechů (*Pleurozium* a *Scleropodium*) nejsou roční segmenty růstu mechu příliš patrné, a bylo by obtížné a časově velmi náročné oddělovat roční přírůstky mechových rostlinek. Proto se v bioindikačních programech analyzují celé zelené části mechu 2,5–3 roky staré a zjištěné relativní rozdíly v adsorbovaném množství prvků a sloučenin ukazují na rozdíly v průměrném atmosférickém spadu prvků a sloučenin v místech růstu mechu za poslední 3 roky.

Z celkového obsahu prvku v mechu C ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) lze přesněji indikovat absolutní úroveň atmosférické depozice prvků D (např.  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$ ), pokud známe roční přírůstek biomasy daného druhu mechu A ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$ ) a účinnost adsorpce (0–100 % vztažená k Pb) deponovaných forem prvku nebo sloučeniny daným druhem mechu  $E \in (0,1)$  :  $D = C \cdot A / E$ . Měření roční produkce mechu na dané lokalitě je časově náročné, proto se nahrazují odhadem dříve zjištěného růstu mechu z území podobných klimatických podmínek daného roku ( $115\text{--}160 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$ ) a údaji o účinnosti příjmu prvků mechem ( $E_{\text{As}} = 0,10\text{--}0,27$ ;  $E_{\text{Cd}} = 0,53\text{--}0,66$ ;  $E_{\text{Hg}} = 0,80\text{--}0,92$ ;  $E_{\text{Ni}} = 0,70\text{--}0,79$ ;  $E_{\text{Pb}} = 1,00$ ) z publikovaných údajů o účinnosti adsorpce sloučenin kovů v experimentech nebo ze vztahů obsahu prvků v mechu a depozici bulk zjištěné v místě odběru vzorku mechu (např. Berg a Steinnes 1998; Berg et al. 2003; Sucharova a Suchara 2004).

Zjišťované velmi dobré vztahy obsahu prvků v mechu a depozici bulk platí jen pro území daných klimatických poměrů a podílem jednotlivých sloučenin prvků v lokálních spadech nelze zobecňovat, proto někteří autoři považují výpočty absolutních úrovní spadů prvků z koncentrací těchto prvků v mechu za příliš nespolehlivé (např. Aboal et al. 2010). O účinnosti adsorpce jednotlivých PAU mechem *Pleurozium schreberi* dosud nebyly publikované žádné údaje, proto obsahy PAU v mechu lze využít pouze jako indikátor relativních úrovní aktuálních atmosférických spadů PAU mezi sledovanými lokalitami.

**b) Lesní nadložní humus:** Nadložní humus v lese je tvořen převážně rostlinným opadem v různém stupni rozkladu a kondenzace uhlíku. Listnaté a lužní lesy nemají vhodný humus k analýze, protože díky rychlému biologickému rozkladu je humusová vrstva tenká s vysokým podílem minerální frakce půdy nebo zcela odplavená jarními povodněmi. Největší adsorpční schopnost mají makromolekuly humusu (až  $500 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g}^{-1}_{\text{suš.}}$ ). Naopak v jehličnatých lesích je vlivem pomalejšího rozkladu opadu humusová vrstva silná a tvořená horním horizontem čerstvého opadu Oi (1–2 leté jehličí), fermentačním horizontem Of (vrstva intenzivního rozkladu opadu mikroorganismy trávající 3–7 let) a vlastním humusovým Oh (tmavý biologicky stabilní humus). Afinita TK na humusové látky je vyšší než na hydroxidy Al a Fe nebo povrch jílovitých minerálů (např. Lasota et al. 2020). Místně a časově jedinečné makromolekuly humusu tvoří vnější hydrofilní vrstva s velkým množstvím funkčních, záporně nabitých skupin (O=, H.O–, S.S– atp), zatímco vnitřní části větvenovitých struktur makromolekul jsou spíše hydrofobní s malým množstvím polárních funkčních skupin. V neporušeném Oh horizontu borových a smrkových lesů je typický minerální obsah „popeloviny“ (křemen a jílovité minerály) jen 6–23 %. Někdy se naměřené obsahy prvků v humusu váží obsahem celkového C nebo organické hmoty (ztráta žíháním) v daném vzorku. Celkový obsah TK v humusu většinou těsně a pozitivně koreluje s průměrným dlouhodobým obsahem TK v depozici bulk. Distribuci obsahu TK v humusu zvyšují podkorunové srážky a stoky srážek po kmenech stromů.

Aerosolové částice z atmosférické depozice jsou zachyceny na povrchu humusu, rozpuštěné prvky a sloučeniny z dešťových srážek a vyluhovaného deponovaného spadu se pevně a dlouhodobě adsorbují na vnější straně makromolekul humusového Oh horizontu. Účinnost adsorpce prvků závisí na pH (disociace koncových –OH a –SH funkčních skupin), koncentraci prvků v půdním roztoku soutěžících o adsorpční místa na makromolekulách humusu atp. Méně účinná je adsorpce aniontů v centrální části makromolekul. Jen malý podíl kationtů ze spadů je v Oh adsorbován na jílovité minerály a hydratované Fe/Al oxidy. Určitá část TK vázaná na relativně nízkomolekulární fulvo- a humínové kyseliny v Oh je vertikálně pohyblivá. Humus působí hlavně jako pasivní a málo selektivní katex. Atmosférické depozice TK jsou v čase humusem integrovány, protože jejich vertikální pohyb je obvykle velmi malý a absorpční

kapacita humusu vysoká. Obsahy prvků v humusu ukazují jen orientačně na relativní rozdíly v dlouhodobé atmosférické depozici sledovaných míst. Protože během stáří lesa dochází k pomíchání humusových horizontů a vrchní části minerální půdy činností půdních organismů, zvěře nebo hospodaření v lese, tak na rozdíl od stratigrafie humusu rašelin, není možné vrstvy lesního nadložního humusu spolehlivě datovat a z obsahu prvků v humusu a stáří lesa odhadnout průměrné roční spady. Blíže např. Låg a Steinnes 1978; Tyler 1978; Lasota et al. 2020). Měření obsahů toxických prvků v nadložním humusu jako ukazatel dlouhodobé úrovně zatížení území atmosférickým spadem těchto prvků se využívá od 80. let (např. Thomas et al, 1984; Aichner et al. 2015; Chaber a Dworek 2020).

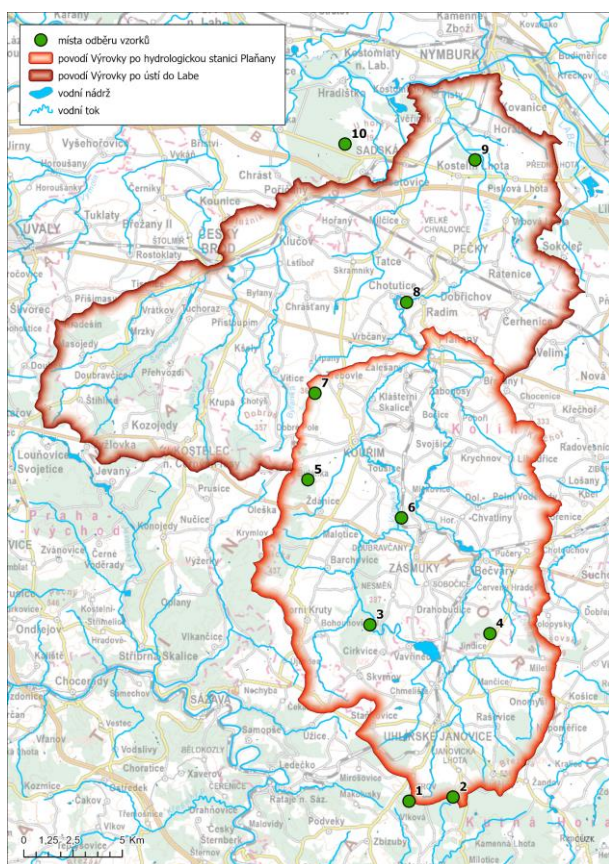
V půdní matici je nejvyšší afinita PAU k humusové frakci a roste se zvyšující se kondenzací uhlíku v humusové frakci (např. Arias-Estévez et al. 2007; Chianese et al. 2020; Ukalska-Jaruga et al. 2020). Atmosférická depozice PAU v aerosolové formě je zachycována na povrchu nadložního humusu, plynná suchá depozice PAU pomalu difunduje do spodních horizontů humusu, kde je absorbována převážně bezprostředně pod rozhraním Of /Oh horizontů. Forma humusu „mor“ je efektivnější sorbent PAU než forma humusu „mull“. PAU o větší molekulové hmotnosti jsou méně těkavé a lépe se váží různými vazbami hlavně na hydrofobní části makromolekul humusu (van der Waalsovy vazby, hydrofobní vazby, tvorba  $\pi$ - $\pi$  elektron donor-akceptor komplexů, molekulové interakce, substituce ligand atp.). Obsahy jednotlivých PAU v humusovém Oh horizontu rostou s jejich molekulovou hmotností. Sorpce PAU na vnější části makromolekul huminů probíhá rychle, na vnitřní struktury pomalu, přičemž o adsorpční místa jednotlivé PAU soutěží, např. fenanthren a pyren. Díky malé rozpustnosti PAU v půdním roztoku vertikální pohyb zvláště vysokomolekulárních PAU v půdním profilu je malý a umožněn hlavně vazbou PAU na rozpustné frakce humusu (např. humáty, fulváty). S poklesem pH humusu roste podíl rozpustných hydrofilních forem humusu a klesá mobilita PAU s malou afinitou k polárním frakcím humusu, např. benzo(a)pyrenu. Obsahy PAU v humusu snižuje výpar hlavně nízkomolekulárních PAU, biodegradace PAU některými druhy bakterií a (xylofágních) hub a v menší míře příjmem PAU kořeny rostlin a pomalým vertikálním transportem. Díky velké sorpční kapacitě a malé mobilitě PAU jejich obsah se v humusu s časem zvyšuje. Blíže např. Zhu et al. 2004; Pignatello 2012; Dołęgowska et al. 2023). Analýzy humusu ke stanovení rozdílů dlouhodobých úrovní depozic PAU byly využity v mnoha studiích, např. Krauss et al. (2000); Wilcke (2000); Saparpakorn et al. (2007); Plaza et al. (2009); Reimann et al. (2009); Lasota a Błońska (2018); Gong et al. (2021).

### **Odběry a příprava vzorků k analýze**

Vzorky mechu *Pleurozium schreberi* a lesního nadložního humusu byly odebrány na jaře v roce 2021 a opakovaně v létě roku 2022 na 10 lesních plochách podél Výrovky a v roce 2023 u silnice II/611 (Poděbradská) a dálnice D11 (Hradecká) západně od Sadské (Obr. 4.1.4, Tab. 4.1.1, Tab. 4.1.2, Tab. 4.1.3) podle manuálu evropského biomonitoringu mečů programu OSN EHK ICP-Vegetace (Frontasyeva a Harmens 2020). Z každé odběrové lesní plochy v povodí velikosti zhruba 50×50 m byly odebrány dílčí vzorky mechu z 5–7 míst neovlivněných podkorunovými srážkami a opadem ze stromů, keříčků borůvek nebo trav, aby expozice vzorku odpovídala atmosférické depozici bulk bez příspěvku dalších zdrojů TK. Dílčí odběry mechu byly spojeny do jednoho směšného reprezentativního vzorku o objemu zhruba 5–7 litrů. Vzorky mechu určené ke stanovení TK byly odbírány do polyetylenových sáčků, a vzorky mechu určené ke stanovení PAU byly paralelně ukládány do sáčků z alobalu.



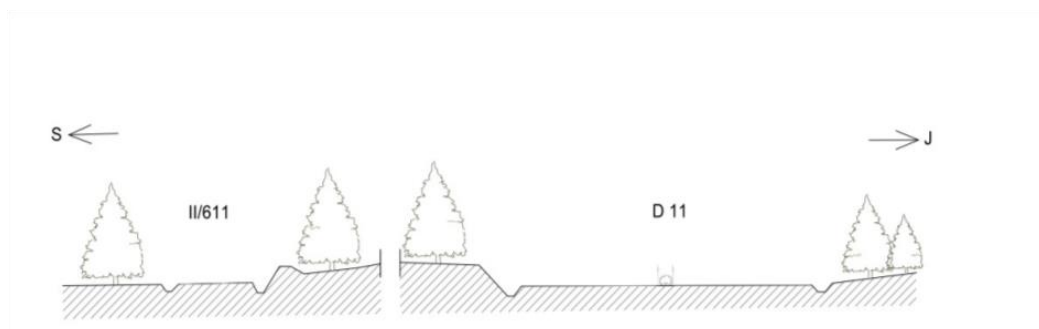
Dosah aktuálních a dlouhodobých emisí z pozemních komunikací byl sledován v severní části povodí Výrovky. Pro odběry vzorků bioindikátorů podél silnice II/611 a dálnice D11 východně u Sadské, v roce 2020 s průměrnými intenzitami dopravy 4 000 a 50 000 vozů za 24 hodin (ŘSD ČR 2024), se podařilo nalézt jen jedno místo, kde byly dostatečně velké a stejnověké smrkoborové porosty nejméně narušené těžbou dřeva navazující na okolí silnice a dálnice. Přesto však byl les narušen u dálnice stavebními pracemi a na jižním okraji lesa je provozována průmyslová zóna Poříčan lokálními emisními zdroji. V jehličnatém lese vytyčeny oboustranné liniové transekty vedené kolmo na osu komunikací II/611 a d11 (Obr. 4.1.5) a na nich vyznačeny vzdálenosti 5, 10, 25, 50, 100 a 200 m od okraje vozovky. Vzorky mechu z 5–7 míst pak byly odebírány podél linií rovnoběžně vedených podél okraje vozovky v uvedených vzdálenostech od vozovky. Kontrolní místa, mimo předpokládaný dosah znečištění z dopravy, byla volena 500–800 m od okraje pozemní komunikace podle zachovalosti lesa. Vzhledem k blízkosti souběhu obou komunikací, kontrolní plocha jižně od silnice II/611 a severně od dálnice D11 byla pro obě komunikace společná. V daných vzdálenostech souběžně s okraji vozovky odebrán mech *Pleurozium shreberi* z 5–7 míst do jednoho směsného vzorku. V některých případech blízko okraje vozovky u D11 nebyl nalezen mech *Pleurozium schreberi* v dostatečném množství nalezen, proto byl v těchto případech odebrán hojnější alternativní mech *Scleropodium purum* a v jednom případě (D11 sever 5–6 m) jediný zde rostoucí a také používaný nízký bokoplodý mech *Hypnum cupressiforme*. Tento druh bývá náchylný ke kontaminaci částicemi humusu a může pak obsahovat až o 30 % vyšší obsahy polutantů než předchozí druhy mechu. Šíření znečištěného ovzduší ze silnice II/611 k jihu může ztěžovat násep výšky 1,5–1,8 m nad úrovní vozovky a hlavně na severní straně dálnice D11, kde je příkrý násep do výšky 6–7 m nad úrovní vozovky dálnice (Obr.4.1.6).



Obr. 4.1.4 Místa odběru vzorků mechu a lesního humusu v povodí Výrovky v letech 2021 a 2022



*Obr. 4.1.5 Místa vedení liniových transektů pro odběry vzorků mechu a humusu u silnice II/611 a dálnice D11 v roce 2023*



*Obr. 4.1.6 Reliéf terénu v bezprostředním okolí sledovaných pozemních komunikací*

Na stejných plochách, kde byl odebíráán mech v povodí Výrovky a u pozemních komunikací II/611 a D11, byly souběžně odebíráány vzorky lesního nadložního humusu. Polní lopatkou byly opatrně sloupnuty svrchní horizonty O1 a Of a z humusového horizontu Oh byl opatrně odebrán materiál biologicky stabilního humus tak, aby byl co nejméně kontaminován zbytky materiálu

z Of horizontu a spodnějších horizontů Ah/A. Z každé plochy byly odebrány 3 dílčí vzorky humusu, pokud v místě byla slabá vrstva humusu, bylo odebráno 5–7 dílčích vzorků, a spojeny do jednoho směsného vzorku. Podél pozemních komunikací byly vzorky humusu odebírány stejně jako mech na liniích rovnoběžných s okrajem komunikací v daných vzdálenostech od okraje vozovky. Během stavby úseku dálnice D11 u Sadské (1980–1985) byl původní les a půdní pokryv oboustranně odstraněn do vzdálenosti asi 10–15 m od okraje vozovky a nová vrstva humusu kolem mladých stromů se ještě v dostatečné míře neobnovila, proto vzorky humusu u okraje vozovky D11 nemohly být odebrány (D11 jih 5 m) nebo velmi tenká vrstva humusu po nestandardním odebrání obsahuje velké množství minerální příměsi (D11 sever 5 m a jih 10 m). Vzorky humusu určené ke stanovení obsahu TK byly ukládány do polyetylenových sáčků a paralelně odebírané vzorky pro stanovení obsahu PAU do sáčků z alobalu. Hmotnost čerstvého směsného vzorku humusu byla nejčastěji kolem 0,4–0,6 kg. Odebrané vzorky byly v chodícím boxu převezeny do laboratoře, kde vzorky humusu určené ke stanovení TK byly uloženy do chladničky a vzorky ke stanovení PAU do mrazicího boxu.

Plocha č.	Geografická pozice		Blízká obec k. ú.
	° s.š.	° v.d.	
1	49,843500	15,047633	Malejovice
2	49,84785	15,078100	Janovická Lhota
3	49,921000	15,004333	Zásmuky - Buda
4	49,924000	15,089133	Červený Hrádek
5	49,983078	14,947481	Ždánice
6	49,971263	15,016748	Toušice
7	50,022551	14,944511	Třebovle
8	50,069088	15,000677	Radim
9	50,137573	15,035878	Kostelní Lhota
10	50,137146	14,942856	Hradištko

Tab. 4.1.1 Místa odběrových ploch vzorků mechu a humusu v povodí Výrovky

Směr	Vzdálenost (m)	Geografická pozice	
		° s.š.	° v.d.
sever	5	50,133826	14,937442
sever	10	50,133893	14,937461

*Identifikace zdrojů původu a množství znečištění (především PAU, těžkých kovů a dusíku) ve vodě*

sever	25	50,134015	14,937507
sever	50	50,134261	14,937568
sever	100	50,134708	14,937729
sever	200	50,135696	14,938008
sever	800	50,140483	14,939600
jih	5	50,133519	14,938239
jih	10	50,133464	14,938223
jih	25	50,133337	14,938186
jih	50	50,133108	14,938183
jih	100	50,132659	14,937982
jih	200	50,131950	14,936767
jih	500	50,125833	14,931600

*Tab. 4.1.2 Místa odběru vzorků mechu a humusu u silnice II/611 na k. ú. Hradištko u Sadské*

Směr	Vzdálenost (m)	Geografická pozice	
		° s.š.	° v.d.
sever	5	50,122266	14,932297
sever	10	50,122300	14,932317
sever	25	50,122379	14,932650
sever	50	50,122668	14,932714
sever	100	80,123039	14,932918
sever	200	50,124147	14,933300
sever	500	50,125833	14,931600
jih	5	50,123283	14,927783
jih	10	50,123063	14,928250
jih	25	50,122953	14,928207
jih	50	50,122729	14,928164
jih	100	50,122243	14,928102
jih	200	50,121433	14,928817

jih	500	50,118617	14,926737
-----	-----	-----------	-----------

Tab. 4.1.3 Místa odběru vzorků mechu a humusu u dálnice D11 na k. ú. Hradištko u Sadské

Ze vzorků mechu pro stanovení TK byly ručně odstraněny nežádoucí příměsi (listí, větvičky, jehličí atp.) a z rostlinek mechu byly odtrženy horní zelené části 2,5 až 3 roky staré určené k následné analýze. Vzorky mechu nebyly myty, protože pokud nejsou vzorky nechtěně kontaminovány během odběru, pak přirozená sedimentace erodovaných půdních nebo humusových částic je součástí lokální atmosférické depozice, která se usazuje nejen na vegetaci nebo povrch půdy ale i na vodní hladiny. Zelené segmenty mechu byly na vzduchu usušeny mezi archy filtračního papíru a umlety na laboratorním mlýnku s titanovým rotorem a sítkem na velikost částic 0,25 mm a do doby analýzy byly uchovávány v PE sáčcích.

Ze vzorků mechu určených ke stanovení PAU byly odstraněny nežádoucí příměsi, zelené části mechu rychle otrhány a vzorky opět uloženy do mrazicího boxu. Bezprostředně před stanovením PAU byly vzorky mechu homogenizovány ve vibračním mlýnku v tekutém dusíku a následně vysušeny lyofilizací ve vakuu.

Vzorky humusu určené ke stanovení TK byly na vzduchu usušeny mezi filtračními papíry, prosety plastovými sítka na velikost propadu 2.00 mm a 0.26 mm k určení pH a obsahu 42 prvků.

Vzorky humusu pro stanovení PAU byly vysušeny lyofilizací a přesety kovovým sítkem na propad částic 2,00 mm a analyzovány nebo uloženy do mrazicího boxu do doby analýzy.

## **Analýzy vzorků**

### **Celkové obsahy TK**

Vzorky mechu byly naváženy do teflonových rozkladných nádobek a mineralizovány ve směsi  $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$  za vysoké teploty a tlaku v rozkladném zařízení CEM Mars 6. Po naředění vzorků v teflonových odměrných nádobkách byly celkové koncentrace makroprvků stanoveny na optickém a hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem (OES-ICP) PE AVIO 5000 a mikroprvky na hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS) PE NexION 2000. Kontrola stanovení byla prováděna na souběžné analýzy rostlinných referenčních materiálů (IAEA-336 Lichen a NIST 1575a Trace Elements in Pine Needles). Celkový obsah dusíku, uhlíku a rtuti v mechu byl stanoven přímo z pevného homogenního namletého vzorku mechu na přístroji pro stanovení obsahu C a N LECO CN928 a celkový obsah rtuti na jednoúčelovém Hg atomovém absorpčním spektrometru AMA 256. Pro kontrolu výsledků byly analyzovány vzorky standardních referenčních materiálů rostlin. (LECO CRM Alfalfa, ICP-Vegetation moss 1 a moss 3).

Celkové obsahy prvků v humusu byly stanoveny podobně jako u mechu po rozkladu vzorků humusu ve směsi  $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HF} + \text{H}_3\text{BO}_3$  za vysokého tlaku a teploty. Obsahy prvků byly stanoveny na OES-ICP a MS-ICP spektrometrech s indukčně vázaným plazmatem. Celkové

obsahy C, N a Hg byly změřeny na zařízení LECO CN 928 a AMA 256. Kontrola analýz byla prováděna na analýzy standardních referenčních materiálů uvedených výše a ICP-Vegetation humus1 a humus 2. Celkové obsahy prvků v každém vzorku byly stanoveny nezávisle z měření tří navážek vzorku.

Celkem byly v mechu a humusu změřeny celkové obsahy 43 prvků. Pro potřebu této zprávy jsou prezentovány výsledky vybraných toxických prvků As, Cd, Hg, Ni a Pb.

### **Stanovení obsahů PAU**

Vzorky mechu byly extrahovány n-hexanem a po odpaření byl extrakt přečištěn gelovou permeační chromatografií (GPC) za použití gelu na bázi polymeru styren divinylbenzenu Bio-Beads SX-3. Vzorky humusu byly extrahovány dichlormethanem za přídavku  $Al_2O_3$  a křemeliny v extraktoru (Dionex ASE 300). V obou typech vzorků byly stanoveny obsahy polycyklických aromatických uhlovodíků a polychlorovaných bifenylnů na plynovém chromatografu EVOQ GC-TQ Bruker metodou MS/MS. Byly stanoveny jednotlivé PAU, jejichž následující zkratky uvedené v závorce jsou dále ve zprávě používány: naftalen (*Nap*), acenaftalen (*Acy*), acenaften (*Ace*), fluoren (*Flu*), fenantren (*Phen*), antracen (*Ant*), fluoranten (*Flt*), pyren (*Pyr*), benzo(a)antracen (*B(a)A*), chrysen (*Cry*), benzo(b)fluoranten (*B(b)F*), benzo(k)fluoranten (*B(k)F*), benzo(a)pyren (*B(a)P*), indeno(1,2,3,cd)pyren (*IP*), dibenzo(a,h)antracen (*DB(a,h)A*), benzo(g,h,i)perylene (*B(g,h,i)P*) a jejich sumy S16 PAU. Současně byly stanoveny obsahy 6 kogenerů BCB a jejich sumy. Výsledky stanovení obsahů BCB v mechu a humusu nejsou v této zprávě uváděny.

## **4.2. Bodové zdroje znečištění z urbanizovaných ploch**

Za bodové zdroje znečištění byly v rámci tohoto projektu považovány zejména zdroje z urbanizovaných povodí.

Díličními zdroji vnosu znečištění z urbanizovaných povodí jsou vypouštění z ČOV, přepady z odlehčovacích komor (OK) jednotné kanalizace a odtoky z oddílné dešťové kanalizace (DK).

Studium vnosu znečištění z urbanizovaného území bylo rozděleno do dvou etap: V první etapě byly detailně studovány Pečky pomocí monitoringu a modelování simulačním modelem, ve druhé etapě byly zjištěné informace přeneseny na obce v povodí Výrovky.

### **4.2.1. Pečky**

#### **4.2.1.1. Popis povodí a zdrojů znečištění**

Jako pilotní urbanizované území byly vybrány Pečky, které se nacházejí v povodí Výrovky ve Středočeském kraji těsně pod zájmovým územím.

Pečky mají jednotnou kanalizaci a ČOV s kapacitou cca 7000 EO, 2 odlehčovací komory na síti (OKA a OKB) a odlehčení před ČOV čerpáním povodňovými čerpadly (OKC). Přilehlé obce Velké Chvalovice, Milčice, Dobřichov a Ratenice jsou odvodněny oddílnou kanalizací a jejich odpadní vody jsou čerpány do stokové sítě Peček (Tab. 4.2.1.). Povodí je typickým malým městem a vesnicemi se zástavbou převážně rodinných domů a drobným průmyslem (některé podniky mohou být potenciálními zdroji těžkých kovů a PAU obsažených v barvivech, pigmentech apod.). Konečným recipientem odtoků je Výrovka.

Obec	Počet obyv. dle ČSÚ (k 1.1.2021)	Stokový systém	Způsob odvádění	Počet ČS	Objem vody na ČOV Pečky tis. m <sup>3</sup>
Pečky	4811	Jednotná	Gravitační, podtlaková	2	194 933
Velké Chvalovice		Jednotná	Podtlaková	5	16 083
Milčice	313	Oddílná splašková	Tlaková		7 772
Dobřichov	772	Oddílná splašková	Gravitační, podtlaková	2	19 216
Ratenice	621	Oddílná splašková	Gravitační	3	16 457
Celkem	6517				255 963

Tab. 4.2.1 Základní informace k odvádění odpadních vod v Pečkách a přilehlých obcích

#### 4.2.1.2. Monitoring srážek a průtoků

V povodí byly instalovány 3 srážkoměry a na odlehčovacích komorách a v obtoku čerpací jímky na ČOV průtokoměry a hladinoměry. Monitoring probíhal v období 05/2021 - 11/2023 (s přestávkami v zimním období). Využita byla rovněž provozní měření na ČOV.

#### 4.2.1.3. Monitorovací kampaně jakosti vody

Cílem monitorovacích kampaní jakosti vody bylo pořízení vstupních dat pro simulační srážko-odtokový model a jeho kalibraci a verifikaci, kterými jsou:

- koncentrace bezdeštného odtoku stokovou sítí a jeho variabilita,
- účinnost odstraňování znečištění na ČOV a odtokové koncentrace za běžných i nepříznivých podmínek (zimní období, odvodňování kalu),
- koncentrace v dešti a v povrchovém odtoku (splach z různě frekventovaných ulic a odtok v dešťové kanalizaci v letním období a v topné sezóně),
- koncentrace v přepadech z odlehčovacích komor a v obtoku ČOV pro více srážkových událostí.

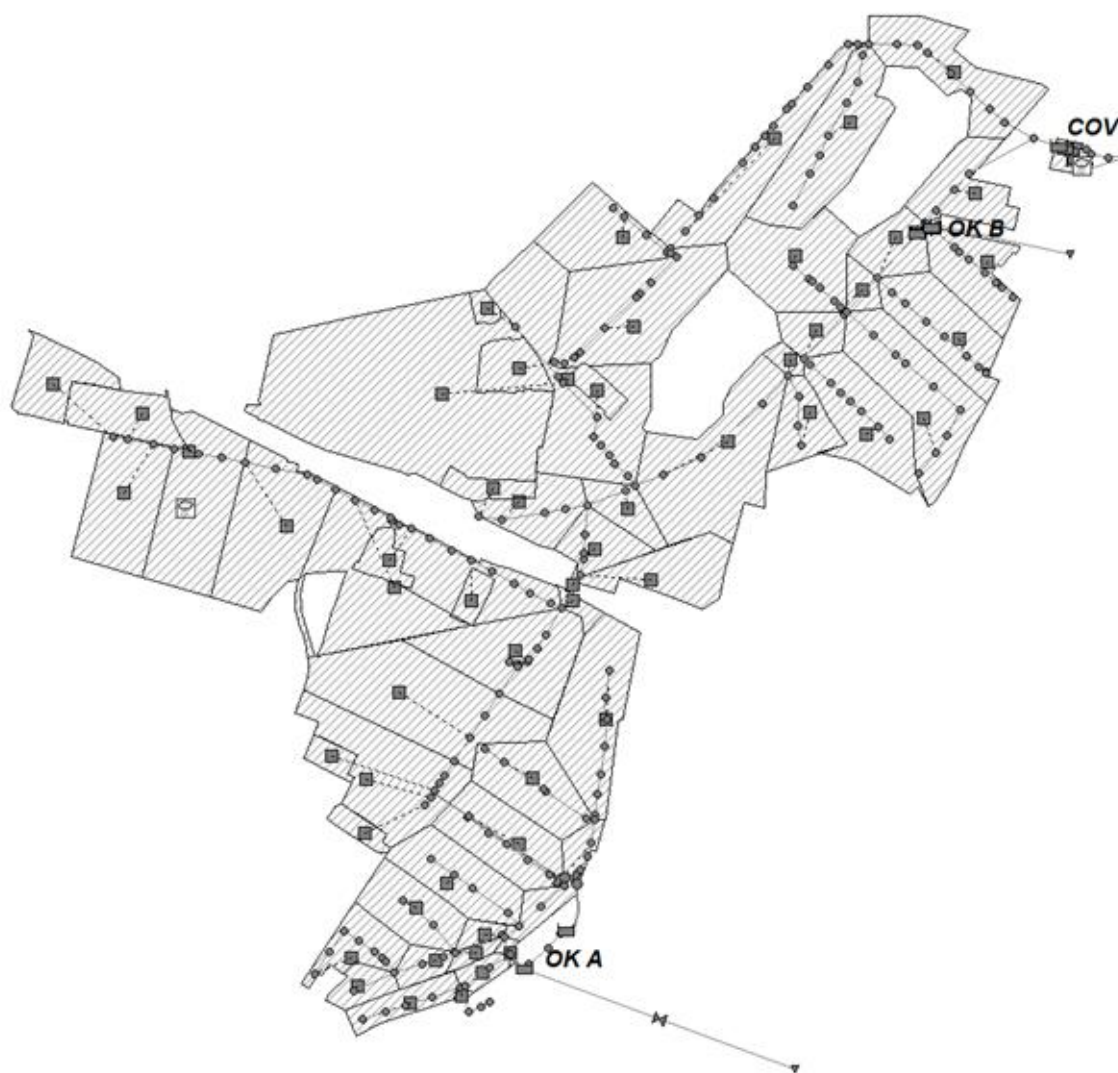
Pro lepší interpretaci výsledků byly doplňkově odebírány i vzorky prachu ze silnic, sedimentu ze stok a aktivovaného kalu na ČOV.

Přehled všech kampaní je v přílohách průběžných zpráv za r. 2021, 22 a 23.

#### 4.2.1.4. Simulační model

Srážko-odtokový model urbanizovaného povodí Pečky byl vytvořen v software SWMM 5.2.3.

Do modelu **jednotné kanalizace** (Obr. 4.2.1) byly zahrnuty páteřní stoky kanalizace Peček. Okolní obce byly v modelu nahrazeny bodovými vtoky. Bezdeštné průtoky byly v modelu zahrnuty 17 bodovými vtoky dle předpokládaného počtu obyvatel v jednotlivých oblastech. Bezdeštný odtok obsahuje hodinovou, denní, měsíční i roční variabilitu (r. 2021 a 2022) průtoků i koncentrací.



*Obr. 4.2.1 Schematizovaný matematický model jednotné stokové sítě ukončené na ČOV Pečky*

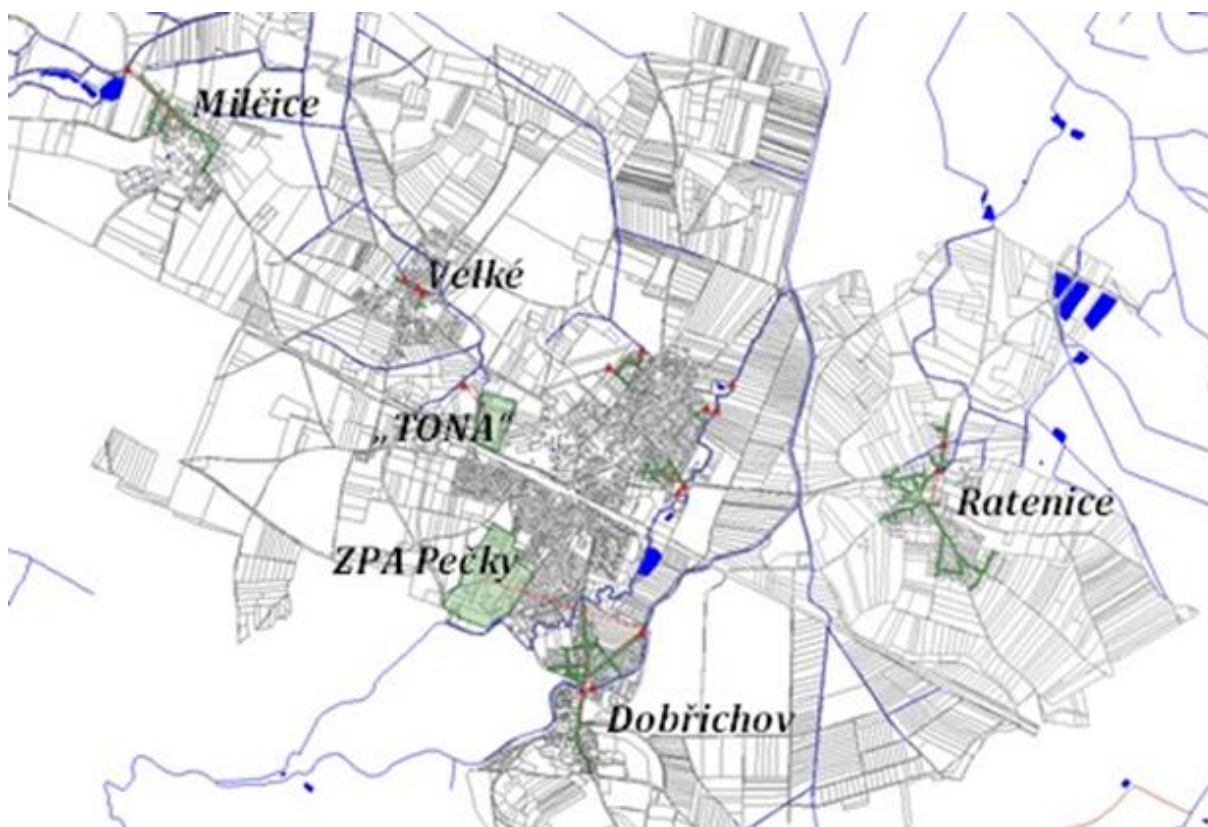
Charakteristiky jednotlivých povodí byly stanoveny na základě zpracování polohopisných, výškových dat, ortofotomapy území a průzkumu lokality formou vzorového hektaru pro základní typy zástavby (zástavba s rodinnými domy, zástavba bytových domů, městské centrum, průmyslové areály).

Model byl kalibrován a verifikován na vybrané srážkové události získané vlastním monitoringem v povodí a bilančně i na základě měřeného odtoku vody a znečištění z ČOV. Kalibrováno bylo rovněž znečištění povrchového odtoku v mezích zjištěných při kampaních.



Výsledky jsou poměrně dobré pro rozpuštěné znečištění (P-PO4 a Ncelk). Pro látky, které se vyskytují převážně v nerozpuštěné formě (CHSK, Pcelk, NL105) a jsou spjaty se zvířením a výplachem sedimentů ve stokové síti, jsou výsledky v případech z OK zejména pro počátky událostí horší a model vnos těchto látek z OK podhodnocuje.

Odtoky z dílčích povodí odvodněných **oddílnou dešťovou kanalizací** na území města Pečky a okolních obcích (odvodnění uličních prostranství, povrchové odvodnění, odvodnění průmyslových areálů) (Obr. 4.2.2) nebyly vzhledem k absenci podrobnějších informací kalibrovány. Parametry matematického modelu byly nastaveny na základě dobré praxe.



Obr. 4.2.2 Schematizovaný matematický model srážkového odtoku z oddílných dešťových kanalizací, povrchového odvodnění a areálových kanalizací v urbanizovaném povodí Pečky

#### 4.2.1.5. Výpočet látkových toků

Množství vody odtékající z OK, ČOV a dešťové kanalizace aglomerace Pečky do povrchových vod bylo simulováno srážkoodtokovým modelem pro roky 2021 a 2022. Jako vstupní dešťová data byla použita vlastní dešťová řada z Dobřichova, která při chybějících měřeních byla doplněna o deště monitorované srážkoměrem na ČOV Pečky.

Srážko-odtokovým modelem zahrnujícím modelování jakosti vody byl simulován vnos CHSK, Pcelk, P-PO4, Ncelk a NL105 z odlehčovacích komor a ČOV.

U OK bylo simulované množství látek vyskytujících se převážně v nerozpuštěné formě vzhledem k jejich podhodnocování modelem navýšeno (o 20 % pro Pcelk, 25 % pro CHSK a 30 % pro NL105). Množství těžkých kovů a PAU bylo vypočteno přenásobením přepadlých objemů vody průměrem průtokově vážených průměrných koncentrací (EMC) zjištěnými monitorovacími kampaněmi u OKB a OKC.

Do výpočtu množství látek přitékajících na ČOV bylo zahrnuto i zvýšené zatížení CHSK a živinami obsaženými v kalové vodě předpokládané po dobu 16 dní v roce. Množství látek vypouštěných z ČOV bylo vypočteno vynásobením přitékajícího množství výrazem (100-účinnost). Účinnosti odstraňování látek získané v monitorovacích kampaních jsou uvedeny v Tab. 4.2.2. Množství vypouštěných těžkých kovů a PAU z ČOV byla vypočtena přenásobením množství vypouštěné vody průměrem průměrných denních koncentrací na odtoku zjištěnými monitorovacími kampaněmi.

Ukazatel	CHSK-Cr	Pcelk	P-PO4	Ncelk	NL105
Účinnost odstraňování (%)	91,5	90	90	52,6	92

Tab. 4.2.2 Účinnosti odstraňování znečištění na ČOV Pečky uvažované pro bilance

Množství látek vnesených do povrchových vod dešťovými kanalizacemi byla vypočtena přenásobením ročního množství vypouštěné vody průměrem průtokově vážených středních koncentrací EMC z kampaní v Dobřichově.

Vstupní data koncentrací použitá pro výpočet jsou shrnuta v Tab. 4.2.3.

		OKA	OKB	OKC	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace
CHSK-Cr	mg/l	Počítány simulačním modelem				27,58
Pcelk	mg/l					0,24
P-PO4	mg/l					0,17
Ncelk	mg/l					1,84
NL105	mg/l					16,03
NL550	mg/l					9,66
As	µg/l	3,18	3,18	2,47	2,81	1,53
Cd	µg/l	0,43	0,43	0,27	x	0,16
Cu	µg/l	20,8	20,8	16,1	5,85	5,55
Ni	µg/l	11,0	11,0	7,0	3,50	1,71
Pb	µg/l	33,9	33,9	23,6	1,85	2,72
Zn	µg/l	611	611	395	12,89	69,12

naftalen	µg/l	0,123	0,123	0,107	0,033*	0,023
acenaftalen	µg/l	0,009	0,009	0,010	x	x
fluoren	µg/l	0,037	0,037	0,040	0,009*	0,004
fenanthren	µg/l	0,216	0,216	0,166	0,026	0,031
anthracen	µg/l	0,025	0,025	0,012	x	x
fluoranthren	µg/l	0,283	0,283	0,147	0,013	0,026
pyren	µg/l	0,157	0,157	0,095	0,014	0,022
benzo(a)anthracen	µg/l	0,145	0,145	0,063	x	0,018
chrysen	µg/l	0,103	0,103	0,047	x	0,011
benzo(b)fluoranthren	µg/l	0,108	0,108	0,044	x	0,013
benzo(k)fluoranthren	µg/l	0,065	0,065	0,026	x	0,007
benzo(a)pyren	µg/l	0,115	0,115	0,046	x	0,014
benzo(g,h,i)perylene	µg/l	0,083	0,083	0,038	x	0,015
dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	0,026	0,026	0,008	x	0,002
indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,088	0,088	0,037	x	0,017

x pod mezí stanovitelnosti

\* nejistá hodnota, velké rozdíly v koncentracích na odtoku ČOV v obou kampaních

Tab. 4.2.3 Vstupní data koncentrací jednotlivých zdrojů znečištění

## 4.2.2. Povodí Výrovky

### 4.2.2.1. Výpočet látkových toků

**Odtoky ČOV** – roční množství vypouštěné vody a látek hlášených do VUPE byla převzata z VUPE 2021 a 2022. Pro látky nevidované ve VUPE bylo roční množství vypouštěné vody vynásobeno průměrem průměrných denních koncentrací zjištěných monitorovacími kampaněmi ČOV Pečky (Tab. 4.2.3).

**Přepady OK** – vzhledem k absenci podrobnějších informací o stokových sítích v obcích v povodí Výrovky byl zvolen jednoduchý postup přenosu informací z Peček. Tento postup předpokládá ve všech obcích stejné % odlehčené vody jako v Pečkách a zohledňuje rozdílné koncentrace bezdeštné odpadní vody v ukazatelích CHSK, Pcelk, Ncelk a NL a různé účinnosti jejich odstraňování v jednotlivých obcích. Pečky byly simulovány s koncentracemi bezdeštného odtoku v jednotlivých obcích vypočtenými z údajů ve VUPE (Tab. 4.2.4) pro stejná vstupní

dešťová data jako předtím (r. 2021 a 2022). Množství látek vypouštěných z ČOV bylo vypočteno vynásobením přítékajícího množství výrazem (100-účinnost), kde účinnosti odstraňování znečištění v jednotlivých obcích byly vypočteny z údajů ve VUPE (Tab. 4.2.5). Tak byla zjištěna % vnosu znečištění z OK pro r. 2021 a 2022. Z nich a z množství vypouštěných látek z ČOV byly pro jednotlivé obce vypočteny látkové toky z OK. Množství těžkých kovů a PAU bylo vypočteno přenásobením předpádných objemů vody průměrem průtokově vážených průměrných koncentrací (EMC) zjištěným pro Pečky (Tab. 4.2.3).

		2021				2022			
		Kouřim	Plaňany	Uhlířské Janovice	Zásmuky	Kouřim	Plaňany	Uhlířské Janovice	Zásmuky
<b>CHSK</b>	g/m <sup>3</sup>	1393,2	668,4	254,1	342,8	1942,8	963,1	238,3	249,2
<b>Pcelk</b>	g/m <sup>3</sup>	33,3	8,3	6,0	4,8	28,5	8,3	6,3	5,8
<b>Ncelk</b>	g/m <sup>3</sup>	280,6	100,3*	52,2	63,9	387,9	97,3*	41,1	50,6
<b>NL</b>	g/m <sup>3</sup>	487,6**	160,2	78,2	75,3	461,0	123,3	84,3	56,2

\* odhad, \*\* obdobně jako r. 2022

*Tab. 4.2.4 Koncentrace znečištění v přítoku na ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky dle VUPE*

		2021				2022			
		Kouřim	Plaňany	Uhlířské Janovice	Zásmuky	Kouřim	Plaňany	Uhlířské Janovice	Zásmuky
<b>CHSK</b>	%	98,8	95,3	84,8	93,5	99,1	96,2	84,4	91,6
<b>Pcelk</b>	%	99,3	53,5	51,1	62,2	98,8	62,8	72,5	72,7
<b>Ncelk</b>	%	84,3	45,0*	47,3	69,4	81,5	45,0*	41,5	72,1
<b>NL</b>	%	99,0**	95,3	89,6	91,6	99,3	95,5	89,8	90,3

\* odhad, \*\* obdobně jako r. 2022

*Tab. 4.2.5 Účinnosti odstraňování na ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky dle VUPE*

**Dešťová kanalizace** - odtoky byly stanoveny na základě celkové odvodněné redukované plochy a ročních srážkových úhrnů dešťové řady použité pro simulaci v Pečkách pro r. 2021 a 2022. Látkové toky do povrchových vod byly vypočteny stejně jako v Pečkách přenásobením ročního množství vypouštěné vody průměrem průtokově vážených středních koncentrací EMC z kampaní v Dobřichově (Tab. 4.2.3).

### 4.3. Ostatní zdroje v povodí - stará kontaminovaná místa

V pilotním povodí Výrovky bylo zjištěno celkem 41 starých kontaminovaných míst, které jsou v systému SEKM. Pro většinu však nejsou k dispozici data o jakosti podzemních nebo povrchových vod (případně jsou starší než z roku 2005) – relevantní data mají k dispozici pouze 3 kontaminovaná místa. Značné množství starých kontaminovaných míst nemá žádné informace o kontaminaci – byly do SEKM přidány na základě dálkového průzkumu země a případně návštěvou problematické lokality – jedná se o 22 lokalit. Z hlediska zjištěných priorit (které však pocházejí z hodnocení pro ohrožení lidského zdraví) patří pouze dvě lokality do kategorie A (tj. nápravné opatření je žádoucí nebo nutné).

Z hlediska vyhodnocení významnosti vlivů v pilotním území tedy přicházejí v úvahu jen tři lokality, které mají k dispozici data o jakosti vod - Skládkka TKO Bláto, průmyslová skládkka Vlčí důl a starý průmyslový areál Kouřim – Molitorov. Pro ostatní stará kontaminovaná místa není dostatek dat.

Základní přehled starých kontaminovaných míst je uveden v Tab. 4.3.1.

ID lokality	Název	Typ lokality	Nadlimitní ukazatele
73212002	BENZINA, a.s. ČS PHM	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
73212003	Skládkka Bláto	skládkka TKO	B, ChSK
77218002	Skládkka Chmelište-Žišov	skládkka TKO	
73212004	Skládkka Stankovačka-Křelínek	průmyslová skládkka	
17321001	Skládkka Pivoňkův mlýn	skládkka TKO	
IND_15000 / 73212005	Autoservis Uhlířské Janovice	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
IND_13647 / 1306004	Skládkka Červený Hrádek	skládkka TKO	

*Identifikace zdrojů původu a množství znečištění (především PAU, těžkých kovů a dusíku) ve vodě*

<b>ID lokality</b>	<b>Název</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Nadlimitní ukazatele</b>
1292002	Farma Bečváry	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
129001	Skládka Černá skála	skládka TKO	
yj2x7ngBvcOwoDW10r sI / 1292003	Bývalý cukrovar Bečváry	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
IND_13965 / 91105003	Bývalá Strojní a traktorová stanice Zásmuky	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
wWTkY3gBvcOwoDW1 tx0J / 91105002	Bývalý závod AROMA Zásmuky	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
19110001	Vlčí důl	průmyslová skládka	PAU, anorg., BTEX
KGPK73gBvcOwoDW1f 6bB / 920001	Skládka Barchovice	skládka TKO	
67875001	Skládka Mlékovice	skládka TKO	
7121002	Kouřim - Molitorov	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	CIU, ropné, BTEX, anorg.
QXStHXkBvcOwoDW1K _JA / 71215004	Bývalá kotelna ČPP TRANSGAS Kouřim	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
lLgB1HgBvcOwoDW14J k7 / 71215003	Výzkumný ústav pro biofaktory a veterinární léčiva Kouřim	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
KESN0HgBvcOwoDW1 DuGf / 71215002	Bývalý areál ČSAD Kouřim	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
7121001	Skládka Malátka	skládka TKO	
POB- 83gBvcOwoDW10RJ6 / 70515003	Bývalé mechanizační středisko Třebovle	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
70515002	Skládka Třebovle	skládka TKO	
IND_13923 / 61249001	Brownfield Votelaž	skládka TKO	

<b>ID lokality</b>	<b>Název</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Nadlimitní ukazatele</b>
16133001	Skládka Pískovna	skládka TKO	
J_Qa9HgBvcOwoDW1C dQB / 61290001	ČS PHM v areálu Sklady Karlov Svojsice	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
2915001	Skládka Na skále	skládka TKO	
8686001	Skládka Na chlumu	skládka TKO	
8309001	Libodřice, obalovna	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
IND_13887 / 21379001	Bývalý zemědělský areál Hradenín	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
IND_13883 / 21395001	Skládka Žabonosy	skládka TKO	
21387001	Bývalé JZD Plaňany	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
JOojEnkBvcOwoDW1z6 4S / 14939002	Sklad PHM v Novém Městě u Kolína	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
IND_14013 / 49192001	Bývalá ČS PHM v zemědělském areálu Skrvňov	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
43211004	Skládka Újezdec u Horních Krut	skládka TKO	
43211002	Skládka Horní Kruty	skládka TKO	
IND_13898 / 90605002	Bývalý Státní statek Zalešany	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
IND_13899 / 90605001	Bývalý zemědělský areál Zalešany	kontaminovaný areál - průmyslová či komerční lokalita	
XqdfEnwBuCPeojFw78 _X / 73212007	ČS PHM Uhlířské Janovice	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
VJWnEXwBuCPeojFw9 ujm / 73212006	Bývalý statek Uhl. Janovice	výroba, skladování, manipulace s ropnými látkami	
iogZEXwBuCPeojFw3B Bo / 11306001	Bývalý sklad zem. Chemikálií Křečovice	výroba, skladování, manipulace s nebezpečnými látkami	

<b>ID lokality</b>	<b>Název</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Nadlimitní ukazatele</b>
2CWAF3wBuCPeojFwk 4An / 75851003	Areál ZD Úžice Karlovice	výroba, skladování, manipulace s nebezpečnými látkami	

*Tab. 4.3.1 Stará kontaminovaná místa v povodí Výrovky po Plaňany podle SEKM*

## 4.4. Přírozené pozadí

Pro celou ČR byly stanoveny hodnoty přírodního pozadí povrchových vod pro některé kovy, celkový fosfor a dusičnanový a amoniakální dusík.

### 4.4.1. Kovy z přírodního pozadí

Přírozené pozadí kovů v povrchových vodách je odvozeno od antropogenně neovlivněných koncentrací kovů v podzemních vodách, neboť se předpokládá, že k nejvýznamnějšímu obohacování kovy dochází hlavně v podzemních vodách. Způsob i doba kontaktu s horninovým prostředím je totiž v podzemních vodách intenzivnější než ve vodách povrchových a tudíž většina přírodního pozadí pro kovy pochází z podílu základního odtoku v povrchových vodách. Zároveň je velikost emisí z přírodního pozadí dost vysoká na to, aby mohla lokálně přispívat k nedosažení dobrého stavu.

Hodnoty přírodního pozadí kovů v podzemních vodách byly poprvé stanoveny v projektu Antropogenní tlaky na stav půd, vodní zdroje a vodní ekosystémy v české části mezinárodního povodí Labe; B9 „Přehled toxických prvků a vymezení jejich anomálního výskytu v povodí Labe“ (2011). Pro účely stanovení hodnot přírodního pozadí byla provedena analýza prostorových závislostí koncentrací vybraných kovů na litologickém typu podloží, rozčlenění dat o obsahu kovů v podzemní vodě podle litologických typů sledovaných kolektorů a následné statistické zpracování dat. Koncentrace kovů v podzemních vodách byly použity z výsledků monitorování kvality podzemních vod, které pravidelně provádí ČHMÚ ve své pozorovací síti za období 2004 - 2009.

Během zpracování dat byl soubor s daty o monitorovacích objektech a provedených analýzách převeden do vrstvy účelového GIS. Tato vrstva byla promítnuta do digitální geologické mapy ČR měřítkem 1:50 000. Následně byly pomocí operace prostorového propojení přiřazeny k jednotlivým bodům pozorování identifikátory 15 litologicky podobných oblastí ze zjednodušené geologické mapy. Data z kvartérních útvarů byla vzhledem k prokazatelnému antropogennímu ovlivnění vyřazena.

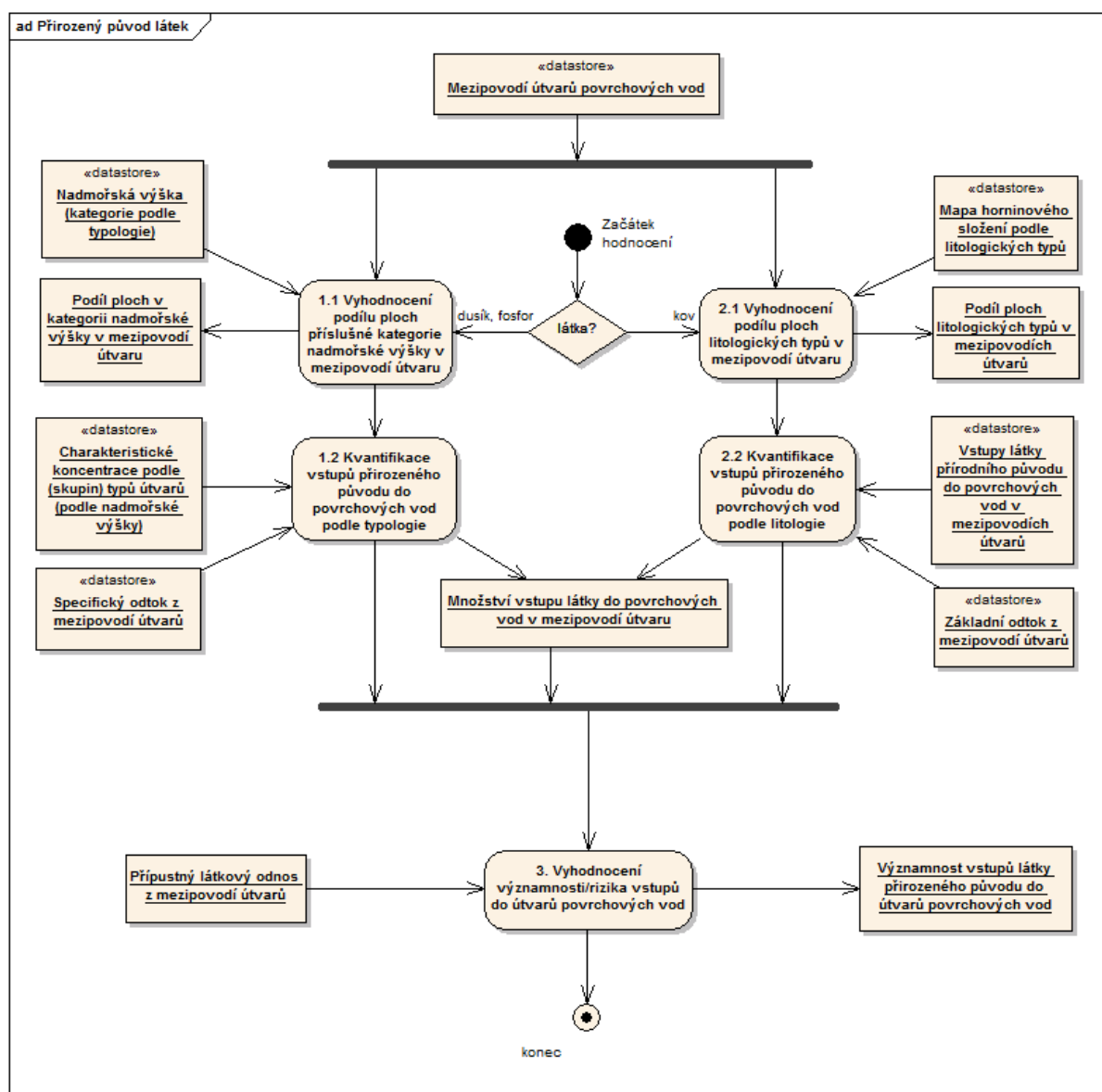
Vzhledem k velmi nízkým koncentracím kovů v hodnocených vzorcích se značná část analytických výsledků pohybovala pod mezí stanovitelnosti použitých analytických metod. Analýzy koncentrací kovů v podzemních vodách jsou prováděny několika různými laboratořemi, přičemž hodnoty mezi stanovitelnosti se mezi jednotlivými laboratořemi pro stejný analyt za hodnocené období lišily (v některých případech i řádově) a současně se měnily i hodnoty mezi stanovitelnosti během času v jednotlivých laboratořích. Proto nebylo možné použít běžně používaný způsob nahrazení dat pod mezí stanovitelnosti poloviční hodnotou. Všechna měření pro každý litologický typ byla tedy zpracována pomocí statistického softwaru, modulu NADA (Nondetects And Data Analysis) vyvinutého pro zpracování environmentálních dat s hodnotami



pod mezí stanovitelnosti Geologickou službou USA (USGS) a aplikovaného v rámci softwarového statistického systému R.

Koncentrace zájmových kovů, které je možné pokládat za přirozené pozadí, byly navrženy jako hodnoty třetího kvartilu, tj. hodnoty, které jsou vyšší nebo rovny než 75 % analytických výsledků v hodnoceném souboru dat. Zbývajících 25 % výsledků analýz, které přesahují navržený limit, může být pokládáno za zvýšené v důsledku přirozených nebo antropogenních anomálií.

Přepočet přirozeného pozadí kovů v podzemních vodách na povrchové vody byl navržen v projektu „Emise a jejich dopad na vodní prostředí“, respektive ve výstupu z tohoto projektu „Metodika hodnocení dopadů emisí na vodní prostředí“ z roku 2014. Postup (včetně přirozeného pozadí pro celkový fosfor a dusičnanový a amoniakální dusík) je ve schématu na Obr. 4.4.1.



Obr. 4.4.1 Postup hodnocení vstupů látek přirozeného původu (Vyskoč a kol., 2014)

Pro určení vstupů kovů z přirozeného pozadí do povrchových vod je nutné stanovit vážený průměr hodnot přirozeného pozadí v mezipvodí útvary povrchových vod (variabilita litologických typů je na území ČR velmi vysoká) a tuto průměrnou hodnotu vynásobit základním odtokem.

Hodnoty základního odtoku (respektive BF index, tedy podíl základního odtoku) nejsou v ČR systematicky stanovovány. Pro účely projektu byly využity výsledky identifikace útvarů povrchových vod, závislých na podzemních vodách, kde byly zpracovány výsledky stanovení podílů základního odtoku ze čtyř různých datových zdrojů. Zjištěné hodnoty podílu základního odtoku jsou značně proměnlivé i v jednom hodnoceném profilu – podle použité metody a časové řady a liší značně i v mezipovodí vodního útvaru. Pro další využití těchto výsledků bylo tedy nutné tyto hodnoty zjednodušit. Jako útvary povrchových vod s významnou vazbou na podzemní vody byly definovány ty, kde podíl základního odtoku byl 0,45 - 0,6 a útvary povrchových vod bez významného podílu podzemních vod měly hodnoty BF indexu 0,35 - 0,45. Pro výpočet vstupu byla vždy použita vyšší hodnota.

V roce 2024 byly hodnoty přirozeného pozadí pro vybrané kovy znovu přepočítány pro stejné litologické typy. Důvodem bylo jednak to, že původní data o jakosti podzemních vod měla poměrně vysoké meze stanovitelnosti a zároveň byla analyzována jako celkové kovy, přičemž pro kovy v povrchových vodách, zařazené do prioritních látek, jsou stanoveny limity jako pro filtrované. Nový výpočet tedy použil data o jakosti podzemních vod za období 2011 – 2020 (v roce 2011 se začaly provádět analýzy také pro filtrované kovy). Nejprve byl proveden statistický test vlivu filtrace vzorků na výsledky analýz, který potvrdil významný vliv této úpravy vzorků v případě arsenu, niklu a olova, jejich koncentrace jsou ve filtrovaných vzorcích významně nižší, než ve vzorcích nefiltrovaných.

Nicméně pro nový výpočet byly použity i pro ostatní kovy pouze filtrované vzorky. Výsledky se od původních poměrně dost lišily – dost často vycházely nižší koncentrace – a to pro olovo ve všech litologických typech, koncentrace niklu byly také většinou nižší. Naopak pro zinek byly nově vypočtené koncentrace zvýšené pro pět litologických typů, z toho pro čtyři typy bylo zvýšení velmi významné. Proti roku 2011, kdy byly stanoveny hodnoty přirozeného pozadí i pro rtuť (i když jen jedním číslem pro všechny litologické typy), při přepočtu filtrovaných vzorků se ukázalo, že podíl měření pod mezi stanovitelnosti se zvýšil na 99,26 %, takže přirozené pozadí pro rtuť nebylo vypočteno ani pro všechna data dohromady. Hodnotu přirozeného pozadí pro rtuť tedy nebylo objektivně stanovit. Přirozené pozadí kovů je tedy v současné době zpracováno pouze pro arsen, kadmium, nikl, olovo a zinek (a ze starých výsledků je možno použít výpočty pro hliník, beryllium a chrom).

#### **4.4.2. Fosfor z přirozeného pozadí**

Množství fosforu, které se přirozeně objevuje v povrchových vodách, je ovlivňováno především typem geologické struktury a dále také půdními podmínkami, případně typem vegetace. Zejména v povodích s vyvěřelými horninami a s nimi asociovanými půdami se vyskytují v povrchových vodách i řádově vyšší koncentrace celkového fosforu než v oblastech s horninami sedimentárními nebo metamorfovanými (Vyskoč a kol. 2014).

Z tohoto důvodu by bylo nejvhodnější pro určení přirozených vstupů fosforu do vod přiřadit vybraným geologickým jednotkám (v kombinaci s půdními typy) charakteristické koncentrace celkového fosforu a s pomocí hodnot specifického odtoku kvantifikovat jejich celkový vstup v povodí/mezipovodí vodního útvaru. V současné době však pro takovou analýzu nebyly k dispozici dostatečně reprezentativní údaje. Bylo proto nutné zvolit zjednodušený postup, který používá údaje o koncentracích celkového fosforu z referenčních lokalit, které reprezentují přirozené, činností člověka zcela neovlivněné nebo jen mírně ovlivněné podmínky. Takto odvozené hodnoty byly použity z Metodiky hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (2011). V této metodice jsou pro jednotlivé typy vodních útvarů stanoveny limitní koncentrace celkového fosforu pro hranici mezi velmi dobrým a dobrým ekologickým stavem.

Pro výpočet hodnot přirozeného vstupu fosforu v mezipovodí vodního útvaru bylo potřeba nejprve provést analýzu zastoupení typů toků v povodích IV. řádu a určit tak charakteristickou koncentraci fosforu, která dále vstupovala do výpočtu. Vzhledem k tomu, že rozdílné koncentrace celkového fosforu jsou vztaženy pouze k typologické charakteristice nadmořská výška, určuje charakteristickou koncentraci fosforu v povodí IV. řádu převažující kategorie nadmořské výšky. Jako charakteristická koncentrace celkového fosforu pro další výpočty je použita polovina limitní hodnoty pro velmi dobrý stav. V povodí IV. řádu je vstup celkového fosforu vypočítán jako součin charakteristické koncentrace fosforu, specifického odtoku a plochy povodí IV. řádu. Celkový přirozený vstup fosforu v mezipovodí vodního útvaru je pak vypočítán jako součet dílčích vstupů z jednotlivých povodí IV. řádu.

#### 4.4.3. Dusičnanový a amoniakální dusík z přirozeného pozadí

Přirozené obsahy dusíku a jeho jednotlivých forem ve vodách jsou až na výjimky velmi nízké a pohybují se podle formy převážně v setinách až jednotkách miligramů v litru. Jejich obsahy mohou být vyšší v oblastech, kde dochází k intenzivnějšímu rozkladu organické hmoty, v oblastech s lehkými písčitými půdami nebo kde dochází k významnějšímu odvodnění podzemních vod.

Vzhledem k relativně složitému komplexu podmínek, které ovlivňují přirozené obsahy dusíku a jeho forem v povrchových vodách, je vhodné pro kvantifikaci jejich vstupu do vod použít zjednodušený postup, jako v případě celkového fosforu (viz výše). Hydrologickým povodím IV. řádu jsou nejprve přiřazeny charakteristické koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku z Metodiky hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (2011) v závislosti na převažující nadmořské výšce (opět jako polovina limitní hodnoty pro velmi dobrý stav) a ze specifického odtoku a plochy povodí je vypočítán celkový vstup v povodí IV. řádu. Celkový přirozený vstup v mezipovodí vodního útvaru je pak vypočítán jako součet dílčích vstupů z jednotlivých povodí IV. řádu.

### 4.5. Monitoring v povodí Výrovky

V povodí Výrovky prováděl pravidelný odběr vzorků VÚV i ČHMÚ. Zatímco monitoring ČHMÚ se soustřeďoval na sledování zájmových látek v různých maticích a jejich sledování pomocí pasivních vzorkovačů, VÚV prováděl odběr vody v několika různě zaměřených kampaních.

#### 4.5.1. Monitoring VÚV a výpočet látkových odnosů

Monitoring VÚV probíhal od léta 2021 do podzimu 2022 s dvěma výjimečnými kampaněmi na jaře 2023. Podle účelu je možné jej rozdělit do několika kampaní.

1. Pravidelný odběr bodových vzorků povrchové vody v Plaňanech v místě hydrologické stanice. U těchto vzorků byla stanovena koncentrace základních ukazatelů (CHSK-Cr, nerozpuštěné látky, dusík, fosfor a různé jejich formy), těžkých kovů a PAU. Cílem pravidelného monitoringu bylo porovnat výsledky s pravidelným dlouhodobým monitoringem prováděným podnikem povodí a s pomocí dat o naměřeném průtoku určit velmi hrubý odhad látkového odnosu pro tento profil.
2. Jednorázové odběry pro analýzu výskytu pesticidů a jejich metabolitů s cílem potvrdit, případně kvantifikovat jejich přítomnost a ověřit výskyt pesticidů vytipovaných na základě osevních postupů.
3. Odběr na dalších místech v povodí Výrovky s cílem vyhodnotit výskyt dusičnanů v různých částech povodí v jarních měsících. U těchto vzorků byly vyhodnocovány jen základní ukazatele. Účelem bylo potvrzení modelu stanovení rizika vstupu dusičnanů ze zemědělství.

4. Odběr vzorků u vyvěrajících pramenů s cílem vyhodnotit vliv podzemní vody na přítomnost těžkých kovů v povrchové vodě. Odběr se uskutečnil 25.10.2022.

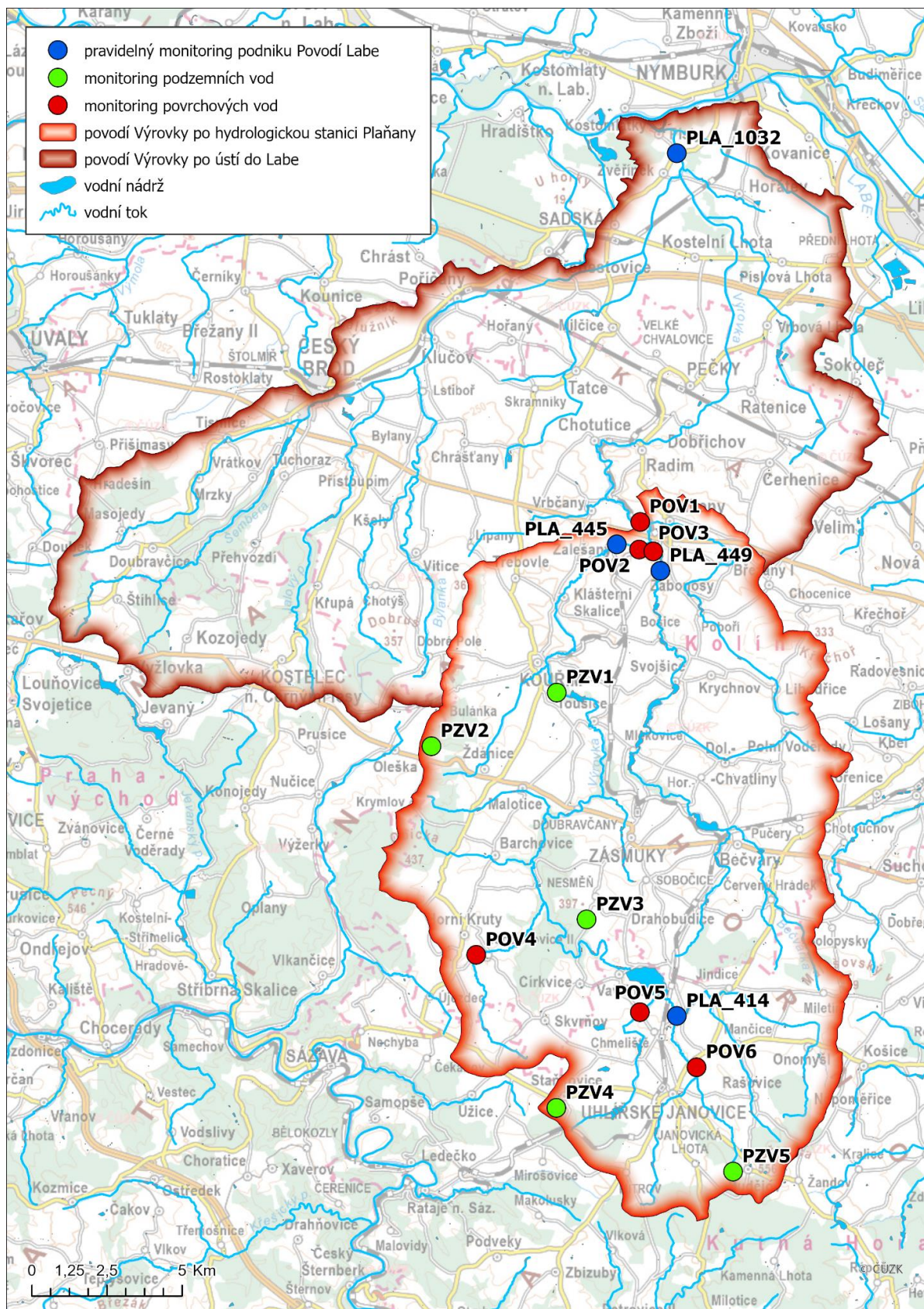
5. Odběr vzorků pomocí automatického vzorkovače při mimořádné srážkoodtokové události. Účelem bylo porovnání výskytu sledovaných znečišťujících látek za běžného a mimořádného průtoku

datum	pesticidy	datum	pesticidy
15.06.2021	x	26.05.2022	x
19.07.2021		08.06.2022	x
18.08.2021		27.06.2022	x
16.09.2021	x	29.06.2022	x
20.10.2021	x	26.07.2022	
22.11.2021		29.08.2022	
20.12.2021		26.09.2022	
18.01.2022		25.10.2022	
22.02.2022		25.07.2023	
21.03.2022		25.07.2023	
26.04.2022		25.07.2023	
24.05.2022	x	24.05.2023	x

*Tab. 4.5.1 Přehled monitoringu v profilu Plaňany*

		22.02.2022	21.03.2022	26.04.2022	07.03.2023
POV1	Plaňany	x	x	x	x
POV2	Zalešany	x	x	x	x
POV3	Žabonosy	x	x	x	x
POV4	Janovice	x	x	x	x
POV5	Bohouňovice		x	x	x
POV6	Ostašovský potok		x	x	x

*Tab. 4.5.2 Odběry v dalších profilech v povodí pro vyhodnocení rizika vstupu dusičnanů*



Obr. 4.5.1 Monitorovací místa povrchové a podzemní vody v povodí Výrovky

V profilu Plaňany probíhá kontinuální měření průtoku stanicí provozovanou ČHMÚ. Na základě těchto měření byl pro sledované látky vypočten látkový odnos (LOD). Celkový roční látkový odnos je možné spočítat dvojím způsobem:

- 1.) jako průměr látkových odnosů v čase měření koncentrace přepočítaný na roční období, kdy okamžitý látkový odnos  $LOD=c \cdot Q$  ( $c$ =koncentrace,  $Q$ =průtok v daném okamžiku)
- 2.) jako součin průměrné koncentrace vypočtené ze všech měření krát celkové množství odtoklé vody vypočítané z okamžitých průtoků)

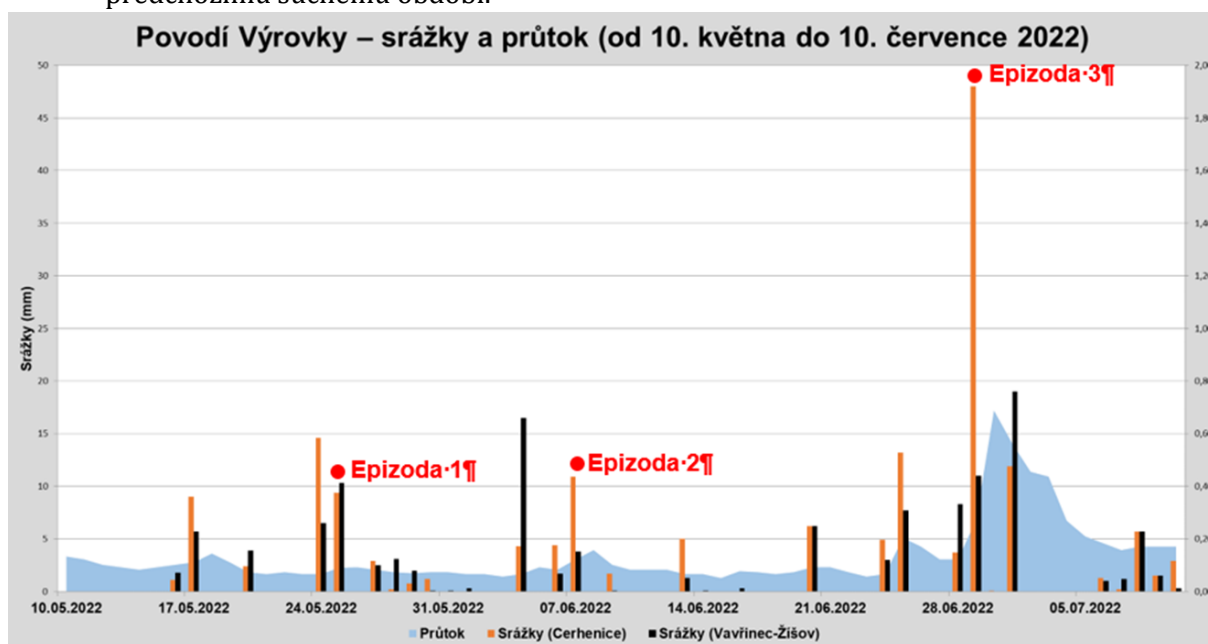
První postup může být zkrácen nezohledněním všech dostupných hydrologických dat, druhý postup zanedbává fakt, že koncentrace některých látek mohou být na průtoku přímo závislé. Pro výpočty v kapitole 5 byl zvolen druhý postup.

Výsledky byly porovnány s dlouhodobým monitoringem povodí Labe. Vzhledem k tomu, že monitoring povodí Labe neprobíhá přímo v Plaňanech, ale v profilech nad hydrografickou stanicí, byl proveden přepočet průtoků analogií podle plochy dílčích povodí všude tam, kde byl posuzován látkový odtok.

### Popis srážkových událostí

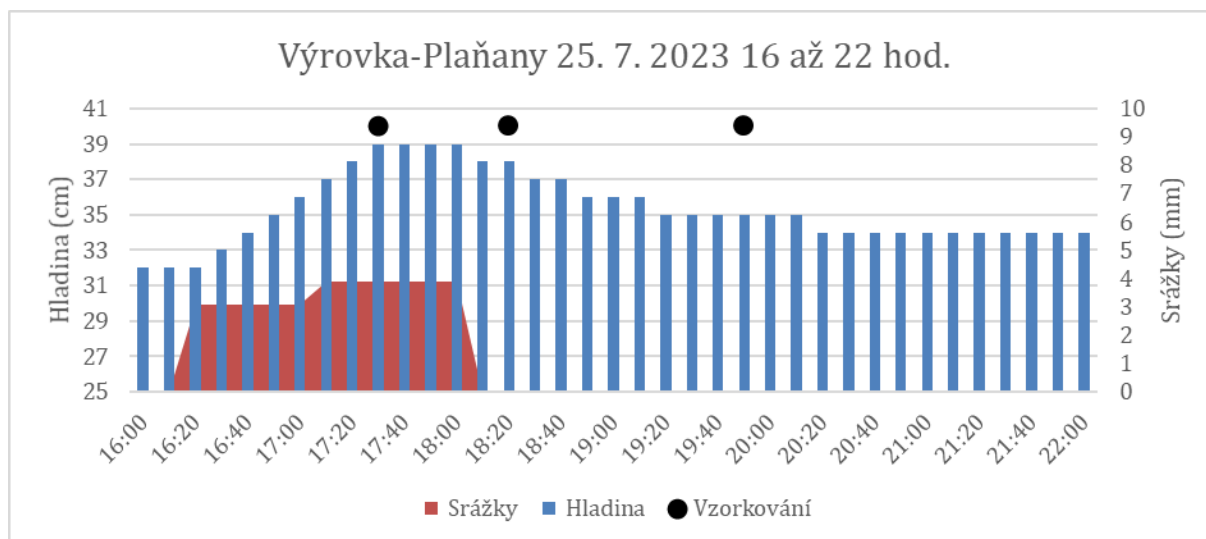
V roce 2022 byly v rámci monitoringu v Plaňanech zachyceny 3 srážkové události.

- 24.5., kdy ve srážkoměrných stanicích ČHMÚ Cerhenice a Vavřinec-Žišov v povodí Výrovky spadlo 24,0 respektive 16,8 mm srážek, hladina Výrovky se nicméně zvýšila jen nepatrně a průtok dosahoval v kulminaci 0,162 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> oproti předchozím 0,11-0,12 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> ( $Q_a=0,688$  m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) (zdroj: ČHMÚ)
- 7.6., kdy ve srážkoměrných stanicích ČHMÚ Cerhenice a Vavřinec-Žišov v povodí Výrovky spadlo 15,3 respektive 5,5 mm srážek, průtok se zvýšil na 0,19 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>.
- 28.6. kdy ve srážkoměrných stanicích ČHMÚ Cerhenice a Vavřinec-Žišov v povodí Výrovky spadlo 51,7 respektive 19,3 mm srážek a průtok Výrovky v Plaňanech dosáhl až k 0,7 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> tedy jen mírně nad dlouhodobý průměr, zato ale výrazně oproti předchozímu suchému období.



Obr. 4.5.2 Srážkoodtokové události monitorované v roce 2022

V červenci 2023 byla zaznamenána srážková událost, kdy za dvě hodiny spadlo 7 mm resp. 2,3 mm srážek (srážkoměrné stanice Cerhenice a Vavřinec). Hladina Výrovky v Plaňanech stoupla v kulminaci o 7 cm, průtok se zvýšil z 0,052 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> před srážkou na 0,163 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. V době srážky byly automatickým vzorkovačem odebrány tři vzorky vody – v době nejvyšší hladiny, v době poklesu hladiny a při návratu k normálnímu průtoku (Obr. 4.5.3).



Obr. 4.5.3 Průběh srážkoodtokové události a čas odběru vzorků 25.7.2023

## 4.5.2. Monitoring ČHMÚ

Souběžně s monitoringem VÚV proběhlo také několik kampaní monitoringu ČHMÚ.

Tento monitoring probíhal ve čtyřech lokalitách: Plaňany- Výrovka (závěrový profil v místě hydrologické stanice ČHMÚ, souběžně s pravidelným monitoringem VÚV), Zalesány-Výrovka (profil před soutokem s Bečvárkou), Žabonosy-Bečvářka (závěrový profil povodí Bečvářky) a Uhlířské Janovice-Výrovka (profil nad prvním významným zdrojem znečištění – Uhlířskými Janovicemi v horní části povodí) viz Obr. 4.5.4.





## 5. Zdroje a cesty jednotlivých látek do vodních toků

### 5.1. Dusík

#### 5.1.1. Předpokládaná východiska

Nejdůležitějším zdrojem dusíku ve vodách je vyplavování nespotřebovaného dusíku z hnojení. Kromě toho se dusík vypouští z komunálních odpadních vod, případně z některých typů potravinářského průmyslu. Dalším zdrojem mohou být úniky z přechodného skladování tuhých statkových hnojiv a produkce splaškových odpadních vod od obyvatel, nepřipojených na kanalizaci. Určitá část dusíku může také pocházet z přirozeného pozadí.

Národní plány povodí předpokládají, že nejvýznamnějším zdrojem znečištění vod dusíkem jsou plošné zdroje ze zemědělství (tedy hnojení), dále splaškové odpadní vody od nepřipojených obyvatel, lokálně se může vyskytnout i vypouštění z čistíren městských odpadních vod. Ostatní zdroje znečištění jsou považovány za minoritní.

Vzhledem k tomu, že dusíkaté látky se neváží na půdní částice, je pro transport dusíku z půd nejvýznamnější povrchový odtok (hlavně na sklonitých zemědělských půdách) a cesty přes podzemní vody. Naopak eroze není jako způsob transportu významná. Dusík se ve vodách stanovuje jako dusičnanový a amoniakální dusík, přičemž se předpokládá, že dusičnany pocházejí hlavně z plošného znečištění (hnojení) a amoniakální dusík z komunálního vypouštění.

#### 5.1.2. Zjištění projektu

##### 5.1.2.1. Plošné zdroje ze zemědělské půdy

Pro pilotní území povodí Výrovky byly vypočteny zemědělské bilance dusíku a fosforu za hospodářské roky hnojení (1. 7. – 30. 6.). K tomu bylo využito údajů o hospodaření vybraných podniků zařazených do šetření ČSÚ. Pro účely hodnocení na úrovni okresů byly vybrány podniky převážně hospodařící v okrese a zároveň s nízkým podílem trvalých travních porostů. Pro hodnocení hospodaření v povodí Výrovky bylo využito údajů za okresy Kolín a Kutná Hora. Vzhledem k tomu, že zemědělská půda povodí Výrovky se nachází převážně v okrese Kolín (76 %) a méně v okrese Kutná Hora (26 %), byl vypočítán vážený průměr. Bylo zjištěno, že intenzita hospodaření v obou okresech je velmi podobná, viz nízké rozdíly v jednotlivých bilančních položkách (Tab. 5.1.1). Z hlediska bilance dusíku je patrný trend snižování spotřeby minerálních hnojiv, což vede ke snižování bilančního přebytku dusíku. V období 2014–2022 se však výrazně projevil rok 2018, kdy vlivem nedostatku srážek poklesly výnosy a z půdy se odčerpalo méně živin. Tím se v tomto období přechodně zvýšila hodnota bilance N i P.

Hospodářský rok	2014-15	2015-16	2016-17	2017-18	2018-19	2019-20	2020-21	2021-22
<b>Vstupy dusíku</b>								
okr. Kolín	156	178	162	164	159	166	147	142
okr. Kutná Hora	185	185	180	182	180	180	177	153

vážený průměr	163	180	167	169	165	170	155	145
<b>Výstupy dusíku</b>								
okr. Kolín	122	130	124	98	129	128	127	125
okr. Kutná Hora	131	139	118	111	137	143	137	137
vážený průměr	125	132	122	102	131	132	129	128
<b>Bilance dusíku</b>								
okr. Kolín	33	48	38	66	31	39	21	17
okr. Kutná Hora	54	46	62	71	43	37	40	16
vážený průměr	39	48	44	67	34	38	26	17

*Tab. 5.1.1 Vstupy, výstupy a bilance dusíku (průměr, kg N/ha zemědělské půdy)*

### **5.1.2.2. Bodové zdroje z urbanizovaného území**

Dešťová voda je dusíkem jen velmi málo znečištěná. Jeho koncentrace a byly pod či jen v ojedinělých vzorcích na začátku deště těsně nad mezí stanovitelnosti.

- Koncentrace dusíku v povrchovém odtoku byly nejvyšší na frekventované ulici (EMC 2,69 mg/l Ncelk). V odtoku dešťovou kanalizací ze smíšené zástavby v Dobřichově bylo EMC 1,84 mg/l Ncelk. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny na počátku povrchového odtoku, a to 13,3 mg/l Ncelk a na frekventované ulici a 19,5 mg/l Ncelk v odtoku dešťovou kanalizací v Dobřichově. Odtok vykazoval významný první splach, což souvisí s množstvím akumulované organické hmoty za bezdeštného období. Obsah Ncelk v prachu z ulic byl průměrně 6 g/kg.
- Koncentrace dusíku v bezdeštné odpadní vodě ve stokové síti (EMC) byla 80,33 mg/l Ncelk.
- Koncentrace dusíku v sedimentu stokové sítě se lišily více pro jednotlivé odběry než lokality. Pohybovaly se v rozpětí cca 4 – 15 g/kg Ncelk.
- Při přepadech z odlehčovací komory OKB na stokové síti byly koncentrace Ncelk v důsledku přítoku srážkové vody s nízkými koncentracemi nižší než v bezdeštném odtoku ve stoce a měly opačný průběh než průtok. Ncelk se tedy při transportu stokovou sítí chová jako rozpuštěná látka.
- Obsah dusíku v čistírenském kalu byl průměrně 63 g/kg Ncelk.
- Obsah Ncelk ve vodě z odvodňování kalu vypouštěné na přítok ČOV byl 205 mg/l Ncelk.
- Účinnost odstraňování dusíku na ČOV byla v letním období 60 %. V zimním období (zároveň při odvodňování kalu) klesla na 45 %.

#### 5.1.2.2.1. Látkové toky z urbanizovaného území v Pečkách

Průměrné roční látkové toky Ncelk z dílčích zdrojů (OK, ČOV, DK) v urbanizovaném povodí Pečky jsou uvedeny v Tab. 5.1.2.

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
voda	m <sup>3</sup> /rok	781	13 186	42 516	56 483	264 861	78 323	399 900
Ncelk	kg/rok	9	158	753	920	11 290	144	12 354

Tab. 5.1.2 Látkové toky dusíku z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22

Vyhodnocena byla jednak významnost znečištění z případů z OK v porovnání s odtokem ČOV (Tab. 5.1.3) a jednak významnost všech zdrojů znečištění, tedy i dešťové kanalizace (Tab. 5.1.4).

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV
voda	%	0,2	4,1	13,2	17,6	82,4
Ncelk	%	0,1	1,4	6,6	8,0	92,0

Tab. 5.1.3 Procentuální zastoupení vnosu dusíku z případů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22)

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace
voda	%	0,2	3,3	10,6	14,1	66,3	19,6
Ncelk	%	0,1	1,4	6,5	7,9	90,8	1,2

Tab. 5.1.4 Procentuální zastoupení vnosu dusíku z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22)

Nejvýznamnějším zdrojem vnosu Ncelk do povrchových vod v urbanizovaném povodí Pečky je odtok ČOV (více než 90 %). OK přispívají jen malým procentem (cca 8 %) a vnos odtokem dešťovou kanalizací je zanedbatelný.

#### 5.1.2.2.2. Látkové toky z urbanizovaného území v povodí Výrovky

Průměrné roční látkové toky Ncelk z obcí v povodí Výrovky s jednotnou kanalizací a jejich OK a ČOV jsou uvedeny v Tab. 5.1.5 a podíly OK a ČOV na vnosu Ncelk v Tab. 5.1.6.

		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
<b>voda</b>	m <sup>3</sup> /rok	47152	255535	17233	94598	53123	285285	28041	153685
<b>Ncelk</b>	kg/rok	2048	15234	350	5141	720	7245	394	1518

*Tab. 5.1.5 Vnos dusíku z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)*

		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
<b>voda</b>	%	18	82	18	82	18	82	18	82
<b>Ncelk</b>	%	14,1	85,9	6,8	93,2	9,8	90,2	15,6	84,4

*Tab. 5.1.6 Podíl OK a ČOV na vnosu dusíku z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)*

Ve všech obcích s jednotnou kanalizací je nejvýznamnějším vnosem Ncelk vypouštění z ČOV (cca 84-93 %).

Průměrný roční vnos Ncelk ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů (tj. ze všech OK, ČOV a DK) v povodí Výrovky je uveden v Tab. 5.1.7 a jejich podíly v Tab. 5.1.8.

		OK	ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
<b>voda</b>	m <sup>3</sup> /rok	145 550	927 806	655 933	1 729 289
<b>Ncelk</b>	kg/rok	3 513	33 595	1 207	38 315

*Tab. 5.1.7 Vnos dusíku ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)*

		OK	ČOV	OK	ČOV	Dešťová kanalizace
voda	%	13,6	86,4	8,4	53,7	37,9
Ncelk	%	9,5	90,5	9,2	87,7	3,1

Tab. 5.1.8 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu dusíku (průměr za r. 2021-22)

Jednoznačně nejvýznamnějším zdrojem vnosu dusíku do povrchových vod v urbanizovaném povodí Výrovky jsou vypouštění z ČOV (téměř 90 % vnosu). Následují odlehčovací komory (cca 9 %) a teprve potom odtoky dešťovou kanalizací (cca 3 %).

### 5.1.2.3. Ostatní zdroje v povodí

Z hlediska dusíku bývá za významný zdroj dusíku ve vodě považována atmosférická depozice. Vzhledem k omezeným možnostem odlišit příspěvek atmosférické depozice od zdrojů ze zemědělství v daném povodí, nebyla depozice dusíku v tomto projektu sledována. Starší zdroje uvádějí depozici dusíku na území ČR v rozmezí 0,5-6 g N m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup> v lesích, v otevřených oblastech mimo lesní porost zhruba poloviční (Hůnová a kol., 2018), což odpovídá 5-60 kg ha<sup>-1</sup>, což odpovídá 52-630 t dusíku ročně z celého povodí Výrovky po Plaňany, vzhledem k míře zalesnění. V poměru k ostatním zdrojům nejde o zanedbatelné množství, ale vzhledem k tomu, že vstup takto zachyceného dusíku do vody nebyl dosud kvantifikován, není možné tento zdroj zahrnout do celkové bilance.

Dalším možným zdrojem je přirozené pozadí dusíku. To bylo stanoveno podle typů útvarů povrchových vod, což vyplývá hlavně z jejich nadmořské výšky (viz Tab. 5.1.9).

Látka	Nadmořská výška (m n. m.)			
	< 200	200-500	500-800	> 800
Koncentrace [mg/l]				
dusík dusičnanový	1,15	0,85	0,6	0,4
dusík amoniakální	0,03	0,03	0,025	0,025

Tab. 5.1.9 Charakteristické koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku přirozeného původu podle kategorie nadmořské výšky

Povodí Výrovky se nachází v nadmořské výšce 200 – 500 m n. m., což odpovídá koncentraci celkového dusíku z přirozeného pozadí cca 0,88 mg N/l (celkový dusík je sečten z dusičnanového a amoniakálního dusíku, anorganický dusík nelze zahrnout).

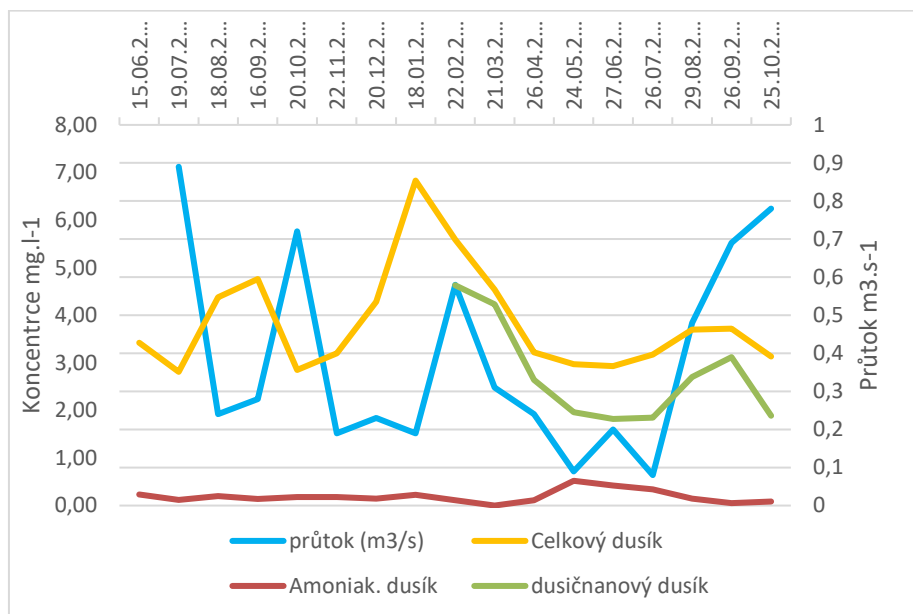
#### **5.1.2.4. Monitoring v toku a odhadované látkové odnosy**

Koncentrace dusíku a jeho forem při pravidelných měsíčních odběrech vody v Plaňanech od června 2021 do října 2022 jsou uvedeny v Tab. 5.1.10. Průtoky v době odběru byly převzaty z hydrologické stanice Plaňany, kterou provozuje ČHMÚ a jsou společně s koncentracemi znázorněny na Obr. 5.1.1. Na základě denních průtoků byl vypočten celkový roční odtok. Výsledky potvrzují předpokládané rozložení, kdy nejvyšších koncentrací je dosahováno v zimních měsících a to zejména v případě dusičnanového dusíku.

Pro období 22.11.2021 - 25.10.2022 byl stanoven celkový odtok 10 250 271 m<sup>3</sup>, průměrná koncentrace celkového dusíku v tomto období byla 3,66 mg.l-1, přičemž limit dobrého stavu (medián) pro tento typ je 0,1 N-NH<sub>4</sub> mg/l a 3,2 N-NO<sub>3</sub> mg/l (cca 3,3 mg/l celk. dusíku bez anorganického dusíku). V období, kdy byl měřen, dusičnanový dusík představoval přibližně 75 % z celkového dusíku, amoniakální dusík naopak představoval pouhých 5-6 % a největšího podílu dosahoval v suchých letních měsících (až 17% v květnu 2022). Celkový látkový odnos v tomto období pak je 40,386 t za rok. Z hlediska hodnocení stavu se ukazuje, že zatímco jednotlivé koncentrace amoniakálního dusíku jsou nad limitem dobrého stavu (s výjimkou května, září a října 2022), kdežto dusičnanový dusík přesahuje limit pouze v únoru a březnu 2022 (ovšem v první polovině období měření dusičnanový dusík nebyl stanovován).

Datum	Celkový dusík	Amoniak. dusík	dusičnanový dusík
15.06.2021	3,42	0,230	
19.07.2021	2,81	0,115	
18.08.2021	4,38	0,197	
16.09.2021	4,76	0,138	
20.10.2021	2,85	0,178	
22.11.2021	3,20	0,182	
20.12.2021	4,28	0,143	
18.01.2022	6,83	0,226	
22.02.2022	5,59	0,114	4,63
21.03.2022	4,54	<0,039	4,23
26.04.2022	3,22	0,110	2,64
24.05.2022	2,97	0,520	1,96
27.06.2022	2,93	0,421	1,82
26.07.2022	3,17	0,342	1,85
29.08.2022	3,70	0,143	2,70
26.09.2022	3,72	0,053	3,12
25.10.2022	3,13	0,083	1,89

*Tab. 5.1.10 Koncentrace dusíku v Plaňanech při pravidelném monitoringu*



Obr. 5.1.1 Koncentrace dusíku v Plaňanech při pravidelném monitoringu

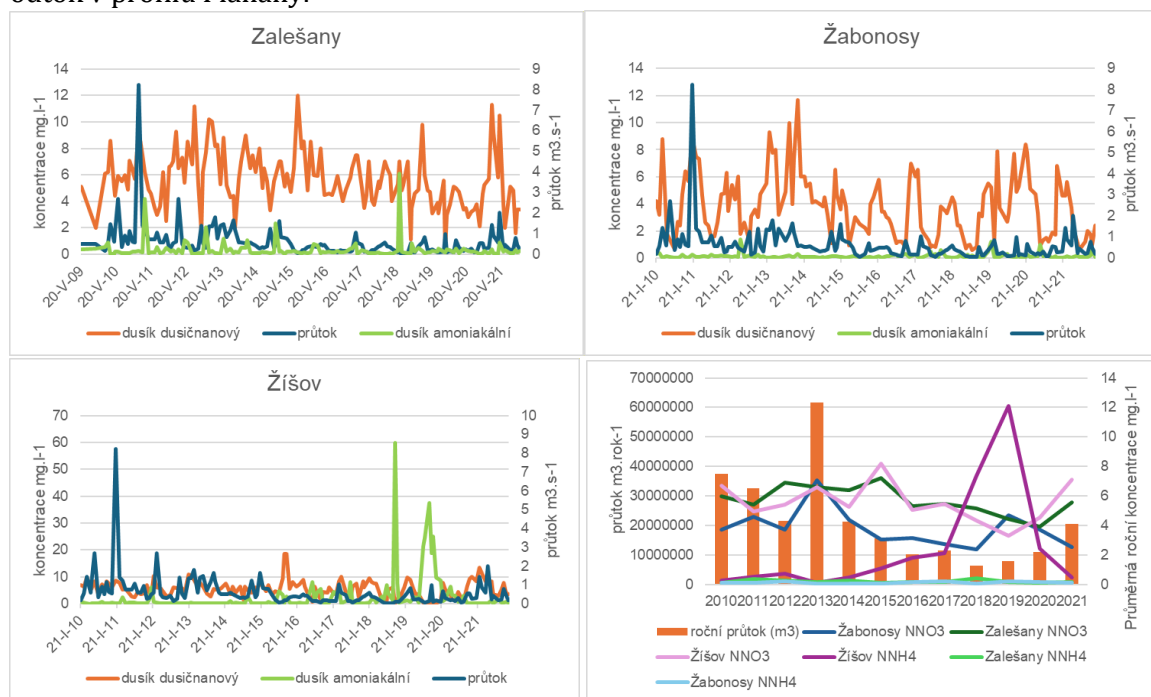
V rámci doplňujících kampaní byly stanoveny koncentrace dusíku v pomocných profilech (viz Kapitola 4.5.1.). Výsledky těchto kampaní jsou uvedené v Tab. 5.1.11. Na rozdíl od Plaňan jsou v pomocných profilech koncentrace amoniakálního dusíku s výjimkou Ostašovského potoku na úrovni limitu, zatímco dusičnanový dusík s výjimkou Žabonosy všude překračuje limit. Z toho vyplývá, že v těchto malých zemědělských povodích hraje významnější roli zejména dusičnanový dusík.

	Amoniak. dusík (mg.l-1)	dusičnanový dusík (mg.l-1)	Celkový dusík (mg.l-1)
Plaňany	0,1	4,5	5,0
Žabonosy	0,1	1,9	2,7
Zalešany	0,1	5,4	5,9
Janovice	0,1	5,2	5,6
Bohouňovice	0,1	9,4	9,9
Ostašovský potok	0,3	4,3	5,1

Tab. 5.1.11 Koncentrace forem dusíku, naměřené v pilotním území za období 2021 – 2022 (průměrná hodnota měření prováděných na jaře 2021 a 2022)

Výsledky získané v rámci projektu byly porovnány s daty poskytnutými podnikem povodí Labe, tedy měřeními z let 2010-2021. Podnik povodí Labe nemonitoruje jakost přímo v profilu Plaňany, nebylo tedy možné stanovit přesněji látkový odnos. Pravidelně ve třech profilech sledovány zvláště dusičnanový a amoniakální dusík. Jedná se o profil Žíšov v horní části toku v blízkosti Uhlířských Janovic ovšem pod vypouštěním Janovické ČOV, profil Zalešany těsně nad soutokem s Bečvárkou a profil Žabonosy těsně nad ústím do Výrovky. Povodí profilů Zalešany a Žabonosy pokrývají většinu povodí Výrovky v Plaňanech, mezi soutokem Výrovky a Bečvárkou a profilem Plaňany ovšem leží vypouštění z ČOV Plaňany. Všechny tři profily zároveň slouží k hodnocení stavu vodních útvarů.

Dlouhodobý průběh koncentrací dusičnanového a amoniakálního dusíku v jednotlivých profilech v porovnání s měřeným průtokem v profilu Plaňany zobrazují grafy na Obr. 5.1.2 až Obr. 5.1.4. Graf na Obr. 5.1.5 porovnává roční průměrné koncentrace dusíku v profilech a celkový odtok v profilu Plaňany.



**Obr. 5.1.2 –Obr. 5.1.5** průběh koncentrací dusíku v jednotlivých profilech v porovnání s průtokem v uzávěrovém profilu

Pro Zalešany, Žabonosy a Žišov byly také zpracovány výsledky hodnocení stavu N-NO<sub>3</sub> a N-NH<sub>4</sub> od roku 2010 do roku 2021 (viz Obr. 5.1.6 – Obr. 5.1.14). Protože limity dobrého stavu pro tyto ukazatele se měnily, je hodnocení zpracováno podle současně platných limitů a na základě mediánu a pro N-NO<sub>3</sub> i maxima. Stav se hodnotí vždy za tříletí (tj. medián a maximum za celé tříletí, zde je ale navíc stejné hodnocení i pro jednotlivé roky, aby bylo vidět, jak koncentrace kolísají a to jak v jednotlivých letech, tak profilech. V Zalešanech je medián dusičnanového dusíku za poslední tříletí nejnižší, ovšem medián roku 2021 je na úrovni let 2016 a 2017 a maximální hodnota roku 2021 je jedna z nejvyšších (viz Obr. 5.1.6 a Obr. 5.1.7). V každém případě platí, že koncentrace N-NO<sub>3</sub> vždy překračují limit dobrého stavu s výjimkou maximálních hodnot v letech 2019 a 2020. Naopak amoniakální dusík byl v posledním tříletí v Zalešanech nejvyšší a přesahující limit pro dobrý stav a v roce 2021 byl medián (společně s rokem 2017) druhý nejvyšší za celé hodnocené období (viz Obr. 5.1.12).

V Žišově byl sice medián dusičnanového dusíku za poslední tříletí také nejnižší, ovšem v roce 2021 byl naopak nejvyšší (Obr. 5.1.9), maximum bylo za poslední tříletí hodně vysoké, což způsobilo vysoké maximum v roce 2021 (Obr. 5.1.10). Medián amonických iontů byl ve tříletí 2016 – 2018 a 2019 – 2021 stejně vysoký (1,1 mg/l) – což bylo významně vyšší než předchozích tříletích (pouze 0,2 mg/l), ale nejvyšší hodnoty byly v letech 2018 a 2019, kdežto v roce 2021 medián klesl na 0,3 mg/l (Obr. 5.1.14).

Medián dusičnanového dusíku byl v Žabonosech v roce 2021 nejnižší (Obr. 5.1.8), i maximum se v tomto roce drželo na nižších hodnotách (Obr. 5.1.9). Medián amonických iontů byl ve tříletí 2019 – 2021 poměrně vysoký, nicméně to nebylo rokem 2021 – tehdy byl z hlediska časového vývoje spíše průměrný (Obr. 5.1.13).

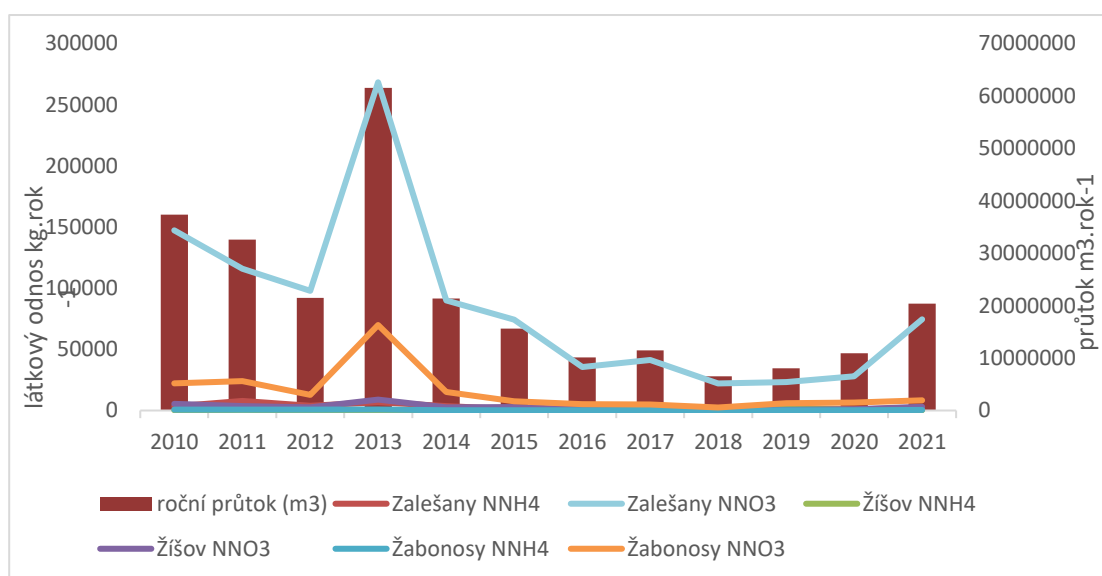




Obr. 5.1.6 – Obr. 5.1.14 Hodnocení stavu N-NO3 a N-NH4 v jednotlivých profilech za období 2010 – 2021

Zvýšené koncentrace dusičnanových iontů jsou v ČR nejvyšší v lednu, únoru a březnu (82 – 89 % profilů), případně v prosinci (48 % profilů) a v dubnu (38 %). V pilotním území se profil v Zalešanech chová obdobně – zvýšené koncentrace jsou zde v lednu, únoru a březnu. V Žabonosech jsou v těchto měsících také zvýšené koncentrace, ale nejvyšší koncentrace jsou v prosinci a v listopadu jsou vyšší než v březnu. Období nejvyšších koncentrací je tedy proti celé ČR poněkud posunuté. V lednu, únoru a březnu jsou zvýšené koncentrace i v Žišově, ale netypicky i v dubnu a v září.

Amonné ionty jsou v ČR nejčastěji zvýšené v lednu a únoru (ale procento profilů je nižší, než pro dusičnanový dusík – 65 a 68 %) a pak už jen částečně v prosinci (54 %). Na rozdíl od dusičnanového dusíku se v případě amoniakálního dusíku profily pilotního území chovají dosti netypicky. V Zalešanech jsou sice koncentrace v únoru a březnu zvýšené, mnohem vyšší hodnoty však můžeme pozorovat v říjnu a v červenci. V Žabonosech jsou nejvyšší koncentrace v květnu a říjnu, pak ještě v červnu a srpnu. Obdobně v Žišově jsou nejvyšší koncentrace v říjnu a mnohem méně v červenci.



Obr. 5.1.15 Koncentrace a látkový odnos dusíku jednotlivých forem podle profilu

Na Grafu 5.1.15 je vidět modelovaný látkový odnos dusíku v jednotlivých profilech. Roční průtok v povodí Plaňany byl pro tento účel upraven podle podílu plochy jednotlivých jakostních profilů.

Porovnání měření VÚV s desetiletým sledováním potvrzuje předpoklad, že koncentrace dusičnanového dusíku výrazně převládají nad dusíkem amoniakálním a to zejména v nižších částech povodí. Výjimku tvoří vysoké koncentrace amoniakálního dusíku v profilu Žišov v suchých letech 2018-2020. Jde o profil na horním toku ale pod významným bodovým zdrojem.

Součet odhadů látkového odnosu v profilech Žabonosy a Zalešany silně kolísá, v roce 2021 vychází 85 t a v roce 2020, který byl výrazně sušší, 35,8 t, rozmezí tedy odpovídá 40 t spočítaných pro profil Plaňany v letech 2021-2022, tedy spíše sušším období.

Posledním typem monitoringu byla analýza vody při srážkoodtokových událostech. V roce 2022 byly takto zachyceny směsné vzorky ze třech událostí - dvou slabších a jedné významnější, v roce 2023 proběhla pouze jedna kampaň, ale byly odebrány tři vzorky - při náběhu, v průběhu a při odeznívání vysokého průtoku. Odběrové kampaně jsou podrobně popsány v Kapitole 4.5.1. Výsledky těchto kampaní jsou shrnuty v Tab. 5.1.12. Ukazuje se, že oproti dlouhodobému průměru se koncentrace dusičnanového dusíku při zvýšeném průtoku nezvedá, naopak je mírně

nižší, koncentrace amoniakálního dusíku je naopak nadprůměrná a roste při nárůstu ale ještě i při poklesu průtoku.

	Amoniakální dusík	dusičnanový dusík	Celkový dusík
25.05.2022	0,535	2,22	
08.06.2022	0,318	1,97	
29.06.2022	0,254	2,23	
25.07.2023	0,324	1,44	2,99
25.07.2023	0,401	1,82	3,99
25.07.2023	0,687	1,98	4,89
průměr 2021/2022	0,2	2,8	3,9

Tab. 5.1.12 Výsledky při srážkoodtokové události mg l<sup>-1</sup>

### 5.1.2.5. Shrnutí výsledků

Pokud chceme pro pilotní území zjistit významné zdroje znečištění, měly by být látkové odnosy dusíku za jednotlivé zdroje porovnány s látkovými odnosy dusíku v toku. To je však za tak krátkou dobu problematické, ale hlavně některé zdroje dusíku jsou spočteny pouze jako vstup na půdu (přebytky dusíku ze zemědělství) a vstup dusíku do vody lze pouze odhadovat a jiné již jako vstup do vody (dusík z urbanizovaného území). Navíc látkové odnosy v Plaňanech (tedy v toku) velmi kolísají a jejich výše je stejná, jako odtok z urbanizovaného území. Z Tab. 5.1.13 vyplývá, že vstup dusíku ze zemědělství je pravděpodobně nejvyšší (i za předpokladu, že se do vody dostane pouze 10 – 20 % z přebytků v půdě, ale zanedbatelný není ani vstup z urbanizovaných území. Ostatní zdroje znečištění jsou pravděpodobně málo významné. Dusík ze zemědělství je pravděpodobně hlavně z průmyslových hnojiv, v urbanizovaných územích jsou nejvyšší vstupy z čistíren městských odpadních vod.

Látkový odtok N (t/rok)	
v řece - Plaňany	40
přírozené pozadí	9
přebytek N ze zemědělství	450
vnos z urbanizovaných zdrojů	38

Tab. 5.1.13 Látkové odtoky dusíku v toku a z jednotlivých zdrojů v pilotním území

### 5.1.3. Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku

Podíl vstupů dusíku ze zemědělství sice na základě dat v pilotním území nelze zjistit, ale dá se předpokládat, že je významný, takže při hodnocení efektivity opatření je vždy nutné zohlednit zemědělské hospodaření.

Významnost vnosu dusíku z urbanizovaných území se přinejmenším v pilotním území zdá vyšší, než se předpokládalo. Původ dusíku je převážně v odpadní vodě a vysoký látkový odtok souvisí se zpravidla relativně nízkou účinností odstraňování dusíku na ČOV. Opatření na snížení vnosu dusíku v urbanizovaných povodích je tedy zapotřebí cílit především na zvýšení účinnosti jeho odstraňování na ČOV.

Vyšší koncentrace dusíku jsou hlavně v případě dusičnanového dusíku spojeny se zimním obdobím a vyššími průtoky, naproti tomu vliv jednorázových srážkových událostí s vysokým povrchovým odtokem se nepotvrdil.

## 5.2. Fosfor

### 5.2.1. Předpokládaná východiska

Národní plány povodí předpokládají, že nejvýznamnějším zdrojem znečištění vod fosforem jsou bodové zdroje fosforu (především komunální) a plošné zdroje ze zemědělské půdy (jak přímým odtokem, tak mělkým podpovrchovým odtokem, ale hlavně erozním transportem). Tento zdroj znečištění v sobě zahrnuje hnojení a přirozené pozadí. Ostatní zdroje znečištění jsou považovány za minoritní.

Znečištění povrchových vod probíhá ve dvou rovinách. První rovinou je zanášení vodních útvarů sedimentem, na který jsou navázány znečišťující látky. Z tohoto úhlu pohledu je hlavním zdrojem znečištění eroze na zemědělské půdě. Fosfor v této formě je často na půdní částice navázán a jeho uvolnění do vody a následné procesy eutrofizace jsou tak složitější a ovlivněné řadou dalších vstupních podmínek (kvalita sedimentu, chemismus vody apod.). Význam takto vázaného fosforu je především v dlouhodobém časovém měřítku v podobě uložené zátěže, která je za určitých podmínek „k dispozici“.

Komunální zdroje jsou pro aktuální eutrofizaci významnější. Obsahují vyšší podíl tzv. rozpuštěného fosforu, který není vázán na půdní částice a je dobře dostupný vodním rostlinám.

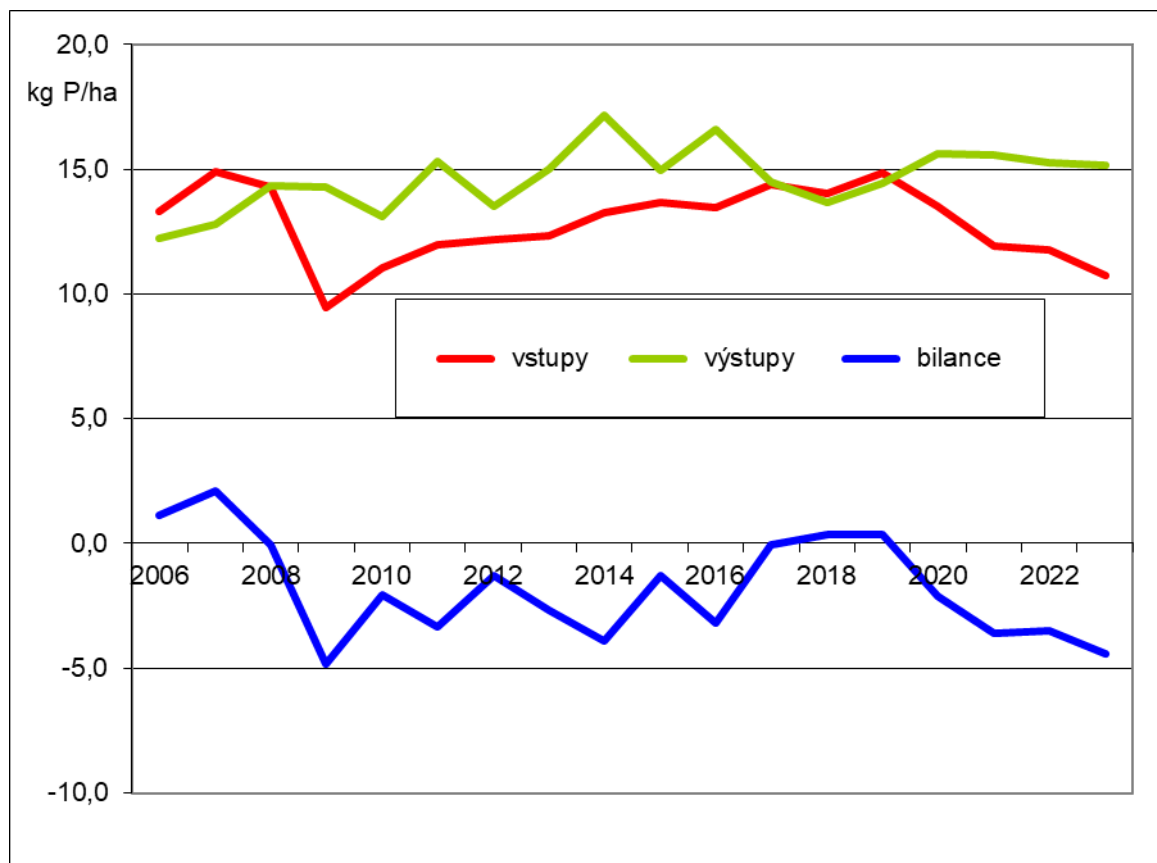
Fosfor se ve vodách stanovuje a hodnotí jako fosforečnanový a celkový fosfor.

## 5.2.2. Zjištění projektu

### 5.2.2.1. Plošné zdroje ze zemědělské půdy

#### 5.2.2.1.1. Plošné zdroje fosforu ze zemědělské činnosti

Výsledky výpočtu bilance živin v ČR dle zjednodušené zemědělské bilance ukazují v roce 2023 bilanční nedostatek fosforu -4,4 kg P/ha využívané zemědělské půdy. Přetrvávající deficit fosforu naznačuje potenciální riziko poklesu úrodnosti půdy.



Obr. 5.2.1 Zemědělská bilance fosforu v ČR

Pro pilotní území povodí Výrovky byla vypočtena zemědělská bilance fosforu za hospodářské roky hnojení (1. 7. – 30. 6.). K tomu bylo využito údajů o hospodaření vybraných podniků zařazených do šetření ČSÚ. Pro účely hodnocení na úrovni okresů byly vybrány podniky převážně hospodařící v okrese a zároveň s nízkým podílem trvalých travních porostů. Pro hodnocení hospodaření v povodí Výrovky bylo využito údajů za okresy Kolín a Kutná Hora. Vzhledem k tomu, že zemědělská půda povodí Výrovky se nachází převážně v okrese Kolín (76 %) a méně v okrese Kutná Hora (26 %), byl vypočítán vážený průměr. Bylo zjištěno, že intenzita hospodaření v obou okresech je velmi podobná, viz nízké rozdíly v jednotlivých bilančních položkách (Tab. 5.2.1). Spotřeba fosforu v minerálních hnojivech se snížila až v hospodářském roce 2021/2022. Bilance fosforu je dlouhodobě záporná, potřeba navrácení P do půdy na konkrétních pozemcích však závisí i na obsahu přístupného v půdě. V období 2014–2022 se však výrazně projevil rok 2018, kdy vlivem nedostatku srážek poklesly výnosy a z půdy se odčerpalo méně živin. Tím se v tomto období přechodně zvýšila hodnota bilance P.

<b>Hospodářský rok</b>	<b>2014-15</b>	<b>2015-16</b>	<b>2016-17</b>	<b>2017-18</b>	<b>2018-19</b>	<b>2019-20</b>	<b>2020-21</b>	<b>2021-22</b>
<b>Vstupy fosforu</b>								
okr. Kolín	17,2	16,9	17,4	17,7	17,3	18,6	18,0	15,2
okr. Kutná Hora	17,1	16,1	17,9	18,5	18,0	18,6	16,7	14,5
<i>vážený průměr</i>	<i>17,2</i>	<i>16,7</i>	<i>17,5</i>	<i>17,9</i>	<i>17,5</i>	<i>18,6</i>	<i>17,6</i>	<i>15,0</i>
<b>Výstupy fosforu</b>								
okr. Kolín	19,0	20,6	20,0	15,9	20,3	20,5	20,2	19,8
okr. Kutná Hora	19,8	21,3	18,2	17,8	20,9	22,1	21,3	21,4
<i>vážený průměr</i>	<i>19,2</i>	<i>20,8</i>	<i>19,6</i>	<i>16,4</i>	<i>20,5</i>	<i>20,9</i>	<i>20,5</i>	<i>20,2</i>
<b>Bilance fosforu</b>								
okr. Kolín	-1,8	-3,7	-2,7	1,8	-3,0	-1,9	-2,2	-4,6
okr. Kutná Hora	-2,7	-5,1	-0,3	0,7	-2,9	-3,6	-4,6	-6,8
<i>vážený průměr</i>	<i>-2,0</i>	<i>-4,1</i>	<i>-2,0</i>	<i>1,5</i>	<i>-3,0</i>	<i>-2,4</i>	<i>-2,8</i>	<i>-5,1</i>

*Tab. 5.2.1 Vstupy, výstupy a bilance fosforu v povodí Výrovky (průměr, kg P/ha zemědělské půdy)*

Z výše uvedeného vyplývá, že hnojení není v pilotním území významným zdrojem znečištění vody fosforem a fosfor se do vody z plošných zdrojů dostávají z přirozeného pozadí a převážně erozním transportem.

#### 5.2.2.1.2. Erozní transport fosforu ze zemědělské půdy

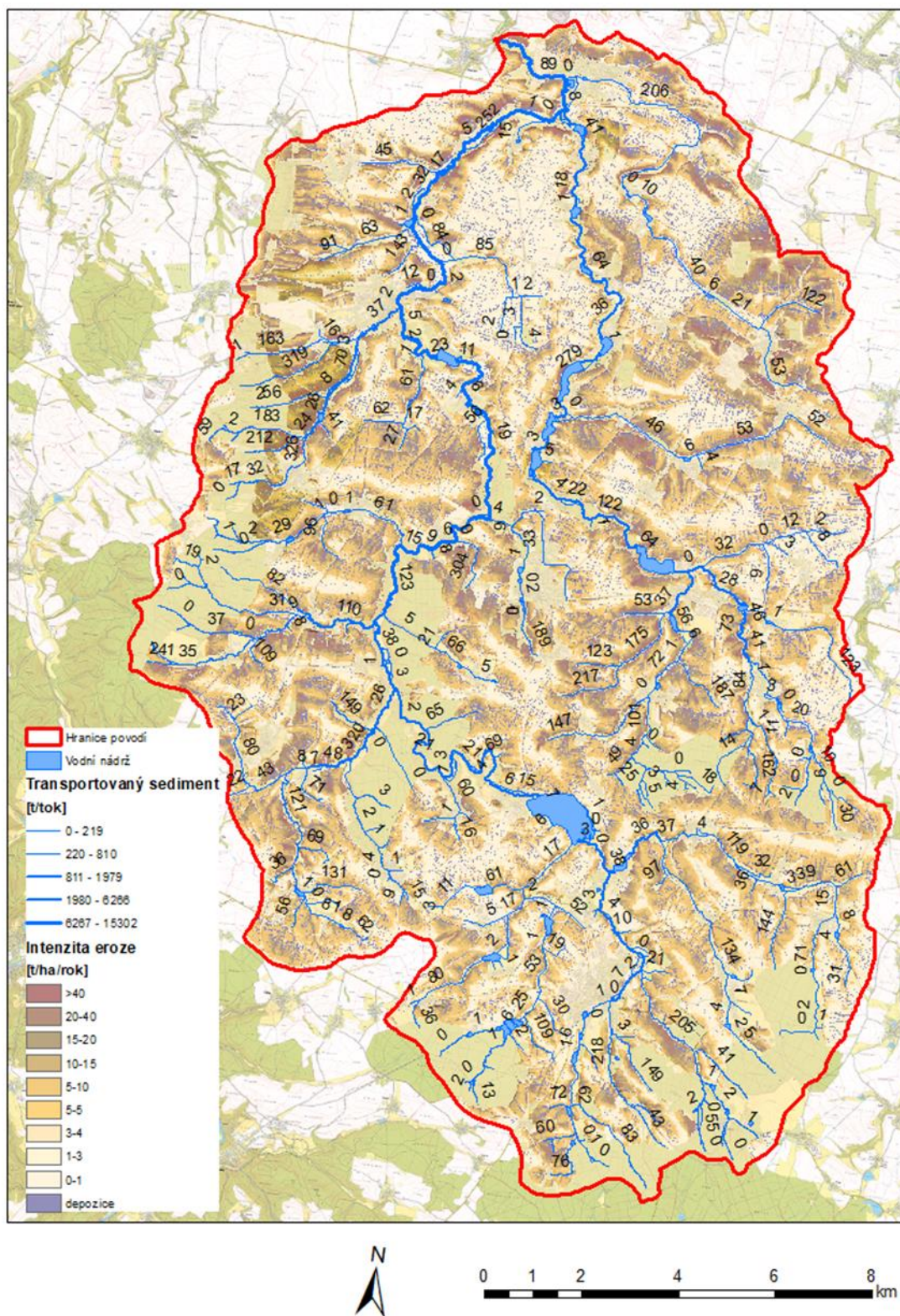
Pro určení výše fosforu erozním transportem byl v povodí Výrovky sestaven model v prostředí WaTEM/SEDEM, popisující aktuální situaci v povodí z hlediska erozně transportních procesů. Výsledky modelu ukazují, že celková eroze v povodí je poměrně vysoká (téměř 132 000 tun ročně). Vzhledem k využití území a jeho morfologii dochází v povodí Výrovky k intenzivní depozici erodovaného sedimentu přímo v povodí před vstupem do hydrografické sítě. V důsledku tohoto chování je zátěž hydrografické sítě nižší, přesto však významná a nezanedbatelná. Ročně se do vodních toků v povodí dostává cca 20 000 tun sedimentu. Konkrétní modelované hodnoty erozně transportní charakteristiky v povodí Výrovka jsou shrnuty v tabulce (Tab. 5.2.2.).

Detaily erozní situace jako výstup z modelu v povodí Výrovka jsou uvedeny v samostatné příloze na obrázku (Obr. 5.2.2.).

Celková ztráta půdy	139 000	t. rok <sup>-1</sup>
Celková depozice v ploše povodí	119 000	t.rok <sup>-1</sup>
Intenzita eroze	5.0	t. rok <sup>-1</sup> . ha <sup>-1</sup>
Celkový vstup do vodních toků	20 032.9	t. rok <sup>-1</sup>

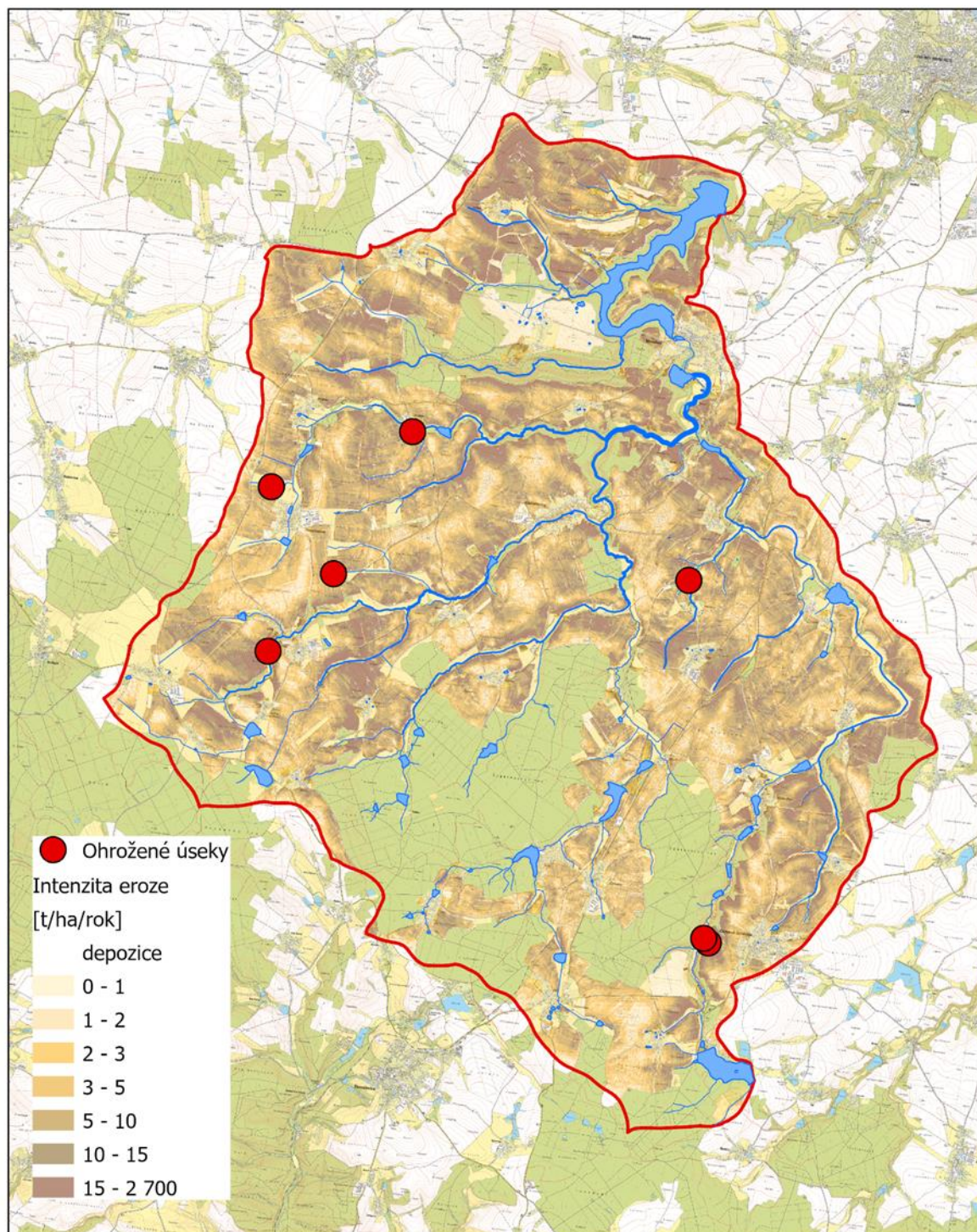
*Tab. 5.2.2 Základní erozí charakteristika povodí Výrovka dle modelu WaTEM/SEDEM*

Na základě modelového přístupu byla v pilotních lokalitách určena místa, kde dochází k významnému vstupu erozního materiálu do hydrografické sítě (Obr. 5.2.3).



Obr. 5.2.2 Výsledek erozního modelu v povodí Výrovka





Obr. 5.2.3 Úseky hydrografické sítě nejvíce zatížené vstupem sedimentu

#### **5.2.2.1.3. Vazba mezi intenzitou eroze a zrnitostním složením půdy**

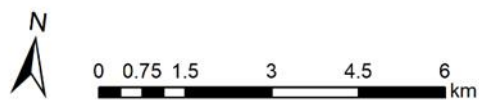
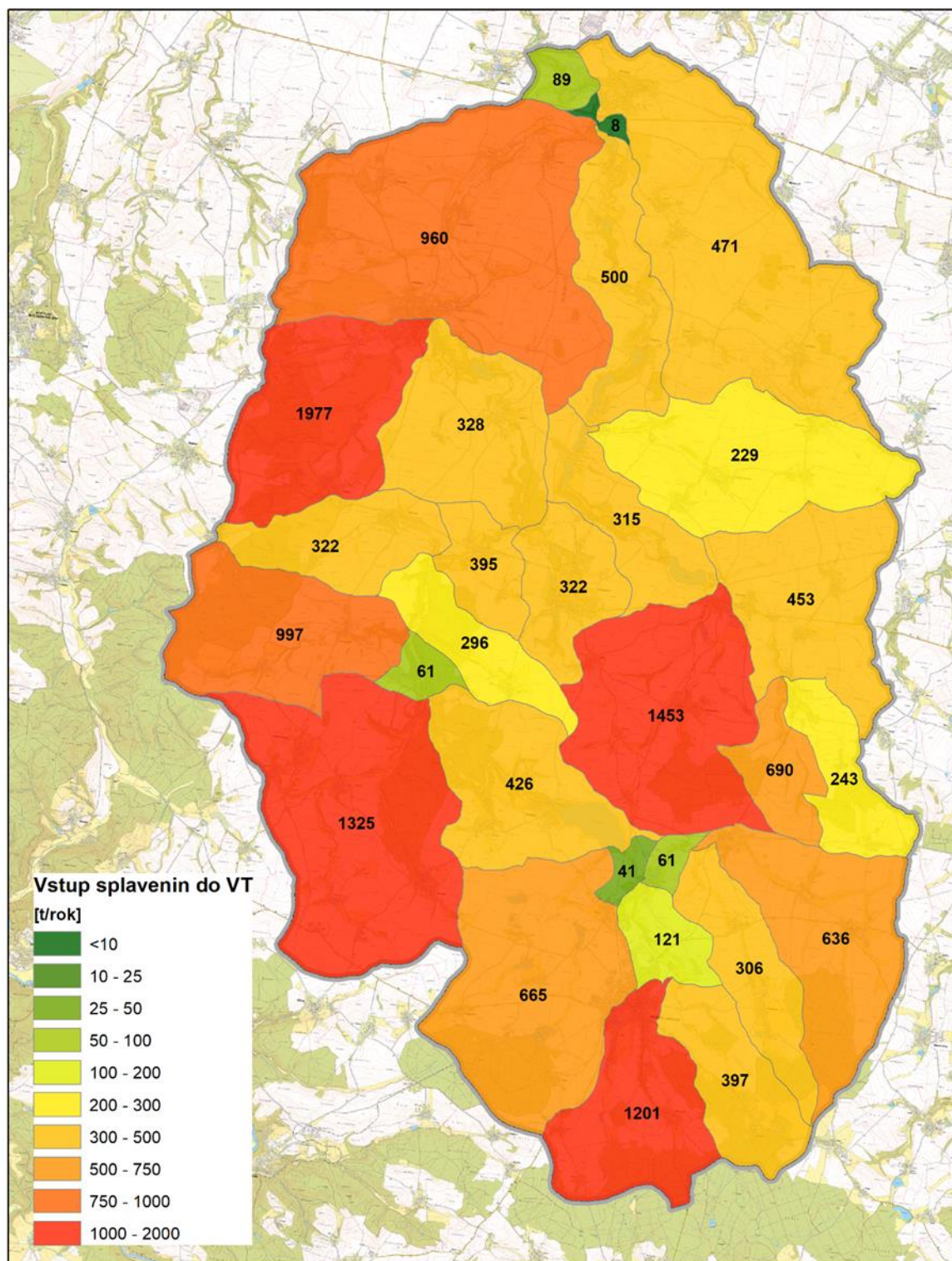
Dle literární rešerše se jako zcela zásadní z hlediska plošného znečištění ukazuje podíl jemných částic (< 20 µm) (Sharpley 1980). Tyto částice mají velký měrný povrch a váží na něj velké množství potenciálně znečišťujících látek. Z tohoto důvodu byly veškeré další analýzy zaměřeny na sledování chování těchto jemných částic během erozních a srážko-odtokových událostí.

Cílem projektu je mimo jiné navrhnout obecně využitelný nástroj pro definování transportu jemných půdních částic během erozních událostí (zaměřeno na plošnou erozi) na základě běžně dostupných dat. Pro vyhodnocení byla využita data o půdních druzích na území ČR.

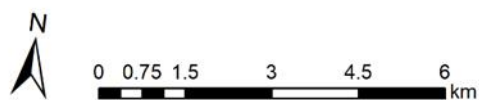
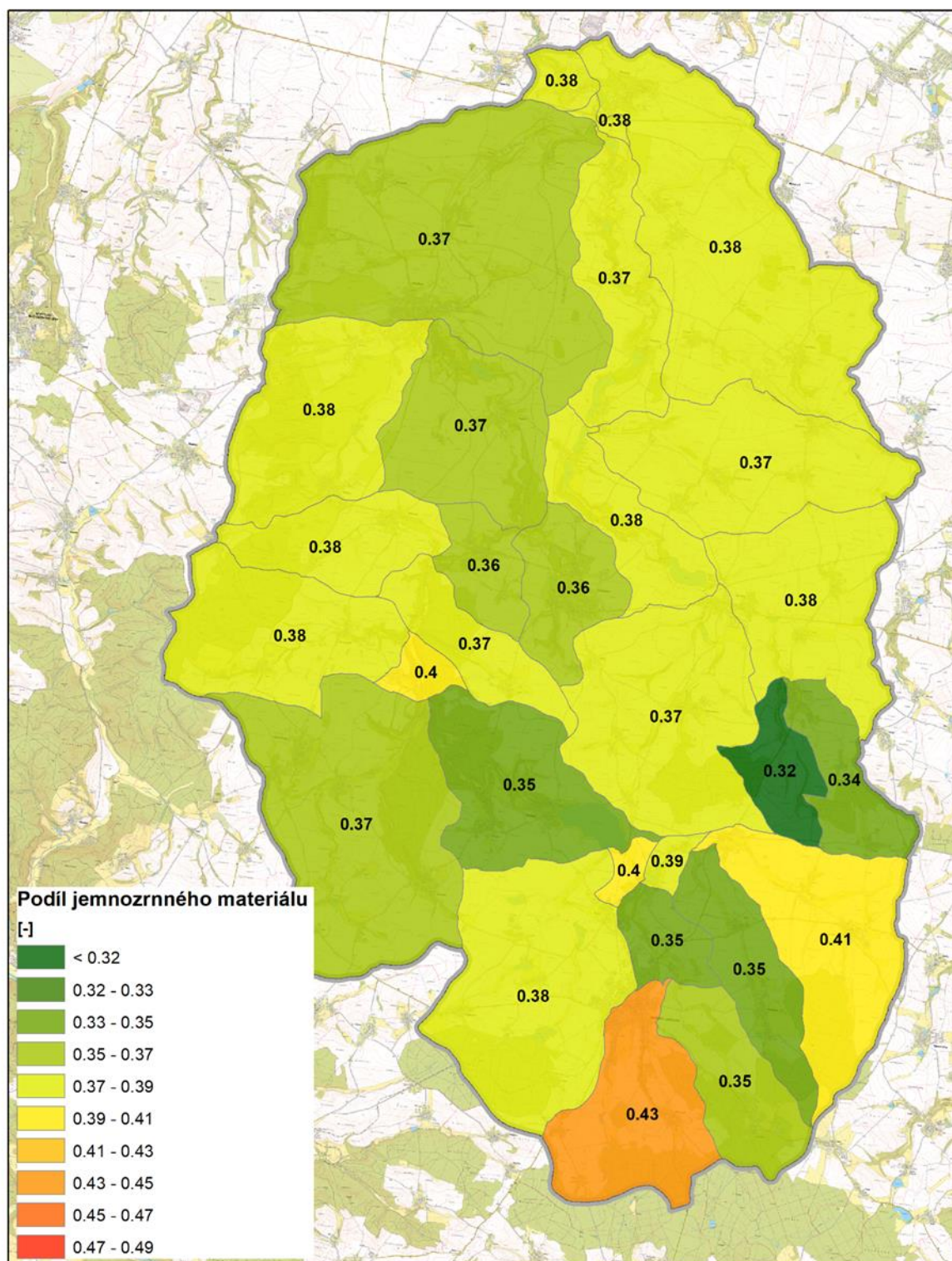
#### **5.2.2.1.4. Stanovení potenciálu pro vstup erozí podmíněného fosforu**

Na základě modelování eroze a transportu erozního materiálu bylo stanoveno v pilotním povodí Vrchlice množství sedimentu, které vstupuje do hydrografické sítě v jednotlivých povodích 4. řádu. Tento výstup, který ukazuje rizikovost povodí 4. řádu z hlediska dotace sedimentem je zobrazen na Obr. 5.2.4.

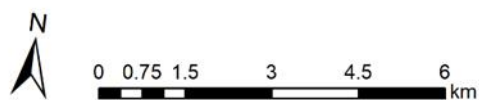
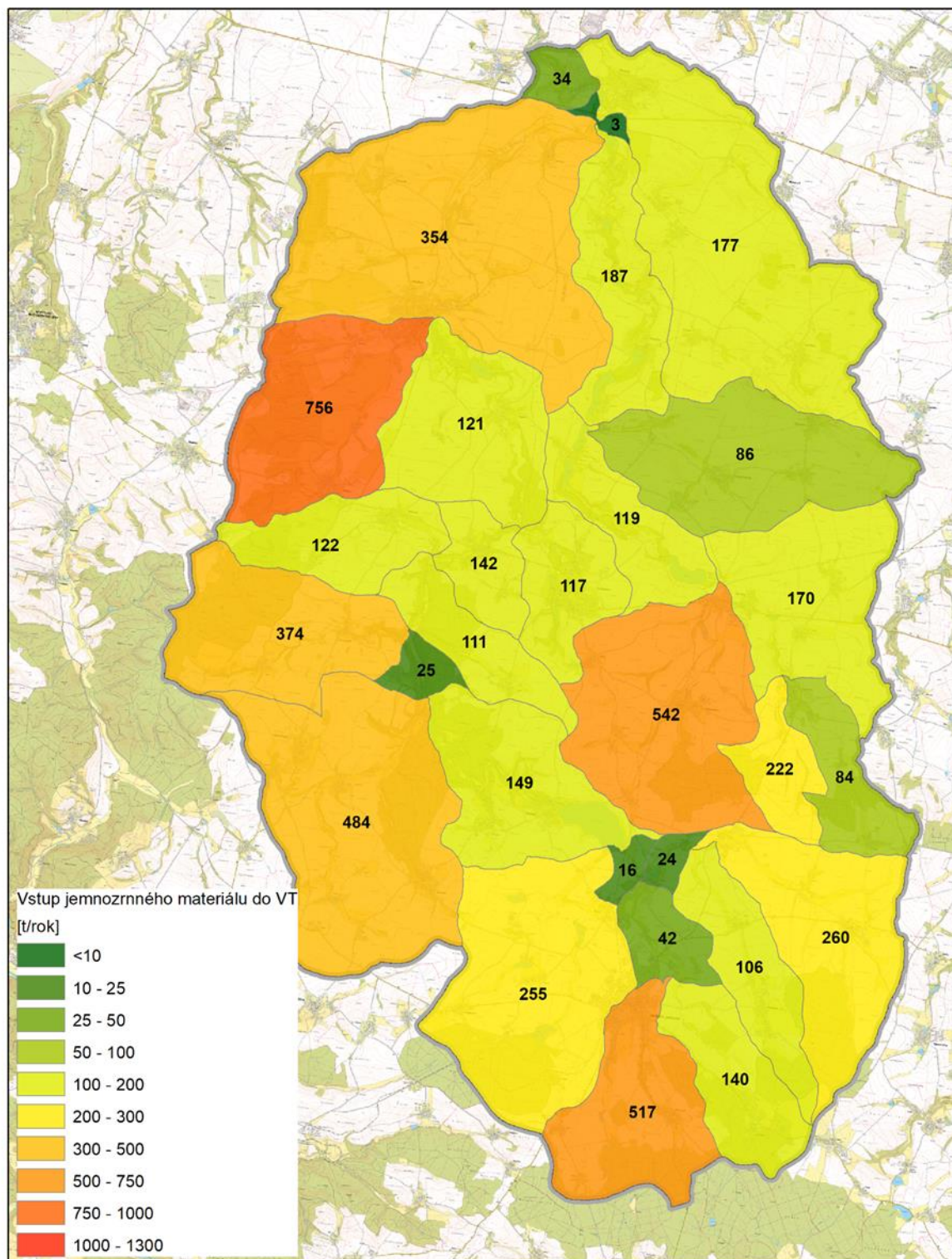
Na základě analýzy zrnitostního složení půdy, respektive podílu jemnozrného materiálu v půdě (Obr. 5.2.5) byl redefinován vstup erozního materiálu do hydrografické sítě. Byl takto stanoven vstup jemnozrného materiálu z eroze do hydrografické sítě. Na základě těchto vstupů byla v pilotním povodí definována povodí 4. řádu, které jsou z hlediska vstupu jemnozrného materiálu, a tedy i z hlediska vstupu erozního fosforu nejvíce riziková (Obr. 5.2.6).



Obr. 5.2.4 Vstup erodovaného materiálu do hydrografické sítě v jednotlivých povodích 4. řádu v povodí Výrovky



Obr. 5.2.5 Podíl jemnozrného materiálu v půdě v jednotlivých povodích 4. řádu



Obr. 5.2.6 Vstup jemnozrnného materiálu do povodí 4. řádu v povodí Výrovky

## 5.2.2.2. Bodové zdroje z urbanizovaného území

### 5.2.2.2.1. Látkové toky Pečky

V rámci projektu byly nejprve určeny průměrné roční látkové toky P<sub>celk</sub> a P-PO<sub>4</sub> z dílčích zdrojů (OK, ČOV, DK) v urbanizovaném povodí Pečky (Tab. 5.2.3).

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
<b>voda</b>	m <sup>3</sup> /rok	781	13 186	42 516	56 483	264 861	78 323	399 900
<b>P<sub>celk</sub></b>	kg/rok	3	42	168	213	330	19	561
<b>P-PO<sub>4</sub></b>	kg/rok	1	18	74	93	191	13	297

*Tab. 5.2.3 Látkové toky fosforu z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22 (OKA, OKB, OKC – jednotlivé odlehčovací komory v urbanizovaném povodí Pečky)*

Vyhodnocena byla jednak významnost znečištění z případů z odlehčovacích komor (OK) v porovnání s odtokem ČOV (Tab. 5.2.4) a jednak významnost všech zdrojů znečištění, tedy i dešťové kanalizace (Tab. 5.2.5).

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV
<b>voda</b>	%	0,2	4,1	13,2	17,6	82,4
<b>P<sub>celk</sub></b>	%	0,5	8,4	33,2	42,1	57,9
<b>P-PO<sub>4</sub></b>	%	0,4	6,8	27,7	34,9	65,1

*Tab. 5.2.4 Procentuální zastoupení vnosu fosforu z případů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22)*

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace
<b>voda</b>	%	0,2	3,3	10,6	14,1	66,3	19,6
<b>P<sub>celk</sub></b>	%	0,5	8,1	32,0	40,5	55,8	3,6
<b>P-PO<sub>4</sub></b>	%	0,4	6,5	26,4	33,3	62,0	4,7

*Tab. 5.2.5 Procentuální zastoupení vnosu fosforu jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22)*

Nejvýznamnějším zdrojem fosforu v povodí aglomerace Pečky je odtok ČOV (cca 56%), avšak případy z odlehčovací komory, které činí pouze 14 % vypouštěné vody, se na vnosu fosforu podílejí rovněž významně, a to cca 40 %. Z nich největší je vnos obtokem ČOV. Vnos z dešťové kanalizace je v tomto povodí nezávažný (necelá 4 %), i proto, že jí odtéká jen necelých 20 % vody obsahující nízké koncentrace fosforu.

#### 5.2.2.2.2. Látkové toky povodí Výrovky

Na základě zkušeností z urbanizovaného povodí Pečky a údaje z nejvýznamnějších urbanizovaných území v pilotním povodí Výrovky byly určeny průměrné roční látkové toky Pcelk z obcí v povodí Výrovky s jednotnou kanalizací a jejich OK a ČOV (viz Tab. 5.2.6) a podíly OK a ČOV na vnosu Pcelk v Tab. 5.2.7.

		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
<b>voda</b>	m <sup>3</sup> /rok	47152	255535	17233	94598	53123	285285	28041	153685
<b>Pcelk</b>	kg/rok	61	74	60	330	154	630	75	141

Tab. 5.2.6 Vnos fosforu z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
<b>voda</b>	%	18	82	18	82	18	82	18	82
<b>Pcelk</b>	%	83,4	16,6	18,6	81,4	24,8	75,2	29,1	70,9

Tab. 5.2.7 Podíl OK a ČOV na vnosu fosforu z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Situace v obcích s jednotnou kanalizací se velmi liší v závislosti na účinnosti odstraňování fosforu na ČOV. Koncentrace Pcelk ve stokové síti Kouřimi jsou vysoké a ČOV Kouřim vykazuje velmi vysokou účinnost odstraňování Pcelk 99 % (předepsané účinnosti pro ČOV nad 10 tis. EO jsou 80 % pro Pcelk), takže vnos z OK je velmi významný (83 %). U ostatních obcí s nižšími účinnostmi odstraňování Pcelk (51-73 %) je významnější vnos vypouštěním z ČOV (71-81 %).

Průměrný roční vnos Pcelk ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů (tj. ze všech OK, ČOV a DK) v povodí Výrovky je uveden v tab. 5.2.8 je i odhad vnosu P-PO4 na základě poměrů Pcelk/P-PO4 zjištěných monitoringem.

		OK	ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
<b>voda</b>	m <sup>3</sup> /rok	145 550	927 806	655 933	1 729 289
<b>Pcelk</b>	kg/rok	350	2 038	157	2 545
<b>P-PO4</b>	kg/rok	88	926	112	1 126

*Tab. 5.2.8 Vnos fosforu ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)*

		OK	ČOV	OK	ČOV	Dešťová kanalizace
<b>voda</b>	%	13,6	86,4	8,4	53,7	37,9
<b>Pcelk</b>	%	14,7	85,3	13,8	80,1	6,2

*Tab. 5.2.9 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu fosforu (průměr za r. 2021-22)*

Jednoznačně nejvýznamnějším zdrojem vnosu fosforu do povrchových vod v urbanizovaném povodí Výrovky jsou vypouštění z ČOV (cca 80 % vnosu). Následují odlehčovací komory (cca 14 %) a teprve potom odtoky dešťovou kanalizací (cca 6 %).

### **5.2.2.3. Ostatní zdroje v povodí**

Z hlediska ostatních zdrojů fosforu v povodí přicházejí v úvahu úniky z aplikace kalů do vody. Tato data však nejsou k dispozici.

### **5.2.2.4. Monitoring v toku a odhadované látkové odnosy**

Koncentrace fosforu a fosforečnanového fosforu při pravidelných měsíčních odběrech vody v Plaňanech od června 2021 do října 2022 jsou uvedeny v Tab. 5.2.10. Průtoky v době odběru byly převzaty z hydrologické stanice Plaňany, kterou provozuje ČHMÚ a jsou společně s koncentracemi znázorněny na Obr. 5.2.7. Na základě denních průtoků byl vypočten celkový roční odtok. Výsledky potvrzují předpokládané rozložení, kdy koncentrace celkového fosforu kopíruje průběh koncentrace fosforečnanového fosforu. Maxim obou forem je v období sucha v letním období, kdy je zároveň podíl fosforečnanového fosforu na celkovém nejvyšší.

Z hlediska hodnocení stavu se ukazuje, že jednotlivé koncentrace celkového fosforu jsou nad limitem dobrého stavu téměř vždy s výjimkou pár měření v zimním období v Zalesanech a v Žabonosech,

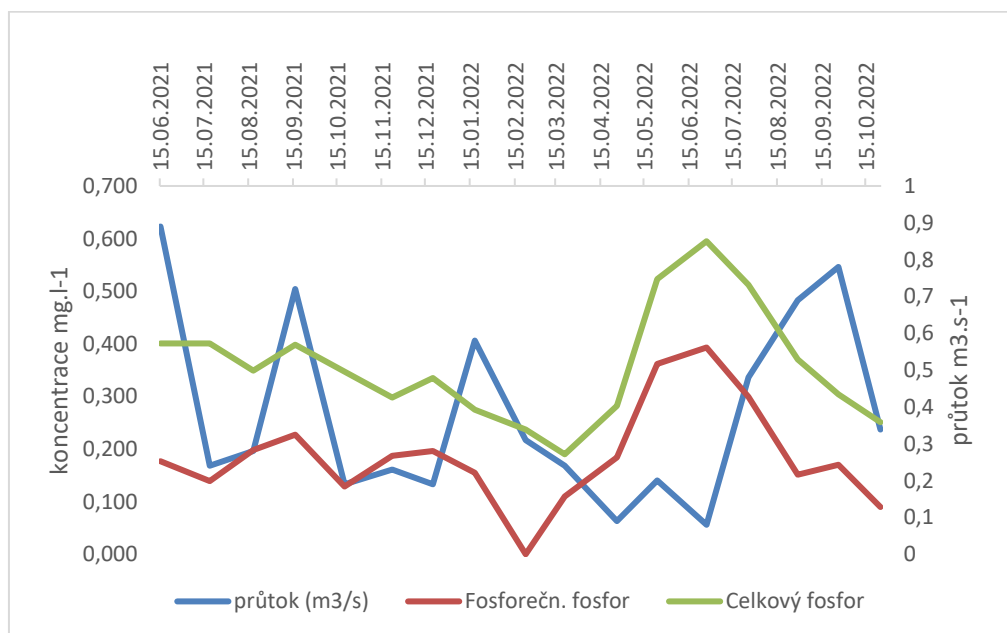
Pro období 22.11.2021 - 25.10.2022 bylo stanoven celkový odtok 10 250 271 m<sup>3</sup>, průměrná koncentrace celkového fosforu 0,348 mg/l, fosforečnanového fosforu 0,209 mg/l. Celkový



látkový odnos v tomto období pak je 2,14 t fosforečnanového fosforu a 3,56 t fosforečnanového fosforu.

Datum	Fosforečnanový fosfor (mg.l-1)	Celkový fosfor (mg.l-1)
15.06.2021	0,177	0,401
19.07.2021	0,139	0,401
18.08.2021	0,198	0,349
16.09.2021	0,227	0,398
20.10.2021	0,129	0,347
22.11.2021	0,187	0,298
20.12.2021	0,196	0,335
18.01.2022	0,155	0,275
22.02.2022	<0,025	0,237
21.03.2022	0,110	0,190
26.04.2022	0,184	0,282
24.05.2022	0,362	0,523
27.06.2022	0,393	0,595
26.07.2022	0,299	0,512
29.08.2022	0,151	0,370
26.09.2022	0,170	0,304
25.10.2022	0,090	0,251

Tab. 5.2.10 Koncentrace fosforu v Plaňanech při pravidelném monitoringu



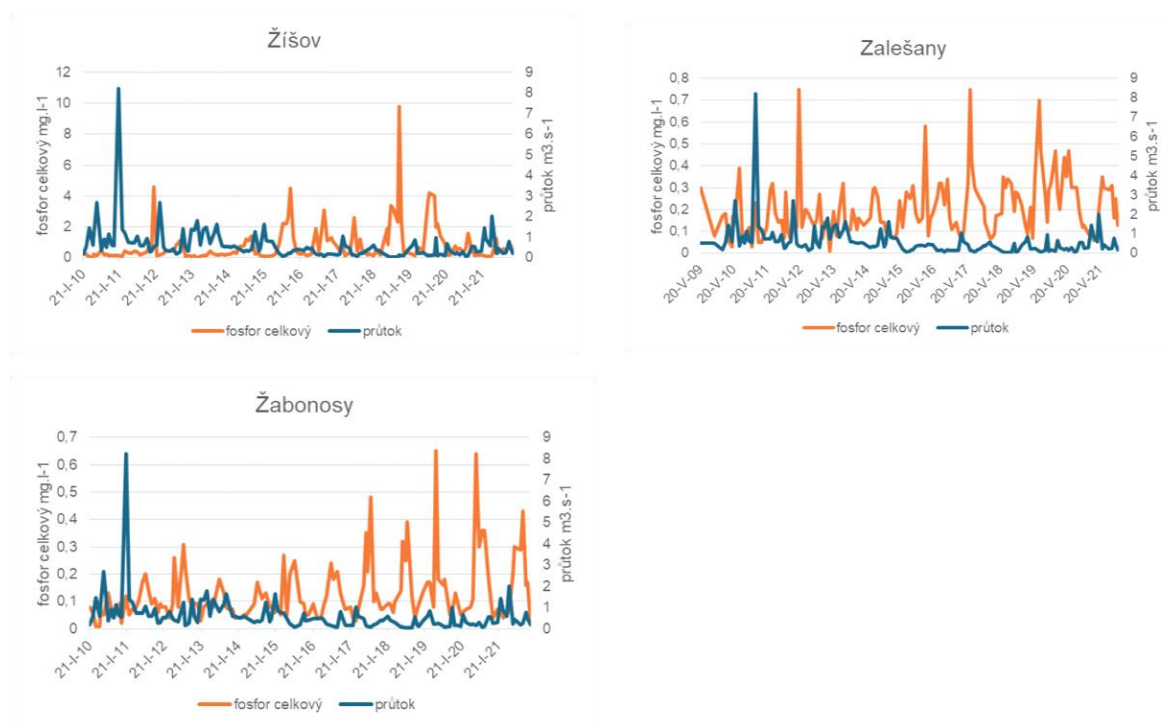
Obr. 5.2.7 Monitorovací kampaň VÚV - výsledky

V rámci doplňujících kampaní byly stanoveny koncentrace fosforu v pomocných profilech (viz Kapitola 4.5.1). Výsledky těchto kampaní, uvedené v Tab. 5.2.11 potvrzují nejnižší koncentrace zejména fosforečnanového fosforu v profilech s nad bodovými zdroji (Janovice) nebo v profilech s menším množstvím sídel (Žabonosy, Bohouňovický, Ostašovský), naopak nejvyšší koncentrace jsou v profilu Plaňany, který je nejnižše položený a navíc se blízko nad ním nachází vypouštění z ČOV Plaňany.

	Fosforečnanový fosfor (mg.l-1)	Celkový fosfor (mg.l-1)
Plaňany	0,11	0,19
Žabonosy	<0,025	0,09
Zalešany	0,12	0,17
Janovice	<0,025	0,05
Bohouňovický	0,03	0,07
Ostašovský	0,05	0,14

Tab. 5.2.11 Průměrné koncentrace fosforu v pomocných profilech při kampaních zaměřených na jarní znečištění ze zemědělství

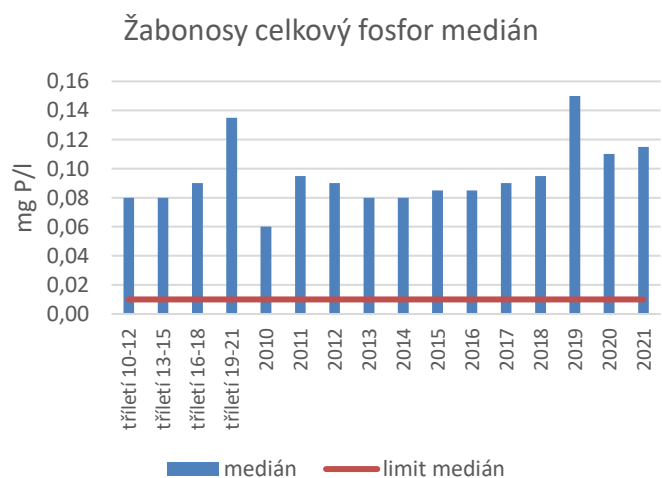
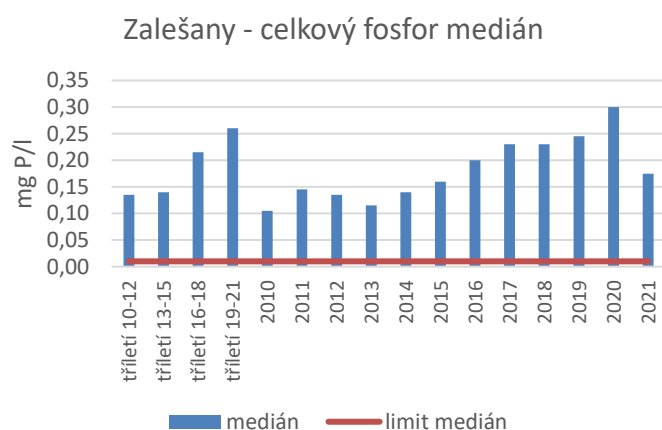
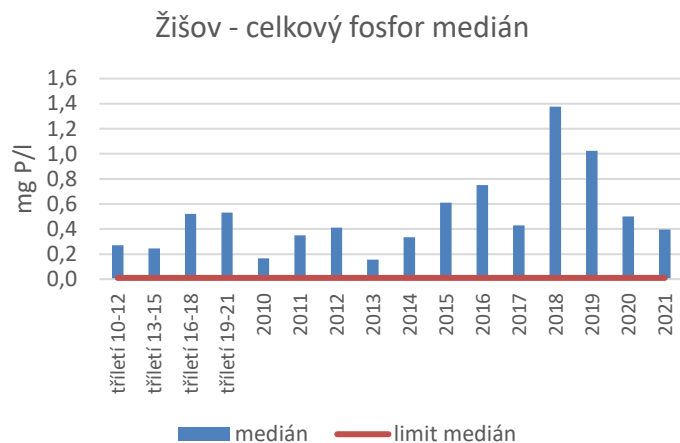
Výsledky získané v rámci projektu byly porovnány s daty poskytnutými podnikem povodí Labe, tedy měřeními z let 2010-2021. Podnik povodí Labe nemonitoruje jakost přímo v profilu Plaňany, nebylo tedy možné stanovit přesněji látkový odnos. Také není pravidelně sledován fosforečnanový fosfor, ale pouze fosfor celkový. Tři profily, kde je fosfor pravidelně sledován jsou podrobněji popsány v Kapitole 4.5.1. Jedná se o profil Žišov v horní části toku v blízkosti Uhlířských Janovic ovšem pod vypouštěním Janovické ČOV, profil Zalešany těsně nad soutokem s Bečvárkou a profil Žabonosy těsně nad ústím do Výrovky. Povodí profilů Zalešany a Žabonosy pokrývají většinu povodí Výrovky v Plaňanech, mezi soutokem Výrovky a Bečvárkou a profilem Plaňany ovšem leží vypouštění z ČOV Plaňany. Dlouhodobý průběh koncentrací fosforu v jednotlivých profilech v porovnání s měřeným průtokem v profilu Plaňany zobrazují grafy na Obr. 5.2.8 až Obr. 5.2.10.



Obr. 5.2.8 - Obr. 5.2.10 Měřené koncentrace celkového fosforu na jednotlivých profilech a průtok v době odběru na profilu Plaňany

Pro Zalešany, Žabonosy a Žišov byly také zpracovány výsledky hodnocení stavu celkového fosforu od roku 2010 do roku 2021 (viz Obr. 5.2.10 – Obr. 5.2.12) – stav pro fosforečnanový

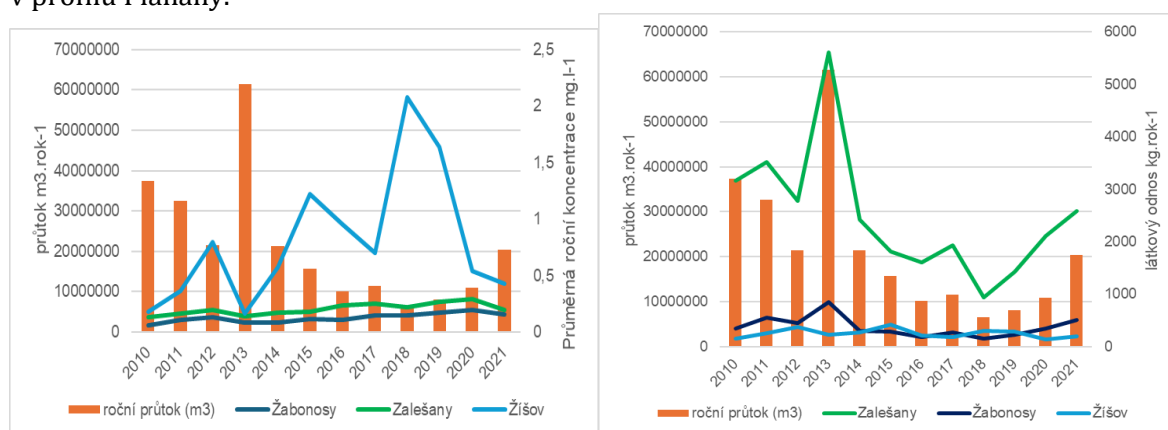
fosfor nemohl být tímto způsobem vyhodnocen, neboť jeho měření v mnoha letech chybělo. Protože limity dobrého stavu pro tyto ukazatele se měnily, je hodnocení zpracováno podle současně platných limitů a na základě mediánu. Stav se hodnotí vždy za tříletí (tj. medián za celé tříletí, zde je ale navíc stejné hodnocení i pro jednotlivé roky, aby bylo vidět, jak koncentrace kolísají a to jak v jednotlivých letech, tak profilech). V Žiřově byl sice medián celkového fosforu za poslední tříletí nejvyšší, ovšem v roce 2021 byl spíše střední (Obr. 5.2.10) – totéž platí i pro Zalešany a částečně pro Žabonosy, kde ale v roce 2021 je medián druhý nejvyšší za celé hodnocené období (viz Obr. 5.2.11 a Obr. 5.2.12).



Obr. 5.2.11 - Obr. 5.2.13 Hodnocení stavu celkového fosforu v jednotlivých profilech za období 2010 – 2021

Zvýšené koncentrace celkového fosforu i fosforečnanového fosforu jsou v ČR nejvyšší v červnu, červenci a srpnu (75 – 82 % profilů pro celkový fosfor, 72 – 85 % pro fosforečnanový fosfor), a méně v září (pro celkový fosfor 59 %, fosforečnanový fosfor 69 % profilů). V pilotním území lze porovnávat pouze celkový fosfor, profil v Zalešanech chová obdobně – zvýšené koncentrace jsou zde v červnu, červenci, srpnu a září. V Žišově jsou v těchto měsících kromě června také zvýšené koncentrace, ale nejvyšší koncentrace jsou v říjnu. Období nejvyšších koncentrací je tedy proti celé ČR o jeden měsíc posunutě. V červnu, červenci a srpnu jsou zvýšené koncentrace i v Žabonosích.

Graf na Obr. 5.2.14 porovnává roční průměrné koncentrace fosforu v profilech a celkový odtok v profilu Plaňany.



Obr. 5.2.14 Průměrné roční koncentrace na profilech, Obr. 5.2.14 LOD na profilech

Na Grafu 5.2.14 je vidět modelovaný látkový odnos celkového fosforu v jednotlivých profilech. Roční průtok v povodí Plaňany byl pro tento účel upraven podle podílu plochy jednotlivých jakostních profilů.

Porovnání měření VÚV s desetiletým sledováním potvrzuje předpoklad, že nejvyšších koncentrací fosforu je pravidelně dosahováno v suchém letním období a to zejména na profilu Žišov na horním toku, ale pod významným bodovým zdrojem. Také součet odhadů látkového odnosu v profilech Žabonosy a Zalešany v roce 2021 přibližně koresponduje s látkovým odnosem stanoveným VÚV za období 10/2021-10/2022.

Posledním typem monitoringu byla analýza vody při srážkoodtokových událostech. V roce 2022 byly takto zachyceny směsné vzorky ze třech událostí - dvou slabších a jedné významnější, v roce 2023 proběhla pouze jedna kampaň, ale byly odebrány tři vzorky - při náběhu, v průběhu a při odeznívání vysokého průtoku. Odběrové kampaně jsou podrobně popsány v Kapitole 4.5.1. Výsledky těchto kampaní jsou shrnuty v Tab. 5.2.12. Ukazuje se, že zatímco koncentrace fosforečnanového fosforu se se vzrůstajícím průtokem takřka nemění, stoupá koncentrace celkového fosforu a to zejména tehdy, zvyšuje-li se zároveň koncentrace nerozpuštěných látek. V těchto epizodách je tedy zřejmý podíl eroze na celkovém odnosu fosforu.

		Fosforečnanový fosfor mg.l-1	Celkový fosfor mg.l-1	Nerozp. látky (105 °C) mg.l-1??
25.05.2022	menší epizoda	0,354	0,624	23

08.06.2022	menší epizoda	0,415	0,649	25
29.06.2022	významná epizoda	0,274	0,977	160
25.07.2023	zvýšení průtoku	0,248	0,537	76
25.07.2023	vysoký průtok	0,278	0,563	28
25.07.2023	pokles průtoku	0,352	0,801	24
Pravidelný monitoring	průměr 2021/2022	0,209	0,348	7

Tab. 5.2.12 Koncentrace celkového a fosforečnanového fosforu při zachycených srážkoodtokových událostech

### 5.2.2.5. Shrnutí výsledků

Hodnocení významnosti jednotlivých zdrojů fosforu bylo provedeno v místě uzávěrového profilu povodí Výrovky.

Z tabulky je zřejmé, že hlavním zdrojem celkového fosforu vstupujícího do uzávěrového profilu je eroze. Vstup erozního fosforu je vyšší než součet vnosu fosforu vstupujícího do uzávěrového profilu povodí výrovky ze všech posuzovaných urbanizovaných zdrojů. Tato skutečnost je důsledkem transportu velkého množství nerozpuštěných látek (erodovaného půdního materiálu) při erozních událostech. Tyto částice jsou značně obohacené částicově vázaným fosforem, který zvyšuje vnos celkového fosforu tímto způsobem.

Zcela odlišná je situace při pohledu na P-PO<sub>4</sub>, který je významný z hlediska kvality vody (Pitter 2009). Tato forma fosforu je obecně snadněji přístupná vodním organismům a rostlinám, a je proto významným rizikem z pohledu možné eutrofizace povrchových vod.

Podíl P-PO<sub>4</sub> na celkovém erozním fosforu byl určen na základě odborného odhadu jako 5 % (Withers et al. 2007). Z tabulky je zřejmé, že hlavním zdrojem P-PO<sub>4</sub> je odpadní voda vypouštěná z ČOV, která tvoří více než 70 % z celkového vstupu P-PO<sub>4</sub>. Eroze se podílí na vstupu této formy fosforu jen přibližně 11 %.

	Eroze	OK	ČOV	Dešťová kanalizace	Urbanizované zdroje celkem	Látkový odnos Plaňany 10/2021-10/2022
<b>P celk</b> [kg.rok <sup>-1</sup> ]	2987	350	2038	157	2545	3560
<b>P-PO<sub>4</sub></b> [kg.rok <sup>-1</sup> ]	149	88	926	112	1126	2140

Tab. 5.2.13 Podíl zdrojů v povodí Výrovky na vnosu fosforu

## **5.2.3. Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku**

### **5.2.3.1. Erozní transport ze zemědělské půdy**

Rešerše literatury i realizace terénních experimentů zaměřených na zobecnění vazby mezi zrnitostí erodované půdy a transportem fosforu ukázala významný vliv jemnozrnného materiálu na transportu navázaného fosforu. Kombinace modelování eroze v pilotním povodí a znalosti zrnitostního složení půdy byla využita pro odvození metodiky stanovení potenciálu povodí pro transport erozně vázaného fosforu.

Erozní model WaTEM/SEDEM umožňuje prostorově distribuovaným a zároveň robustním způsobem definovat hlavní zdroje erozního sedimentu v povodí. Na základě znalosti zrnitostního složení půdy v povodí (podílu jemnozrnné frakce, která je z pohledu transportu živin nejvýznamnější) je možné v povodí nalézt lokality, které jsou jako potenciální zdroj erozí podmíněného transportu fosforu (případně dalších živin) nejvíce riziková.

Za účelem maximální generalizace a využitelnosti tohoto výstupu bude dále modelována eroze pro rozsáhlá území České republiky. V kombinaci se znalostí zrnitostního složení zemědělské půdy (podíl jemnozrnné frakce) budou definovány rizikové lokality z hlediska zdroje erozí podmíněného fosforu.

Takto vzniklý výstup bude podkladem pro další analýzy a případně zacílení ochranných opatření a postupů v rámci managementu krajiny a ochrany vodních zdrojů.

### **5.2.3.2. Bodové zdroje z urbanizovaného území**

Významnost vnosu fosforu z ČOV souvisí s původem fosforu převážně v odpadní vodě a s jeho zpravidla relativně nízkou účinností odstraňování na ČOV. Vnos z odlehčovacích komor (OK) může být lokálně poměrně značný, avšak ve větších povodích, kde kromě ČOV na jednotné kanalizaci je i řada menších ČOV na oddílné splaškové kanalizaci, významu OK ubývá. Vnos dešťovou kanalizací je vzhledem k nízkým koncentracím fosforu v povrchovém odtoku nevýznamný.

Opatření na snížení vnosu fosforu v urbanizovaných povodích je tedy zapotřebí cílit především na zvýšení účinnosti jeho odstraňování na ČOV, ve druhé prioritě pak na snížení přepadů z OK tam, kde je účinnost odstraňování na ČOV vysoká (více než cca 90 %).

## **5.3. Kovy**

### **5.3.1. Předpokládaná východiska**

Prvky, řazené z chemického hlediska mezi kovy a polokovy, jsou (až na výjimky, jako jsou transurany) přírodního původu. Jedná se tedy o látky, běžně se vyskytující v přirozených ekosystémech, které jsou součástí globálních biogeochemických cyklů v rámci koloběhu hmoty v přírodě. Tyto cykly a s nimi spojené transportní procesy a interakce určují koncentrace kovů v různých složkách životního prostředí.

Nakládání s kovy v různých oblastech lidské aktivity (například těžba a úprava nerostných surovin, metalurgie, elektrotechnický průmysl, využití fosilních paliv) vede k narušení přirozených látkových toků, které může mít za následek zvýšení koncentrací některých kovů ve vodním prostředí.

Řada kovů patří mezi tzv. esenciální (mikro)nutrienty, tj. látky v malém množství nezbytné pro metabolismus člověka a dalších organismů. Do této skupiny jsou řazeny například As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, V a Zn. Některé z kovů a polokovů, včetně esenciálních, současně mohou ve vyšších koncentracích vykazovat nežádoucí účinky z hlediska lidského zdraví a na stav vodních a na vodu vázaných ekosystémů.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [Směrnice 2008/105/ES] ve znění směrnice 2013/39/EU [Směrnice 2013/39/EU] z tohoto důvodu zařadila kadmium, nikl, olovo a rtuť na seznam prioritních látek, ve kterém jsou kadmium a rtuť identifikovány jako prioritní nebezpečné látky. Podle Rámcové směrnice 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [2000/60/ES], Článku 16 (Strategie proti znečištění vod) je potřeba cíleně snižovat vypouštění, emise a úniky těchto látek, v případě prioritních nebezpečných látek se jedná dokonce o zastavení nebo postupné odstranění jejich vnosu do životního prostředí. Požadavky výše uvedených směrnic byly transponovány do nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.]

Ke vnosu těžkých kovů do vodních útvarů hodnoceného území dochází jak přirozenou, tak i antropogenní cestou.

Jak již bylo zmíněno výše, kovy jsou součástí globálních biogeochemických cyklů a stopové obsahy těžkých kovů jsou přirozenou součástí horninového prostředí, půd i vodních a na vodu vázaných ekosystémů. Běžný obsah těžkých kovů v horninách se liší v závislosti na litologickém typu a původu horniny, běžně se ale pohybuje v desetinách až stovkách  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Siegel 2002). Výjimkou je rtuť s běžnými obsahy v horninách v setinách až desetinách  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Kromě běžných obsahů těžkých kovů v horninách mohou být v zájmovém území přítomné plochy s anomálně (násobně až řádově) zvýšenými obsahy rudních minerálů (rudní výskyty a ložiska), které je rovněž nutné pokládat za přirozené zdroje těžkých kovů. Přirozené obsahy těžkých kovů v horninách, stejně jako existence jejich přirozených akumulací (rudních výskytů a ložisek) je výsledkem dlouhodobého geologického vývoje území.

Během zvětrávání hornin dochází k přestupu části obsahu těžkých kovů v horninách do podzemní vody (jako součásti hydrosféry). Zbývající část zůstává vázána v půdotvorném substrátu a přechází do půdy.

Kromě zvětrávání hornin je z hlediska vnosu těžkých kovů do území nutné uvažovat rovněž i vliv atmosférické depozice pocházející z přirozených zdrojů. V atmosféře jsou kovy přítomné v plynném skupenství, jako aerosoly, případně vázané na prachové částice. Jako přirozené zdroje kovů v atmosféře přichází úvahu vulkanické emise, gejzíry, přirozené lesní požáry, výpar těkavých kovů (Hg) z rudních ložisek, spad meteoritů (Siegel 2002), nebo větrná eroze a dálkový přenos prachových částic z pouštních oblastí. Uvedené procesy jsou součástí přirozených biogeochemických cyklů jednotlivých kovů.

Během transportu může docházet k zachycení těžkých kovů na přirozených geochemických bariérách. To může vést k jejich imobilizaci, ale současně i k jejich akumulaci v některých složkách prostředí. Typickým příkladem může být imobilizace většiny těžkých kovů povrchovou komplexací na vodnatých hydroxidech železa, případně jejich srážení ve formě sulfidů v sulfát-redukčních podmínkách, které jsou běžně navozeny při anaerobní degradaci přírodní organické hmoty ve dnových sedimentech vodních toků. Právě imobilizace kovů ve vazbě na organickou

hmotu je příčinou jejich obsahů ve fosilních palivech. Další geochemickou bariéru při prostupu těžkých kovů z povrchu terénu může představovat půdní iontovýměnný komplex.

V případě obsahů těžkých kovů ve vodním prostředí může hrát roli i možnost jejich postupné koncentrace při prostupu trofickým řetězcem, tzv. bioakumulace. Jedná se o proces, při kterém dochází k hromadění kontaminantů v organismu, dlouhodobě vystaveném nízkým koncentracím této látky. V rámci potravního řetězce následně může docházet dalšímu zvýšení obsahu kontaminantů v navazujících člancích. Bioakumulace těžkých kovů v potravním řetězci byla v minulosti identifikována jako příčina hromadných chronických otrav, z nichž jsou patrně nejznámější případy hromadných chronických otrav kadmíem (choroba itai-itai) a rtuť (choroba Minamata) v Japonsku.

Je nutné zmínit, že toxicita a mobilita většiny kovů je závislá na jejich oxidačním stavu, chemické formě a fyzikálně chemických podmínkách (pH, ORP). Pro rozlišení geogenního a antropogenního původu těžkých kovů v půdách a sedimentech a pro stanovení biologicky dostupného podílu těžkých kovů na jejich celkovém obsahu jsou využívány postupné (sekvenční) extrakční techniky, zaměřené na rozlišení způsobu vazby těžkých kovů v půdách a sedimentech (Vácha et al. 2013; 2002; Roberts 2014). Typickými metodami jsou různé modifikace Tessierovy sekvenční extrakce, případně extrakce BCR a podobné metody, lišící se použitými extrakčními činidly (Filgueiras et al. 2002).

Metody jsou založeny na předpokladu, že biologická dostupnost a mobilita těžkých kovů závisí více na mechanismu jejich vazby v půdě a sedimentech, než na jejich celkových obsazích. Z tohoto důvodu jsou například v případě Tessierovy extrakce rozlišovány vyměnitelné podíly kovů, vázané na půdním iontovýměnném komplexu, dále podíly rozpustné kyselým činidlem, redukovatelné podíly a oxidovatelné podíly. Extrakce BCR rozlišuje podíly kovů rozpustné kyselým činidlem, redukovatelné podíly a oxidovatelné podíly (Filgueiras et al. 2002). Různé metody sekvenční extrakce a jejich použitelnost pro hodnocení rizik spojených se zvýšenými obsahy arsenu v půdách porovnává Vácha (Vácha et al. 2008). Přirozeně zvýšenými obsahy As v půdách v oblasti Českého masivu, zejména ve spojitosti s Au mineralizací se zabývali rovněž např. Filippi et al. (Filippi et al. 2004).

Uvedená fakta jsou v plném souladu s předpokladem možnosti významné akumulace těžkých kovů na geochemických bariérách při jejich prostupu povodím.

Mezi současné, případně historické antropogenní zdroje těžkých kovů, s možným významem pro atmosférickou depozici a vodní prostředí, je možné zařadit v obecné rovině zejména:

- 1) Urbanizované oblasti
  - a) Doprava: dřívější využití tetraethylolova jako antidetonační přísady do benzínů,
  - b) Domácí topeniště a spalování fosilních paliv
  - c) Komunální odpadní vody
- 2) Průmyslové oblasti
  - a) Spalování fosilních paliv v průmyslovém měřítku,
  - b) Metalurgie a povrchové úpravy kovů,
  - c) Elektrotechnický, strojírenský a chemický průmysl
  - d) Hornictví a metalurgie kovů, nakládání s těžebními odpady
  - e) Průmyslové odpadní vody
- 3) Zemědělské oblasti
  - a) Aplikace umělých hnojiv a čistírenských kalů na zemědělskou půdu
  - b) Větrná a vodní eroze půdy



4) Staré ekologické zátěže

## 5.3.2. Zjištění projektu

### 5.3.2.1. Geologické a hydrogeologické podmínky

Přirozené pozadí zájmových látek v podzemních vodách pro ortoruly a migmatity je podle Hydroekologického informačního systému (heis.vuv.cz) následující: rtuť a její sloučeniny 0,1  $\mu\text{g}/\text{l}$ , nikl a jeho sloučeniny 2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmium a jeho sloučeniny 0,03  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , zinek 1,3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , měď 0,28  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olovo a jeho sloučeniny 0,38  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , arsen 1,9  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Přirozené pozadí zájmových látek v podzemních vodách pro slabě až středně metamorfované sedimenty (například svory) je podle heis.vuv.cz: rtuť a její sloučeniny 0,1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , nikl a jeho sloučeniny 3,6  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmium a jeho sloučeniny 0,13  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , zinek 12  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , měď 0,3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olovo a jeho sloučeniny 0,6  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , arsen 1,5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

Přirozené pozadí zájmových látek v podzemních vodách pro bazičtější metamorfované horniny (serpentinity, amfibolity a podobné horniny) je podle heis.vuv.cz následující: rtuť a její sloučeniny 0,1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , nikl a jeho sloučeniny 3,3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmium a jeho sloučeniny 0,05  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , zinek 8  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , měď 1,3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olovo a jeho sloučeniny 0,38  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , arsen 1,1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

V případě permokarbonských sedimentů Blanické brázdy dosahuje přirozené pozadí zájmových látek v podzemních vodách podle heis.vuv.cz: rtuť a její sloučeniny 0,1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , nikl a jeho sloučeniny 6  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmium a jeho sloučeniny 0,06  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , zinek 11,2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , měď 1,2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olovo a jeho sloučeniny 0,39  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , arsen 0,9  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

Přirozené pozadí zájmových látek v podzemních vodách pro mesozoické slíny, slínovce a vápnité jílovce České křídové pánve je podle heis.vuv.cz následující: rtuť a její sloučeniny 0,1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , nikl a jeho sloučeniny 2,6  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmium a jeho sloučeniny 0,04  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , zinek 8  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , měď 1,3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olovo a jeho sloučeniny 0,23  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , arsen 1,6  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

### **Informace z monitoringu podzemních vod**

V rámci České republiky provozuje monitorovací síť podzemních vod ČHMÚ. Přímo v zájmovém povodí Výrovky však neleží žádný z monitorovaných vrtů, kde by byly systematicky odebírány vzorky podzemních vod a prováděny analýzy na zájmové kovy a arsen (heis.vuv.cz).

V některých pozorovacích objektech ČHMÚ v oblasti HG rajonu 4350 Velimská křída (VP7416, mimo zájmové území) jsou známé vysoké až extrémně vysoké koncentrace síranů (> 1,5 g/l) a vápníku v podzemní vodě. Může se jednat o výsledek oxidace sulfidů, zejména pyritu, a rozpouštění kalcitu na výchozech cenomanských a spodnoturonských sedimentů. (Tyto sedimenty se ukládaly v redukčních podmínkách a mohou obsahovat zvýšené koncentrace sulfidů.) Vysoké koncentrace síranů nejsou v tomto případě doprovázeny zvýšenými koncentracemi kovů, protože za podmínek neutrálního pH jsou těžké kovy nemobilní a jsou s vysokou pravděpodobností vázané na hydroxidy železa.

Využitelným zdrojem dat mohou být koncentrace v surové vodě (heis.vuv.cz), protože jímací území bývají umístěna tak, aby byla kvalita podzemních vod chráněna před negativními vlivy z povrchu.

Jímací území Uhlířské Janovice je umístěno v jižní (horní) části zájmového povodí Výrovky. Skalním podložím jsou metamorfity Kutnohorského krystalinika. V databázi surové vody jsou zaneseny koncentrace z roku 2003. Průměrné koncentrace (místa ovlivněné úrovní meze detekce) niklu tu dosáhly  $2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmia  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olova pod  $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , rtuti pod mezí detekce analytického stanovení, arsenu  $6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

Jímací území Chvatliny je umístěno v centrální části zájmového povodí Výrovky. V databázi surové vody jsou uvedeny koncentrace z roku 2018. Koncentrace zájmových kovů a arsenu však v tomto případě stanoveny nebyly.

Jímací území Horní Kruty je umístěno v jihozápadní části zájmového povodí Výrovky. Geologické podloží tvoří metamorfity Kutnohorského krystalinika, převážně migmatity. V databázi surové vody jsou zaneseny koncentrace z roku 2003 až 2019. Průměrné koncentrace (místa ovlivněné úrovní meze detekce) niklu tu dosáhly  $1,36 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmia  $0,36 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , mědi  $5,25 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olova  $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , rtuti  $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , arsenu  $0,9 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Jako jednotky jsou v zápisu pro zájmové kovy a arsen (bezpochyby chybně) uvedeny mg/l.

Jímací území Ždánice je umístěno v západní části zájmového povodí Výrovky, geologicky v křídových a kvartérních sedimentech, další část hydrogeologického povodí leží v permokarbonských sedimentech. V databázi surové vody jsou zaneseny koncentrace z roku 2003 až 2019. Průměrné koncentrace (místa ovlivněné úrovní meze detekce) niklu tu dosáhly  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmia  $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , mědi  $2,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olova  $0,35 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , rtuti  $0,063 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , arsenu  $0,375 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Jako jednotky jsou v zápisu pro zájmové kovy a arsen (bezpochyby chybně) uvedeny mg/l.

Jímací území Kouřim - Bulánka je umístěno při západní hranici zájmového povodí Výrovky. Leží v permokarbonských sedimentech. V databázi surové vody jsou zaneseny koncentrace z roku 2003 až 2012. Průměrné koncentrace (místa ovlivněné úrovní meze detekce) niklu tu dosáhly  $2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , kadmia  $1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , mědi  $9 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , olova  $3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , rtuti pod mezí detekce analytického stanovení, arsenu  $2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

### **5.3.2.2. Těžba (aktuální i historická)**

Vedle základního horninového složení mohou mít na geogenní pozadové koncentrace podzemních a neznečištěných povrchových vod vliv i další faktory. V obecné rovině se jedná například o výskyt rudních ložisek a metalogenetických anomálií obecně (např. Bernard a Pouba et al., 1986). Rudní ložiska a metalogenetické anomálie mohou mít řádově vyšší koncentrace zájmových kovů a arsenu a mohou významně ovlivnit jejich koncentrace v podzemních a povrchových vodách.

Přímo ve vymezeném zájmovém území – povodí Výrovky nejsou, podle databází vedených Českou geologickou službou evidována žádná ložiska rud ani informace o historické těžbě. Nejsou zde evidována ani úložná místa těžebních odpadů (s výjimkou těžebních odpadů po těžbě stavebních surovin. Surovinový informační systém ČGS SurIS uvádí v zájmovém území pouze evidovaná ložiska stavebních surovin (cihlářské suroviny, stavební kámen) a ložisko amfibolitu Libodřice.

V širším okolí zájmového území jsou z Kutnohorského krystalinika známá významná rudní ložiska v okolí Kutné hory, která způsobují nejen vyšší koncentrace v minulosti těžených kovů (Ag, Pb, Cu, Zn ap.), ale i vysoké koncentrace arsenu v půdách a v podzemní vodě jako následek historické těžby a ukládání těžebních odpadů. V permokarbonských sedimentech Blanické brázdy se lokálně vyskytují drobná ložiska a metalogenetické výskyty minerálů mědi (např.

Satran a Ilavský, 1968), které způsobují zvýšené koncentrace mědi i ve vodách. Významným historickým zdrojem emisí těžkých kovů byla těžba a úprava polymetalických rud a navazující metalurgické provozy v oblasti Příbramska. V současnosti může jako zdroj přicházet v úvahu větrná eroze kontaminovaných půd v této oblasti.

### **5.3.2.3. Plošné zdroje ze zemědělské půdy**

Půdy povodí Výrovky se vyvíjejí na různých matečných substrátech. V horní části povodí převažují lesní a zemědělské půdy vznikající převážně na dvojslídém migmatitu až ortorule (západní břeh) a dvojslídém svoru (východní břeh). Na menších výměřích jsou matečnou horninou spraše a sprašové hlíny. Ve střední části povodí Výrovky převládají půdy na spraších a sprašových hlínách a na menších výměřích na výstupech dvojslídých migmatitů až ortorul. V dolní části povodí Výrovky půdy vznikaly na poměrně mladých fluvialních sedimentech a místy na navátých píscích z konce poslední doby ledové (ČGS 2024). Kromě metamorfovaných hornin (svory, ruly, migmatity) je možné předpokládat, že matečné horniny mohou obsahovat potenciálně jen malé množství toxických prvků.

Významným zdrojem těžkých kovů v oblasti povodí může být aplikace hnojiv a dalších látek (sedimentů a upravených kalů na zemědělské půdě) a to zejména v minulosti.

Aplikace těchto látek je upravena v platné legislativě, zejména v zákonech č. 156/1998 Sb., o hnojivech a č. 541/2020 Sb., o odpadech, a v jejich prováděcích předpisech.

Obsah rizikových prvků včetně těžkých kovů v minerálních a statkových hnojivech, rostlinných biostimulantech a substrátech a podmínky jejich použití určuje Vyhláška 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva. V minerálních hnojivech jsou z těžkých a toxických kovů limitovány obsahy Cd, Pb, Hg, As, a Cr, ve statkových a organických hnojivech dále Cu, Ni a Zn.

Pozornost kontaminaci půd těžkými kovy byla věnována již v minulosti, zejména v případě kadmia a v souvislosti s jeho relativně vysokými obsahy v některých umělých fosforečných hnojivech (Roberts 2014; Suciú et al. 2022; Vácha et al. 2002). Důvodem bylo riziko přestupu do zemědělské produkce a kontaminace potravin, případně potravního řetězce (Podlesakova et al. 2002). Ze stejného důvodu je věnována pozornost také obsahu těžkých kovů ve statkových hnojivech, upraveném čistírenském kalu (Casova et al. 2009; Vácha et al. 2006) a sedimentům odtěženým ve vodních tocích a nádrží (Vácha et al. 2011).

Rizika zjištěných koncentrací toxických prvků v zemědělských půdách hodnotí Vyhláška č. 153/2016 Sb. (MŽP 2016), která stanoví tzv. „preventivní hodnoty“ obsahů rizikových prvků a sumu 12 PAU, při jejichž dosažení je třeba provést podrobný průzkum půd lokality a zamezit dalšímu zvyšování obsahu prvků dosahujících indikační hodnoty do půdy hnojivy nebo aplikací dalších přípravků na půdy a plodiny. Při zjištění vyšších obsahů toxických prvků dosahujících tzv. „indikačních hodnot“ je již ohrožena produkční funkce půdy, růst rostlin a hygienická nezávadnost plodin.

Výsledky průzkumu obsahu rizikových prvků v zemědělských půdách ČR udává ÚKZÚZ (2024) formou mapových záznamů v Kartogramech obsahů vybraných rizikových prvků v zemědělských půdách České republiky (<https://eagri.cz/public/portal/ukzuz/puda-a-vyziva-rostlin/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/registr-kontaminovanych-ploch-2/kartogramy-obsahu-vybranych-rizikovych-prvku-v-zemedelskych-pudach-ceske-republiky>).

Mapy udávají zjištěné obsahy toxických prvků v půdách v kategoriích kvartilů obsahu prvků vztahované k preventivním hodnotám (100 %) stanovených Vyhláškou 153/2016 Sb.

**As:** Kartogram obsahu As udává v horní a dolní části povodí Výrovky v zemědělských půdách do 10 mg.kg<sup>-1</sup>. Ve střední části povodí, zhruba na spojnici Říčany - Kutná Hora, se udává převaha pozemků s vyššími obsahy As, mezi 10,2 a 20,0 mg.kg<sup>-1</sup>. Zvýšené množství As ve střední části povodí Výrovky nemá oporu v geochemii matečných hornin. Důvodem zvýšeného obsahu As v půdách mohou být vstupy As zaváděné do půdy zemědělskými podnitky hnojivy, půdními kondicionéry nebo přípravky na ochranu plodin. Dalším důvodem může být dlouhodobá atmosférická depozice As z dálkového transportu prachu unášeného větrné erozí z oblastí As zrudnění (např. Tehov) v oblasti výskytu granitů na Říčansku nebo erozí materiálu hald a půdního prachu z oblasti bývalé těžby polymetalických rud (Kaňk) u Kutné hory. Významným zdrojem As emisí je spalování hnědého uhlí s vyšším podílem arsenopyritu a jejich dálkový transport např. z oblasti pražské aglomerace, tepelné elektrárny Chvaletice, dřívějších kovohutí na Příbramsku, u Mníšku pod Brdy nebo ze zrudnění od Tehova u Říčan. Hlavní směr dálkového znečištěného ovzduší je hlavně z emisních zdrojů západně od povodí. V povodí Výrovky převládají západní a jihozápadní směry větrů, nejmenší frekvence mají větry severních až severovýchodních směrů

**Cd:** Kartogram obsahu Cd v zemědělských půdách udává pro střední část povodí Výrovky zvýšené obsahy Cd mezi 0,250 a 0,375 mg.kg<sup>-1</sup>, zřídka až 0,50 mg.kg<sup>-1</sup>. V dolní a horní části povodí se pro zemědělské půdy udávají obsahy Cd nižší, maximálně do 0,25 mg.kg<sup>-1</sup>. Zvýšené obsahy Cd v půdách střední části povodí nejsou způsobeny typem matečných hornin. Zvýšené obsahy Cd byly v minulosti známy u fosfátů používaných pro výrobu hnojiv. Lze ale předpokládat, že aplikace fosforečných hnojiv byly v podobných dávkách aplikovány na půdy i jiných částech povodí. V současnosti používaná fosforečná hnojiva obsahují velmi malé množství Cd, podstatně větší vstupy Cd jsou při aplikaci hnojení čistírenskými kaly. Podobně jako u As, dlouhodobé vstupy Cd do půd střední části povodí Výrovky mohou pocházet z dálkového transportu od současných a dřívějších emisních zdrojů působících v oblasti pražské aglomerace, v okolí Příbrami nebo u Kutné Hory.

**Hg:** Pro zemědělské půdy celého povodí Výrovky se udávají malé obsahy Hg do 0,075 a jen výjimečně až do 0,150 mg.kg<sup>-1</sup>, což je skoro 3× méně než zákonná preventivní hodnota. Obsah Hg v půdách se může rychle měnit např. v závislosti na formě Hg, počasí, obsahu organické hmoty v půdě a míře její kyselosti. Zdrojem Hg pro půdy povodí Výrovky mohou být aplikace čistírenských kalů nebo v minulosti používání fungicidů na bázi Hg. Hg se uvolňuje do ovzduší spalováním uhlí v průmyslových a domácích topeništích.

**Pb:** Kartogramy obsahu Pb v zemědělských půdách udávají nízké obsahy Pb do 30, výjimečně, hlavně ve střední části povodí až 45 mg.kg<sup>-1</sup>. Hlavním zdrojem Pb pro zemědělské půdy povodí je aplikace čistírenských kalů. Podél pozemních komunikací do vzdálenosti 20–50 m mohou být v půdě uloženy staré zátěže Pb z provozu benzínových automobilů, protože do roku 2000 se u nás distribuoval benzín s přísadou olovených sloučenin jako antidetonátoru. Pb do půdy může vstupovat i z emisních zdrojů dálkovým přenosem transportované od průmyslových a domácích topenišť spalujících hnědé uhlí, případně z dřívějších zdrojů znečištění v oblasti Příbramska.

**Ni:** V celém povodí jsou obsahy Ni v půdách udávané jen do 25 mg.kg<sup>-1</sup>, výjimečně u několika pozemků ve střední části povodí až o 38 mg.kg<sup>-1</sup>. Matečné horniny v povodí Výrovky nejsou potenciálním zdrojem zvýšeného obsahu Ni v půdách, podobně jako u předešlých toxických kovů je třeba hledat vstupy Ni do půd aplikací čistírenských kalů a dlouhodobého spadu Ni transportovaného do povodí Výrovky dálkovým transportem z emisních zdrojů znečištění ovzduší v pražské aglomeraci, v okolí Příbrami nebo Kutné Hory či elektrárny Chvaletice.

Kartogramy dalších toxických prvků (Be, Cr, V a Zn) udávají v půdách střední části povodí výskyty vyšších obsahů toxických prvků než v půdách horní a dolní části povodí Výrovky. Matečné horniny zřejmě nejsou zdrojem výše uvedených prvků v půdách. Důvodem mohou být aplikace čistírenských kalů v různých částech povodí a atmosférické spady prvků přinášenými do povodí dálkovým transportem z emisních zdrojů v pražské aglomeraci, na Příbramsku a v okolí Kutné Hory.

#### 5.3.2.4. **Bodové zdroje z urbanizovaného území**

Dešťová voda je většinou těžkých kovů jen velmi málo znečištěná. V dešti se vůbec nevyskytovaly Cd a Ni nad mezí stanovitelnosti a jen v ojedinělých vzorcích As ( $1 \times$  těsně nad MS) a Cu (pouze při jedné kampani s max.  $3,74 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Nejčastěji byly přítomny Pb (až  $3,1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , což je vyšší koncentrace než na odtoku z ČOV) a Zn, přičemž koncentrace Zn výrazně kolísaly (až  $34 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ).

Naopak, povrchový odtok ze všech sledovaných lokalit byl vysoce znečištěn Zn, Pb a Cu. s významným splachem na počátku deště (u Zn byla špička ještě i při max. odtoku). Ke konci odtoku klesla zpravidla koncentrace některých těžkých kovů pod MS. Nejvyšší průměrné i maximální koncentrace všech těžkých kovů byly ve vzorcích z frekventované ulice (EMC/max:  $2,68/5,91 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  As,  $0,17/0,78 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Cd,  $47,8/128 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Cu,  $5,6/23,8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Ni,  $71/192 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Pb,  $274/995 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Zn). V odtoku dešťovou kanalizací ze smíšené zástavby v Dobřichově byl při 4 kampaních zjištěn průměr koncentrací EMC těžkých kovů uvedený v kapitole o metodikách Tab. 4.2.3.

V prachu z ulic byla zjištěna přítomnost všech těžkých kovů kromě Hg. Nejvyšší koncentrace těžkých kovů (Cu, Pb a Zn) byly v prachu na frekventované ulici. Průměrné koncentrace v prachu ze všech ulic byly  $6,34 \text{ mg/kg}$  As,  $0,25 \text{ mg/kg}$  Cd,  $61,15 \text{ mg/kg}$  Cu,  $39,83 \text{ mg/kg}$  Ni,  $32,30 \text{ mg/kg}$  Pb a  $226,83 \text{ mg/kg}$  Zn.

V bezdeštné odpadní vodě se vyskytují všechny těžké kovy (Hg neanalyzována). Koncentrace (EMC) byly  $3,20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  As,  $0,19 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Cd,  $10,13 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Cu,  $4,49 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Ni,  $2,96 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Pb a  $130 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  Zn.

V sedimentu stokové sítě byly přítomny všechny těžké kovy kromě Hg. Sediment obsahuje z těžkých kovů zejména Zn, Pb, Cu a Ni. Koncentrace byly lokálně velmi různorodé a kromě Pb souvisí s obsahem organické hmoty a zrnitostí sedimentu. Průměrné koncentrace byly  $4,09 \text{ mg/kg}$  As,  $0,25 \text{ mg/kg}$  Cd,  $44,60 \text{ mg/kg}$  Cu,  $12,35 \text{ mg/kg}$  Ni,  $31,07 \text{ mg/kg}$  Pb a  $199,58 \text{ mg/kg}$  Zn.

Koncentrace As byly v přepadech z odlehčovací komory OKB na stokové síti mírně vyšší než v bezdeštném odtoku. Koncentrace Cd a Ni měly obdobný průběh jako koncentrace NL. Koncentrace Cu se v průběhu srážkového odtoku i po něm ve stokové síti mírně zvýšily. Koncentrace Pb byly vysoké po dobu zvýšených průtoků. Koncentrace těžkých kovů v odlehčené vodě byly v pořadí  $\text{Zn} \gg \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Cd}$ . Průměrné hodnoty koncentrací těžkých kovů v přepadech jsou uvedeny v Tab. 4.2.3.

V čistírenském kalu byly přítomny všechny těžké kovy – jako v jediné pevné matici i Hg. Průměrné koncentrace ze 3 odběrů byly  $2,4 \text{ mg/kg}$  As,  $0,7 \text{ mg/kg}$  Cd,  $121 \text{ mg/kg}$  Cu,  $0,3 \text{ mg/kg}$  Hg,  $15 \text{ mg/kg}$  Ni,  $96 \text{ mg/kg}$  Pb a  $551 \text{ mg/kg}$  Zn.

Těžké kovy jsou na ČOV velmi účinně odstraňovány kromě As. V odtoku ČOV nebylo přítomno Cd; Pb se vyskytovalo jen v 50 % vzorků. Průměrné účinnosti odstraňování na ČOV byly pro Cd

63 %, Cu 52 %, Ni 49 %, Pb 84 % a Zn 88 %. Průměrné koncentrace těžkých kovů na odtoku z ČOV jsou uvedeny v Tab. 4.2.3

Formy těžkých kovů: Na přítoku ČOV převažuje nerozpuštěná forma těžkých kovů, kromě As, který je rozpuštěný. Ve více než 50% rozpuštěné formě se vyskytovaly Cd (>67 %) a Ni (55 %), nejméně rozpuštěné formy je u Zn (10 %), Pb (13 %) a Cu (26 %). Na odtoku ČOV je podíl rozpuštěné formy významnější, a to Cu 51 %, Ni 88 %, Pb 39 %, Zn 33 %. As prochází ČOV nezměněn, Cd nebylo detekováno.

#### 5.3.2.4.1. Látkové toky Pečky

Průměrné roční látkové toky těžkých kovů z dílčích zdrojů (OK, ČOV, DK) v urbanizovaném povodí Pečky jsou uvedeny v Tab. 5.3.1.

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
<b>voda</b>	m <sup>3</sup> /rok	781	13 186	42 516	56 483	264 861	78 323	399 900
<b>As</b>	g/rok	2	42	105	149	745	120	1 015
<b>Cd</b>	g/rok	0	6	12	18	x	13	30
<b>Cu</b>	g/rok	16	275	683	974	1550	435	2 959
<b>Ni</b>	g/rok	9	145	298	452	928	134	1 513
<b>Pb</b>	g/rok	26	447	1 003	1 476	490	213	2 180
<b>Zn</b>	g/rok	477	8 060	16 782	25 319	3 415	5 414	34 148

Tab. 5.3.1 Látkové toky těžkých kovů z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22

Vyhodnocena byla jednak významnost znečištění z případů z OK v porovnání s odtokem ČOV (Tab. 5.3.2) a jednak významnost všech zdrojů znečištění, tedy i dešťové kanalizace (Tab. 5.3.3).

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV
<b>voda</b>	%	0,2	4,1	13,2	17,6	82,4
<b>As</b>	%	0,2	4,7	11,7	16,7	83,3
<b>Cd</b>	%	0,0	33,3	66,7	100,0	0,0
<b>Cu</b>	%	0,6	10,9	27,1	38,6	61,4
<b>Ni</b>	%	0,7	10,5	21,6	32,8	67,2
<b>Pb</b>	%	1,3	22,7	51,0	75,1	24,9
<b>Zn</b>	%	1,7	28,1	58,4	88,1	11,9

*Tab. 5.3.2. Procentuální zastoupení vnosu těžkých kovů z přepadů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22). Červeně podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 50 %*

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace
voda	%	0,2	3,3	10,6	14,1	66,3	19,6
As	%	0,2	4,1	10,4	14,7	73,5	11,8
Cd	%	0,0	19,4	38,7	58,1	0,0	41,9
Cu	%	0,5	9,3	23,1	32,9	52,4	14,7
Ni	%	0,6	9,6	19,7	29,9	61,3	8,9
Pb	%	1,2	20,5	46,0	67,7	22,5	9,8
Zn	%	1,4	23,6	49,1	74,1	10,0	15,9

Tab. 5.3.3 Procentuální zastoupení vnosu těžkých kovů z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22), červeně podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 50 % a zeleně tam, kde jsou zdroje zhruba stejně významné

Odtok ČOV je významným zdrojem především As (cca 74 %), Cu (přes 50 %) a Ni (přes 60 %); přičemž tyto těžké kovy jsou na odtoku ČOV převážně v rozpuštěné formě. Přepady z odlehčovacích komor, které činí 14 % vypouštěné vody v povodí aglomerace Pečky, jsou dominantním zdrojem především Cd (téměř 60 %), Pb (cca 68 %) a Zn (cca 74 %). Nejvýznamnější je vnos těžkých kovů obtokem ČOV. Dešťová kanalizace, kterou odtéká 20 % vody, značně přispívá ke znečištění povrchových vod Cd (cca 42 %), ale i dalšími těžkými kovy, zejména Cu (15 %) a Zn (16 %).

#### 5.3.2.4.2. Látkové toky povodí Výrovky

Průměrné roční látkové toky těžkých kovů z obcí v povodí Výrovky s jednotnou kanalizací a jejich OK a ČOV jsou uvedeny v Tab. 5.3.4 a podíly OK a ČOV na vnosu těžkých kovů v Tab. 5.3.5.

		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
voda	m <sup>3</sup> /rok	47152	255535	17233	94598	53123	285285	28041	153685
As	g/rok	123	718	45	266	139	802	73	432
Cd	g/rok	14	x	5	x	16	x	9	x
Cu	g/rok	802	1495	293	553	903	1669	477	899
Ni	g/rok	368	894	134	331	414	998	219	538
Pb	g/rok	1208	473	442	175	1361	528	719	284
Zn	g/rok	20636	3294	7542	1219	23249	3677	12272	1981

Tab. 5.3.4 Vnos těžkých kovů z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)



		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
voda	%	18	82	18	82	18	82	18	82
As	%	15	85	14	86	15	85	14	86
Cd	%	100	0	100	0	100	0	100	0
Cu	%	35	65	35	65	35	65	35	65
Ni	%	29	71	29	71	29	71	29	71
Pb	%	72	28	72	28	72	28	72	28
Zn	%	86	14	86	14	86	14	86	14

Tab. 5.3.5 Podíl OK a ČOV na vnosu těžkých kovů z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22), červeně podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 50 %

V obcích s jednotnou kanalizací je odtok ČOV nejvýznamnějším vnosem As (85 %), Cu (65 %) a Ni (71 %), zatímco přepady z OK jsou dominantním zdrojem především Cd (100 %), Pb (72 %) a Zn (86 %).

Průměrný roční vnos těžkých kovů ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů (tj. ze všech OK, ČOV a DK) v povodí Výrovky je uveden v Tab. 5.3.6 a jejich podíly v Tab. 5.3.7.

		OK	ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
voda	m <sup>3</sup> /rok	145 550	927 806	655 933	1 729 289
As	g/rok	380	2 608	1 004	3 992
Cd	g/rok	44	x	105	149
Cu	g/rok	2 475	5 428	3 640	11 543
Ni	g/rok	1 135	3 245	1 122	5 502
Pb	g/rok	3 730	1 718	1 784	7 232
Zn	g/rok	63 699	11 954	45 338	120 991

Tab. 5.3.6 Vnos těžkých kovů ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

		OK	ČOV	OK	ČOV	Dešťová kanalizace
voda	%	13,6	86,4	8,4	53,7	37,9
As	%	12,7	87,3	9,5	65,3	25,1
Cd	%	100,0	0,0	29,5	0,0	70,5
Cu	%	31,3	68,7	21,4	47,0	31,5
Ni	%	25,9	74,1	20,6	59,0	20,4
Pb	%	68,5	31,5	51,6	23,8	24,7
Zn	%	84,2	15,8	52,6	9,9	37,5

Tab. 5.3.7 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu těžkých kovů (průměr za r. 2021-22), červeně podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 50 %

Významnost dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky ohledně vnosu těžkých kovů se liší pro různé kovy: odtok ČOV je nejvýznamnějším zdrojem As (65 %), Cu (47 %) a Ni (59 %), zatímco přepady z OK dominují vnosu Pb (52 %) a Zn (52 %) a dešťová kanalizace vnosu Cd (70 %). Odlehčovací komory jsou zhruba 20-30% zdrojem Cd, Cu a Ni a dešťová kanalizace 20-40% zdrojem As, Cu, Ni, Pb a Zn.

### 5.3.2.5. Atmosférická depozice (podle dat ČHMÚ, monitoringu srážek a podle biomonitoringu)

#### 5.3.2.5.1. TK v mechu a humusu povodí Výrovky

Celkové obsahy As, Cd, Hg, Ni a Pb zjištěné v mechu a humusu v povodí Výrovky udávají Tab. 5.3.8 a Tab. 5.3.9.

Plocha č.	As		Cd		Hg		Ni		Pb	
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
1	0,194	0,183	0,147	0,122	0,032	0,034	1,17	1,50	1,60	1,75
2	0,181	0,196	0,139	0,119	0,029	0,038	1,61	3,63	1,46	1,87
3	0,251	0,247	0,149	0,126	0,035	0,032	1,60	1,25	1,67	1,60
4	0,190	0,408	0,103	0,115	0,029	0,036	1,17	3,98	1,60	1,79
5	0,630	0,279	0,121	0,126	0,036	0,042	1,94	2,24	2,64	2,25
6	0,607	0,245	0,142	0,085	0,040	0,033	1,39	1,57	2,99	1,68
7	0,240	0,248	0,198	0,202	0,041	0,049	1,19	1,33	2,02	2,11
8	0,409	0,227	0,064	0,056	0,022	0,033	1,19	2,33	1,62	1,39
9	0,241	0,286	0,112	0,099	0,028	0,031	1,21	1,00	1,41	1,67
10	0,215	0,203	0,104	0,111	0,030	0,032	1,43	1,64	1,50	1,56
<b>průměr</b>	<b>0,316</b>	<b>0,252</b>	<b>0,128</b>	<b>0,116</b>	<b>0,032</b>	<b>0,036</b>	<b>1,390</b>	<b>2,047</b>	<b>1,851</b>	<b>1,767</b>
<b>s.d.</b>	<b>0,172</b>	<b>0,064</b>	<b>0,036</b>	<b>0,037</b>	<b>0,006</b>	<b>0,006</b>	<b>0,259</b>	<b>1,016</b>	<b>0,541</b>	<b>0,257</b>
<b>medián</b>	<b>0,241</b>	<b>0,246</b>	<b>0,130</b>	<b>0,117</b>	<b>0,031</b>	<b>0,034</b>	<b>1,300</b>	<b>1,605</b>	<b>1,610</b>	<b>1,715</b>
<b>m.a.d.</b>	<b>0,049</b>	<b>0,037</b>	<b>0,019</b>	<b>0,009</b>	<b>0,004</b>	<b>0,002</b>	<b>0,130</b>	<b>0,480</b>	<b>0,130</b>	<b>0,135</b>

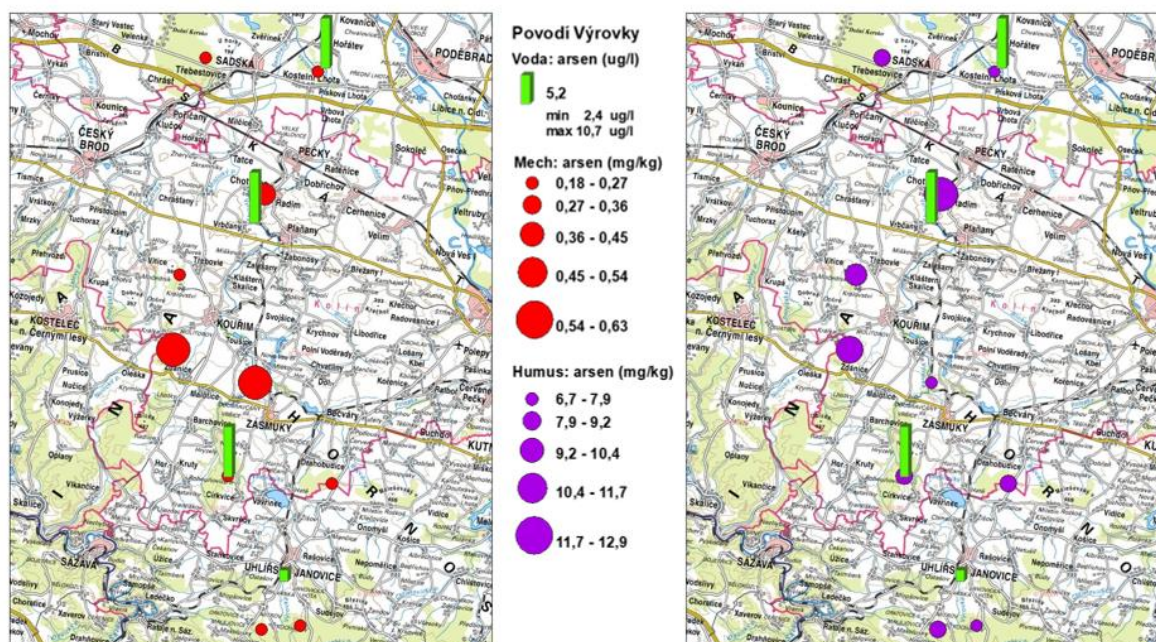
Tab. 5.3.8 Celkové obsahy vybraných prvků v mechu *Pleurozium schreberi* ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) v roce 2021 a 2022

Plocha č.	As		Cd		Hg		Ni		Pb	
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
1	8,39	7,31	0,405	0,294	0,462	0,411	12,5	9,57	69,2	48,4
2	6,73	4,45	0,368	0,310	0,453	0,342	11,7	9,01	63,5	38,5
3	8,21	5,94	0,379	0,461	0,288	0,297	7,94	13,9	40,8	38,2
4	8,89	9,13	0,529	0,329	0,364	0,378	16,0	10,5	59,5	56,3
5	11,5	10,8	0,639	0,620	0,478	0,345	22,5	17,0	86,4	49,8
6	7,41	6,59	0,409	0,448	0,369	0,434	12,2	11,2	53,1	56,7
7	10,4	9,75	0,465	0,557	0,363	0,303	13,0	10,4	54,3	39,3
8	12,9	10,8	0,353	0,321	0,318	0,337	15,3	14,0	47,0	43,4
9	7,19	6,24	0,256	0,154	0,232	0,189	6,37	4,71	27,0	20,8
10	8,52	7,42	0,262	0,202	0,230	0,184	9,42	7,56	31,9	25,6
<b>průměr</b>	<b>9,014</b>	<b>7,843</b>	<b>0,407</b>	<b>0,370</b>	<b>0,356</b>	<b>0,322</b>	<b>12,69</b>	<b>10,79</b>	<b>53,27</b>	<b>41,70</b>
<b>s.d.</b>	<b>1,989</b>	<b>2,174</b>	<b>0,116</b>	<b>0,149</b>	<b>0,090</b>	<b>0,083</b>	<b>4,577</b>	<b>3,512</b>	<b>17,76</b>	<b>11,91</b>
<b>medián</b>	<b>8,455</b>	<b>7,365</b>	<b>0,392</b>	<b>0,325</b>	<b>0,364</b>	<b>0,340</b>	<b>12,35</b>	<b>10,45</b>	<b>53,70</b>	<b>41,35</b>
<b>m.a.d.</b>	<b>1,155</b>	<b>1,595</b>	<b>0,056</b>	<b>0,132</b>	<b>0,083</b>	<b>0,410</b>	<b>2,940</b>	<b>2,165</b>	<b>11,35</b>	<b>7,750</b>

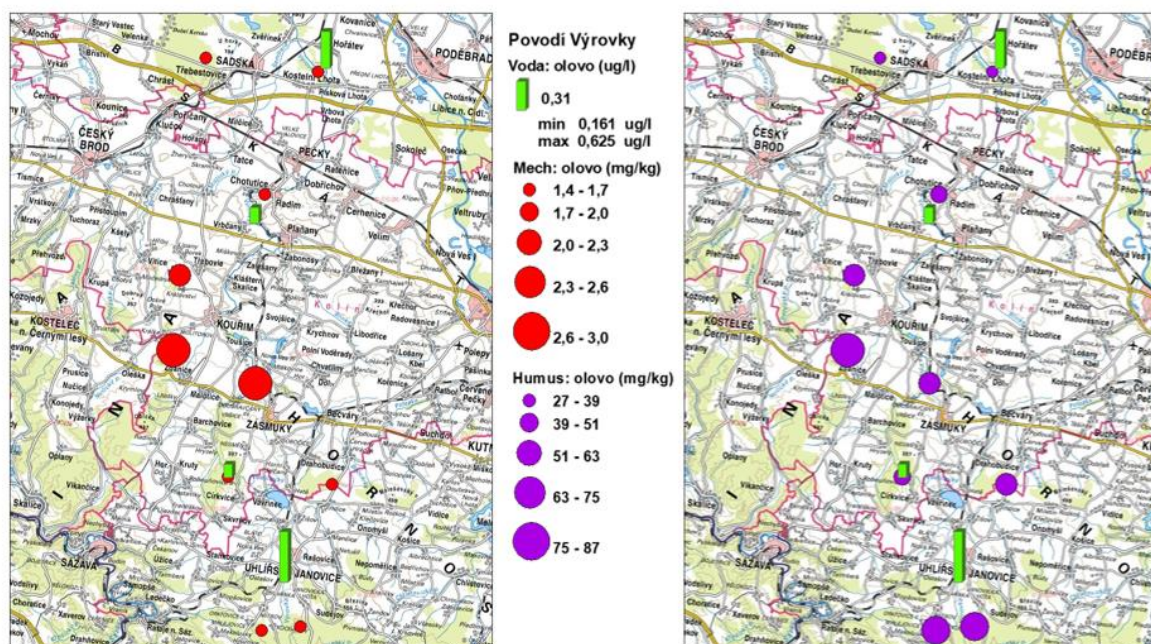
Tab. 5.3.9 Celkové obsahy vybraných prvků v lesním humusu ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) v roce 2021 a 2022

Nejvyšší obsahy toxických prvků v mechu a humusu byly zjišťovány hlavně ve střední části povodí, zatímco u pramene a ústí Výrovky byly koncentrace těchto prvků nižší. Mediány obsahu prvků v mechu byly v roce 2022 o 2–23 % vyšší než v roce 2021 s výjimkou o 11 % vyšší obsah Cd v roce 2021 než v roce 2022. V povodí Výrovky je poměrně malý podíl lesnatosti, proto významný podíl atmosférického spadu tvoří prach erodovaný z polí a zpevněných povrchů. V roce 2022 lze předpokládat vyšší spady prachových částic než v roce 2021 vzhledem k vyšším průměrným ročním teplotám (kolem 10,0 °C) v roce 2022 proti roku 2021 (8,7 °C) za srovnatelných ročních úhrnů srážek (660 a 620 mm).

Nejvyšší obsahy TK vykazoval mech z lokalit 5 a 7 ve střední části povodí, nejmenší obsahy mech ze severního okraje povodí, popřípadě v jižní části povodí u pramene Výrovky. Podobně nejvyšší obsahy, TK v humusu byly zjišťovány na lokalitě 5, 4 a 7, přičemž nejnižší množství TK bylo naměřeno na lokalitě 9, 2 a 10. Popsaný stav graficky dokládají Obr. 5.3.1 pro As a Obr. 5.3.2 pro Pb. Analýzy bioindikátorů ukazují, že zvýšené atmosférické spady TK ve střední části a nízké spady v severní a jižní části povodí Výrovky působí nejen aktuálně, ale evidentně posledních několika desetiletí.



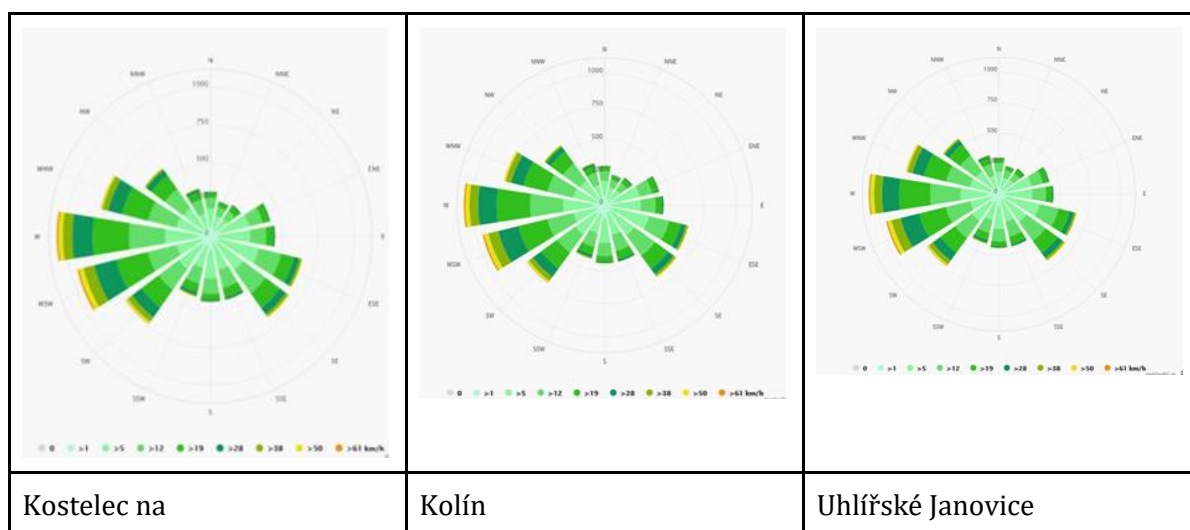
*Obr. 5.3.1 Distribuce celkového As v mechu (vlevo) a lesním humusu (vpravo) a ve vodě Výrovky v roce 2021*



*Obr. 5.3.2 Distribuce celkového Pb v mechu (vlevo) a lesním humusu (vpravo) a ve vodě Výrovky v roce 2021*

V národních programech bioindikace úrovní atmosférických spadů analýzami mechu bylo zjištěno, že obsahy TK v mechu se statisticky významně snižují s růstem rozlohy lesů a průkazně se zvyšují s růstem výměry orné půdy a rozlohy urbanizovaných ploch v okruhu 5 km kolem místa odběru analyzovaného vzorku mechu (např. Sucharová et al. 2008, p. 79). Proto důvodem

bioindikovaných vyšších aktuálních úrovní atmosférického spadu TK ve střední části povodí je zřejmě kromě snížené účinnosti filtrace prašného znečištění malou rozlohou lesů hlavně v území povodí nejvyšší hustota osídlení (<https://www.czso.cz/documents/10180/20539281/m21003.gif/ead46af7-4f98-4d54-b1ef-d05791c7a156?version=1.1&t=1429184088903>) a tomu odpovídající nárůst emisí z antropogenních zdrojů, jako jsou domácí a firemní topeniště a zvýšená produkce emisí automobilů podél hustší sítě pozemních komunikací. K atmosférické depozici v povodí Výrovky přispívá i dálkový transport TK ze vzdálenějších významnějších emisních zdrojů. Větrné růžice ukazují (Obr. 5.3.2.3), že v celém povodí Výrovky převažuje západní proudění vzduchu, méně často proudění východních směrů a nejméně časté je severní proudění. Západně od povodí Výrovky jsou koncentrována topeniště a dopravní síť východní části pražské aglomerace. Z okolí Říčán lze částečně uvažovat o transportu erodovaných částic z půdních pokryvů zvětrávajících žul se zvýšeným obsahem některých TK nebo z lokálního zrudnění např. As u Tehova (Suchara et al. 2017). Jihozápadně od povodí Výrovky se nachází významné dřívější zdroje emisí v oblasti Příbramska a v okolí Mníšku pod Brdy. Východně od povodí Výrovky jsou lokalizovány větší městské aglomerace Kolín, Kutná Hora a Čáslav se zvýšeným znečištěním ovzduší z lokálních domácích a průmyslových topenišť a silniční sítě. Od Kutné Hory lze předpokládat i transport TK obsažených v prachu původem z odvalů bývalých dolů na polymetalické rudy (např. důl Turkaňk). Dalším významným zdrojem TK může být dálkový transport prachu z popílkovišť uhelné elektrárny Chvaletice. V červenci 2022 po dobu 25 dní hořely lesy v Českosaském Švýcarsku a zplodiny hoření v některých dnech byly zřejmě dálkovým přenosem transportovány i na území povodí Výrovky.



Obr. 5.3.3 Větrné růžice pro Kostelec n. Č. L., Kolín a Uhlířské Janovice (Meteoblue AG 2024)

5.3.2.5.2. Kontaminace těžkými kovy v okolí pozemních komunikací

Zjištěné celkové obsahy TK v mechu a humusu podél souběžných komunikací II/611 a D11 v roce 2023 shrnuje Tab. 5.3.10. Zjištěné obsahy TK v mechu a humusu kolem silnice a dálnice byly v souladu s daty z podobných studií (např. Kim et al. 1998; Grigalavičienė et al. 2005; Zechmeister et al. 2005; Korzeniewska 2022).

2023	As		Cd		Hg		Ni		Pb	
	mech	humus	mech	humus	mech	humus	mech	humus	mech	humus
<b>II/611 sever</b>										
5 m	0,291	5,17	0,113	0,341	0,042	0,247	1,87	9,21	2,56	50,8
10 m	0,235	5,95	0,108	0,313	0,034	0,245	1,39	7,54	1,58	47,3
25 m	0,189	5,23	0,086	0,251	0,026	0,194	1,38	6,65	1,26	30,8
50 m	0,398	6,55	0,077	0,259	0,032	0,145	1,06	6,16	1,72	23,0
100 m	0,254	5,55	0,114	0,281	0,041	0,194	1,52	5,83	1,65	19,2
200 m	0,254	3,38	0,111	0,313	0,046	0,176	1,66	5,38	1,82	16,2
800 m	0,263	5,28	0,071	0,216	0,042	0,288	1,29	7,19	1,95	43,3
<b>II/611 jih</b>										
5 m	0,501	6,89	0,112	0,241	0,033	0,182	3,47	8,93	2,65	40,3
10 m	0,248	4,33	0,114	0,385	0,031	0,229	1,49	7,68	1,72	26,8
25 m	0,278	4,91	0,113	0,303	0,039	0,235	1,62	7,40	2,07	21,5
50 m	0,270	6,15	0,113	0,197	0,043	0,230	1,61	6,72	1,99	23,3
100 m	0,343	3,88	0,104	0,160	0,037	0,130	1,25	3,94	2,47	11,4
200 m	0,210	5,54	0,106	0,408	0,031	0,239	1,26	7,11	1,53	20,3
800 m	0,338	3,25	0,098	0,228	0,043	0,123	1,69	4,47	3,27	11,9
<b>Dálnice D11 sever</b>										
5 m	0,649	3,79	0,183	0,130	0,048	0,073	2,99	7,25	28,5	15,2
10 m	1,034	4,43	0,106	0,229	0,058	0,157	2,90	5,61	16,9	21,5
25 m	0,613	3,89	0,125	0,214	0,055	0,151	2,11	5,37	16,3	17,0
50 m	0,388	3,90	0,124	0,309	0,053	0,172	1,85	5,46	10,5	18,1
100 m	0,249	5,71	0,121	0,223	0,042	0,211	1,34	7,12	5,70	23,8
200m	0,333	3,25	0,110	0,228	0,040	0,123	1,70	4,47	4,22	11,9
500 m	0,338	3,25	0,098	0,228	0,043	0,123	1,69	4,47	3,27	11,9
<b>Dálnice D 11 jih</b>										
5 m	0,523	n.a.	0,107	n.a.	0,033	n.a.	2,21	n.a.	5,99	n.a.
10 m	0,521	3,67	0,148	0,169	0,035	0,060	2,06	7,96	9,17	14,9
25 m	0,518	5,73	0,095	0,345	0,033	0,139	1,70	6,71	11,2	29,5
50 m	0,267	3,34	0,129	0,292	0,034	0,216	1,26	5,14	13,6	24,0
100 m	0,356	3,95	0,124	0,210	0,042	0,164	1,48	4,73	27,0	22,8
200 m	0,418	4,24	0,118	0,339	0,039	0,230	1,54	5,80	36,6	36,6
500 m	0,231	6,30	0,098	0,170	0,031	0,181	1,19	6,04	5,73	46,1

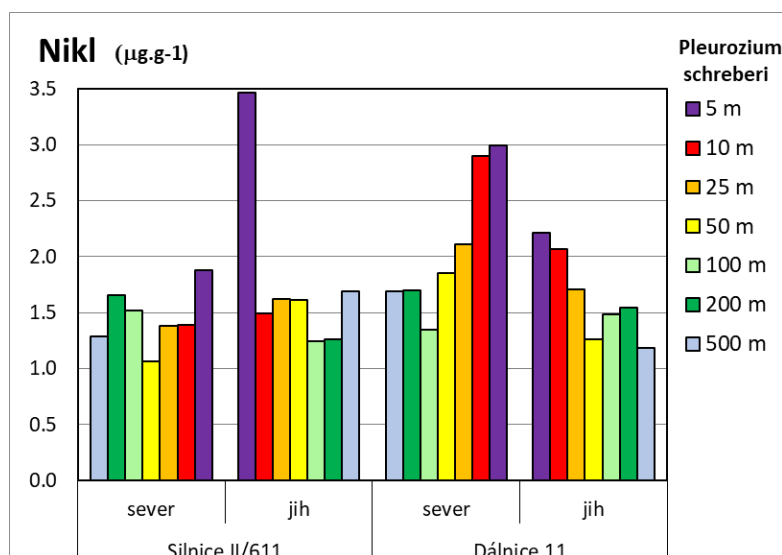
Tab. 5.3.10 Celkové obsahy vybraných toxických kovů v mechu a lesním humusu (mg.kg-1) u silnice II/611 a dálnice D11

Přes určitou variabilitu atmosférické depozice TK v lese (vliv heterogenity podkorunových a mezikorunových spadů TK) analýzy bioindikátorů ukazují trend poklesu TK v mechu i humusu jako ukazatel aktuálních a dlouhodobě akumulovaných spadů TK u silnice. Zvýšení obsahu některých TK v mechu a humusu v 5 m jižně II/611 proti severnímu okraji vozovky je zřejmě způsoben vlivem zemního valu na jižním okraji vozovky, který ztěžuje šíření emisí od vozovky jižním směrem. Naopak zvýšení obsahu některých TK 800 m jižně od II/611 je zřejmě způsoben dosahem znečištění od D11 asi 500 m jižně od výše uvedené společné kontrolní lokality pro obě komunikace. Hlavní zóna kontaminace lesa od silnice II/611 dosahuje zhruba do vzdálenosti 50 m od okraje vozovky. Pro ochranu povrchových vod je nejdůležitější zabránit přímého vstupu

vod odtékajících od okolí komunikací se zvýšeným obsahem fulvokyselin a erodovaného lesního humusu do vodotečí.

U dálnice D11 v okolí asi 10 m od vozovky byly stromy vykáceny a během stavby dálnice vytvořen nový terén (odstranění původního lesního půdního pokryvu a upravení ca 8 m vysokého svahu podél severního okraje dálnice). Zajímavý je vyšší obsah některých TK v mechu na vysokém, náspu u severního okraje dálnice proti jižnímu okraji (Obr. 5.3.2.4) podobně jako v okolí náspu u okraje vozovky II/611 jih, kde jsou zřejmě zhoršené rozptylové podmínky a koncentrace emisí v ovzduší a jejich spady se tak zvyšují.

Na místech upraveného terénu bezprostředně u dálnice ještě nedošlo k plné obnově původních podmínek lesního ekosystému. Neroste zde ještě mech *Pleurozium schreberi* a prakticky humusový horizont Oh se ještě nevytvořil, nebo je jen několik mm silný. To činí problém odebrat materiál humusu srovnatelný s místy více vzdálenými od okraje dálnice a získat porovnatelné obsahy TK a PAU v bezprostředním sousedství vozovky dálnice, kde lze teoreticky předpokládat nejvyšší úroveň spadu emisí z dopravy. Přes heterogenitu spadů v lese a síly vrstev humusu byl indikován pokles aktuální a dlouhodobé depozice TK asi 100 m od dálnice. Jižní okraj lesa u dálnice je bohužel ovlivněn spady TK z průmyslové zóny a střelnice situovaných při severovýchodním okraji Poříčan. Podobně jako u II/611 je rizikem pro znečištění vodotečí nekontrolovaný tok vody z povrchu dálnice a jejího okolí.



Obr. 5.3.4 Obsah celkového Ni v mechu v různých vzdálenostech od silnice II/611 a dálnice D11 v roce 2023

### 5.3.2.5.3. Těžké kovy naměřené v atmosférické depozici v průběhu projektu

V období od července 2021 do října 2022 bylo na dvou lokalitách v pilotním povodí sledováno složení atmosférických srážek z hlediska obsahu těžkých kovů. Popis kampaně je uveden v Kapitole 4.1.3.1. Výsledky jsou uvedeny v tabulce (Tab. 5.3.11).

Některé kampaně byly z důvodu nedostatku srážek spojené, zejména v zimním období. V tabulce jsou vidět víceméně stabilní koncentrace těžkých kovů ve srážkách. Výrazné zvýšení koncentrací (násobné až řádové) včetně dosažení extrémních hodnot bylo zaznamenáno v období leden/únor až březen/duben 2022. Toto období bylo spojeno s epizodami přechodu mraku písku ze Sahary přes území ČR.





Datum	srážky (mm)	Ni			As			Pb			Cd			Hg		
		pole	les		pole	les		pole	les		pole	les		pole	les	
		bulk	bulk	throughfa	bulk	bulk	throughfa	bulk	bulk	throughfa	bulk	bulk	throughfa	bulk	bulk	throughfa
19.07.2021	124,00	0,18	0,17	0,76	0,124	0,096	0,417	0,18	0,13	0,18	0,013	0,007	0,029			
18.08.2021	45,90	0,52	0,35	0,93	0,162	0,054	0,418	1,99	0,35	1,01	0,019	0,034	0,091			
16.09.2021	42,20	0,24	0,14	1,04	0,015	0,018	0,381	0,15	0,13	1,01	0,003	0,015	0,098			
20.10.2021	36,10	0,08	0,12	1,60	0,066	0,074	0,58	0,29	0,18	1,10	0,007	0,017	0,115			
22.11.2021	21,50	0,30			0,149			1,19			0,017			0,010		
20.12.2021	25,10	0,50			0,159			0,37			0,016					
18.01.2022	30,6	0,27	0,22	1,00		0,145	0,709	0,49	0,28	1,35		0,017	0,166		0,021	0,034
22.02.2022	12,90	18,0	1,24		0,801	0,327		1,55	1,76		0,070	0,061				
21.03.2022	9,60		86,9			0,664			6,43			0,086				
27.04.2022	36,80	10,6	0,141	5,06	15,4	0,332	3,30	9,80	1,03	3,34	2,663	0,040	0,220	1,555	0,130	0,131
25.05.2022	38,50															
27.06.2022	55,70	0,624	0,355	1,45	0,240	0,119	0,443	0,367	0,296	1,23	0,019	0,014	0,067			0,070
26.07.2022	91,60	0,060	0,098	1,64	0,102	0,097	2,13	0,153	0,129	1,16	0,009	0,004	0,050			0,065
29.8.2022	110,60	0,204	0,229	0,680	0,244	0,190	0,335	0,465	0,440	0,804	0,054	0,017	0,047			0,053
26.9.2022	33,10	0,431	0,345	0,984	0,134	0,100	0,473	0,339	0,511	1,04	0,016	0,023	0,080			
25.10.2022	26,60	0,108	0,594	2,21	0,117	0,154	0,627	0,342	1,09	1,62	0,012	0,018	0,071			
průměrná koncentrace 11/2021-1		3,10	10,01	1,86	1,93	0,24	1,15	1,51	1,33	1,50	0,32	0,03	0,10			
srážek 11/2021-1	492,6															

Tab. 5.3.11 Měřené srážky a koncentrace celkových kovů ve srážkách v pilotním povodí. Hodnoty jsou v  $\mu\text{g.l}^{-1}$

Na základě stanovených srážek a koncentrací kovů ve srážkách s prašným spadem (typ bulk) na volném prostranství (pole) byl vypočten přibližný atmosférický spad na plochu povodí Výrovky (viz Tab. 5.3.12).

	As	Cd	Ni	Pb
celkový spad v povodí Výrovky (kg)	169,42	28,61	192,12	141,70
celkový spad bez započítání extrémních měsíců (kg)	18,48	2,64	29,04	47,52
Podíl depozice připadající na extrémní měsíce	89%	91%	85%	66%

Tab. 5.3.12 Odhad celkové depozice těžkých kovů v povodí Výrovky

Z výsledků monitoringu je patrné, že pro celkovou depozici těžkých kovů mohou být rozhodující jednotlivé epizody spojené s dálkovým transportem přirozených prachových částic v atmosféře. V rámci těchto epizod spadlo v povodí 89 % z celkové depozice As, 91% celkové depozice Cd, 85 % celkové depozice Ni a 66 % celkové depozice Pb.

Je tedy možné konstatovat, že z dlouhodobého hlediska závisí celková depozice těžkých kovů v povodí Výrovky na četnosti a délce trvání epizod spojených s dálkovým transportem prachových částic z oblasti Sahary v atmosféře. V této souvislosti je nutné upozornit, že těžké kovy v atmosférické depozici nemusí nutně pocházet ze zdrojové oblasti prachových částic, ale mohou být na tyto částice sorbovány až v atmosféře.

### 5.3.2.6. Výsledky monitoringu toku v rámci projektu

Koncentrace těžkých kovů při pravidelných měsíčních odběrech vody v Plaňanech od června 2021 do října 2022 jsou uvedeny v Tab. 5.3.13. Průtoky v době odběru byly převzaty z hydrologické stanice Plaňany, kterou provozuje ČHMÚ. Na základě denních průtoků byl vypočten celkový roční odtok. Pro období 22.11.2021 -25.10.2022 bylo stanoven celkový odtok 10 250 271 m<sup>3</sup>. Celkový látkový odnos v tomto období pak je uveden v Tab. 5.3.14 spolu s průměrným podílem rozpuštěné složky v měsících, kdy byla tato sledována.

Datum odb.	průtok m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	As tok	As tok filtr	Cd tok	Cd tok filtr	Hg tok	Ni tok	Ni tok filtr	Pb tok	Pb tok filtr
19.07.2021	0,89	13,9		0,028		<0,006	6,53		1,86	
18.08.2021	0,24	9,04		0,014		<0,006	6,51		0,97	
16.09.2021	0,28	6,89	6,08	0,009	0,005	<0,006	5,57	5,94	0,47	0,10
20.10.2021	0,72	6,85		0,014		<0,006	4,14		0,79	
22.11.2021	0,19	5,157	4,393	0,010	0,006	0,021	6,52	6,43	0,46	0,12
20.12.2021	0,23	4,425	3,980	0,009	0,008	0,022	5,53	6,41	0,30	0,12
18.1.2022	0,19	4,32	3,57	0,011	0,006	<0,006	6,64	7,11	0,43	0,10
22.02.2022	0,58	3,06	2,38	0,012	0,021	<0,006	6,94	8,50	0,501	0,286
21.03.2022	0,31	4,47		0,011		<0,006	4,92		0,165	
27.04.2022	0,24	6,10		0,007		0,073	3,45		0,418	
25.05.2022	0,09	10,1		0,009		0,085	4,26		0,544	
27.06.2022	0,2	13,1		0,016		<0,006	3,20		0,872	
26.07.2022	0,08	10,9		0,010		0,055	3,23		0,651	

29.8.2022	0,48	8,97		0,032		<0,006	4,60		1,59	
26.9.2022	0,69	6,70		0,015		<0,006	1,74		1,04	
25.10.2022	0,78	7,24		0,014		0,053	3,01		0,786	
průměr	0,387	7,572	4,081	0,014	0,009	0,051	4,799	6,878	0,741	0,145
medián	0,240	6,850	4,187	0,011	0,006	0,021	6,510	6,421	0,469	0,109

Tab. 5.3.13 Měřené koncentrace v Plaňanech ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )

	As	Cd	Ni	Pb
celkový látkový odnos ( $\text{kg.rok}^{-1}$ )	72,15	0,13	46,16	6,63
látkový odnos na jednotku plochy $\text{kg.km}^{-2}.\text{rok}^{-1}$	0,2729	0,0005	0,1746	0,0251
podíl rozpuštěné části	85%	88%	110%	33%

Tab. 5.3.14 Výpočet látkového odnosu v profilu Plaňany

V rámci doplňujících kampaní byly stanoveny koncentrace těžkých kovů v místech pramenů (viz Kapitola 4.6). Výsledky těchto kampaní, uvedené v Tab. 5.3.15 odpovídají předpokladu, že podzemní voda/geologické podloží je významným zdrojem těchto látek v povrchových vodách.

		As	Cd	Ni	Pb
25.10.2022	PLA PZV 1	4,95	0,017	2,97	0,389
25.10.2022	PLA PZV 2	4,25	0,056	6,44	2,05
25.10.2022	PLA PZV 3	1,18	0,011	2,13	0,060
25.10.2022	PLA PZV 4	0,675	0,090	8,83	0,081
25.10.2022	PLA PZV 5	3,46	0,159	7,37	1,27
	průměr	2,90	0,07	5,55	0,77

Tab. 5.3.15 Koncentrace těžkých kovů v pramenící vodě ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )

Podíl odtoku podzemní vody na celkovém odtoku z povodí Výrovky byl odhadnut s využitím tzv. Base Flow Indexu (BFI), který dosahuje pro povodí Výrovky hodnoty 0,4. Celkový odtok podzemní vody z povodí v období od 22.11.2021 do 25.10.2022 dosahuje 4 100 108 m<sup>3</sup>.

Vnos těžkých kovů z horninového prostředí za hodnocené období je možné odhadnout z průměrné koncentrace v pramenech a celkového odtoku podzemní vody v úrovni 11,9 kg pro As, 0,29 kg pro Cd, 22,76 kg pro Ni a 3,16 kg pro Pb.

Posledním typem monitoringu byla analýza vody při srážkoodtokových událostech. V roce 2022 byly takto zachyceny směsné vzorky ze třech událostí - dvou slabších a jedné významnější. Odběrové kampaně jsou podrobně popsány v Kapitole 4.5.1. Výsledky těchto kampaní jsou shrnuty v Tab. 5.3.16.

Ukazuje se, že zatímco v případě arsenu jsou koncentrace jen mírně zvýšené při obou typech srážkové události - vliv eroze a přímého povrchového odtoku lze tedy považovat za malý, v případě ostatních kovů se koncentrace téměř nemění u méně výrazné srážky, zato významně rostou u větší srážky, která způsobila erozní událost.

V případě olova a kadmia se koncentrace zvyšuje až na desetinásobek průměrné hodnoty. Tato situace pravděpodobně indikuje akumulaci dočasně imobilizovaného olova a kadmia ve svrchní části půdního profilu, která je snáze erodovatelná, zatímco mobilnější arsen prochází povodím průběžně.

		As	Cd	Hg	Ni	Pb
08.06.2022	epizoda2	10,0	0,013	<0,006	3,53	0,716
29.06.2022	epizoda3	10,5	0,133	0,050	9,89	7,50
	roční průměr	7,039	0,013		4,503	0,647

Tab. 5.3.16 Koncentrace v profilu Plaňany v průběhu srážkoodtokových epizod ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )

### 5.3.3. Porovnání obsahu kontaminantů ve vodě se zdroji a jejich vývoj

Celkovou bilanci těžkých kovů pro hodnocené období shrnuje následující Tab. 5.3.17.

	As	Cd	Ni	Pb
Celkový spad v povodí Výrovky včetně extrémních depozic	169.42	28.61	192.12	141.7
Celkový spad bez započítání extrémních depozic	18.48	2.64	29.04	47.52
Urbanizované zdroje celkem	3.99	0.15	5.52	7.23
Podloží	11.89	0.29	22.76	3.16
<b>Zdroje celkem (bez extrémních depozic)</b>	<b>34.36</b>	<b>3.08</b>	<b>57.32</b>	<b>57.91</b>
<b>Zdroje celkem (včetně extrémních depozic)</b>	<b>185.30</b>	<b>29.05</b>	<b>220.40</b>	<b>152.09</b>
<b>Celkový látkový odnos</b>	<b>72.15</b>	<b>0.13</b>	<b>46.16</b>	<b>6.63</b>

Tab. 5.3.17 Bilance zdrojů a odnosů těžkých kovů z povodí Výrovky za hodnocené období (kg)

Z tabulky vyplývají následující skutečnosti:

- Hlavní podíl na zdrojích má atmosférická depozice (která se podílí na obsazích kovů v zemědělských půdách, ale částečně i zdrojích z urbanizovaného území). Je patrné, že z hlediska celkové bilance látek mají v současnosti dominantní vliv epizody spojené s dálkovým transportem prachových částic ze severní Afriky. V období bez těchto epizod je intenzita depozice přibližně o jeden řád nižší. Celkové deponované množství během těchto epizod je nejnižší v případě Cd (cca 29 kg) a nejvyšší v případě Ni (192 kg). Bez započtení epizod s dálkovým přenosem prachu je nejnižší depozice opět v případě Cd (2,6 kg), nejvyšší depozice je v případě Pb (47,5 kg).
- Vliv geologického podloží je možný v případě As a Ni, u kterých vnos do útvarů povrchové vody podzemní vodou dosahuje ročně přibližně 12, resp. 22 kg. Obecně vyšší mobilita těchto kovů může mít za následek částečné ovlivnění koncentrací těchto kovů v pramenech rovněž vlivem atmosférické depozice, případně dřívější aplikací čistírenských kalů a dnových sedimentů na zemědělskou půdu.
- Nejmenší absolutní vliv u všech kovů mají zdroje z urbanizovaného území. Výjimku představuje Pb, u kterého je vstup do vodního prostředí z antropogenních zdrojů přibližně dvojnásobný v porovnání s vlivem horninového podloží.
- Z porovnání zdrojů a látkového odnosu je patrné, že nejvyšší podíl odnosu na celkových zdrojích má As, u kterého bez započtení extrémních depozic dosahuje odnos přibližně dvojnásobku zdrojů (210 % zdrojů), při započtení extrémních depozic pak dosahuje 39 % všech zdrojů. Toto chování je pravděpodobně důsledkem vysoké mobility a minimálního

zadržení As v území. Odnos As z území pak odpovídá dlouhodobému průměru zdrojů, včetně extrémních depozic prachových částic ze vzdálených zdrojů.

- Relativně vysoký podíl odnosu na zdrojích je možné konstatovat rovněž v případě niklu (81 %, resp. 21 % při započtení extrémních depozic).
- Naopak, v případě Cd a Pb jsou podíly odnosu na celkových zdrojích velmi malé. V případě olova dosahuje odnos 11 %, resp. 4 % při započtení extrémních depozic, v případě kadmia je podíl odnosu na zdrojích pouze 4 %, resp. 0,4 %. Z uvedeného je patrné, že v povodí dochází pravděpodobně k imobilizaci a akumulaci uvedených kovů. Tento závěr je také v dobrém souladu s uváděnou vysokou účinností odstraňování Cd a Pb na komunálních ČOV. Současně zjevně dochází k imobilizaci a akumulaci Cd a Pb pocházejících z atmosférické depozice v povrchovém humózním horizontu půd. Zejména v případě Cd v zemědělských půdách rovněž nelze vyloučit ani historickou zátěž spojenou s používáním fosforečných hnojiv se zvýšeným obsahem kadmia v minulosti. Analytická data jednoznačně potvrzují zvýšené koncentrace Cd a Pb odtoku z území při srážkoodtokových událostech, spojených s erozí povrchových horizontů půd.
- K imobilizaci a akumulaci kovů (zejména Cd a Pb) pravděpodobně dochází i ve vodním prostředí vazbou na organické látky a ukládáním ve dnových sedimentech.

#### 5.3.4. Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku

Nejvýznamnějším zdrojem těžkých kovů v území je jednoznačně atmosférická depozice, zejména epizody spojené s dálkovým transportem prachových částic ze severní Afriky. Vliv těchto událostí na celkovou depozici je násobně (u As a Cd řádově) vyšší v porovnání s běžnými podmínkami atmosférické cirkulace. Za podmínek dálkového transportu prachových částic ze severní Afriky dominuje v depozici Ni, za běžných podmínek převažuje v depozici Pb.

Z urbanizovaných zdrojů mají největší podíl z hlediska vlivu na vodní prostředí emise Pb u horninového prostředí se jedná o As.

Arsen a částečně i nikl prostupují povodím bez zásadních vlivů imobilizačních procesů a je tedy možné předpokládat, že nedochází k jejich významnější akumulaci v povodí.

Naopak, olovo a kadmium vykazují při prostupu povodím velký potenciál z hlediska záchyty a akumulace. Je možné předpokládat jejich vazbu zejména na organickou hmotu (včetně kalů z čištění odpadních vod), humózní horizonty půd a dnové sedimenty vodních toků a zejména nádrží. Druhotné využití kalů a sedimentů na příklad na zemědělské půdě tak může zvyšovat míru zátěže těmito kovy.

Opatření na snížení vnosu těžkých v urbanizovaných povodích je zapotřebí cílit na zlepšení odstraňování Cu a Ni na ČOV a dále také na odlehčovací komory a dešťovou kanalizaci.

### 5.4. PAU

#### 5.4.1. Předpokládaná východiska

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) tvoří významnou skupinu látek, z nichž většina vykazuje nepříznivé účinky na vodní organismy a na člověka. Vzhledem ke své perzistenci mají tyto látky schopnost dlouho přetrvávat ve vodním prostředí. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES [Směrnice 2008/105/ES] ve znění směrnice 2013/39/EU [Směrnice 2013/39/EU] vybrané látky PAU zařadila na seznam prioritních látek, z nichž anthracen, benzo[a]pyren, benzo[b]fluoranthén, benzo[k]fluoranthén, benzo[g,h,i]perylen 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 [2000/60/ES], Článku 16 (Strategie proti znečišťování vod) je potřeba cíleně snižovat vypouštění, emise a úniky těchto látek, v případě prioritních nebezpečných látek se jedná dokonce o zastavení nebo postupné odstranění jejich vnosu do životního prostředí. Požadavky výše uvedených směrnic byly transponovány do nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.]

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou dlouhodobě jednou z nejčastějších příčin nedosahování dobrého chemického i ekologického stavu povrchových vod. V posledním hodnoceném tříletí 2019 až 2021 nevyhovělo nebo nebylo klasifikováno celkem 49 % útvarů povrchových vod v ukazateli fluoranthen a 77 % v ukazateli benzo[a]pyren. [Vyskoč a kol. 2024] Posledně jmenovaný ukazatel je problematický také z hlediska velice nízké hodnoty normy environmentální kvality (NEK) vyjádřené jako roční průměr (0,17 ng.l<sup>-1</sup>).

Polycyklické aromatické uhlovodíky lze nalézt ve všech složkách životního prostředí. Mohou pocházet z přirozených, ale zejména z antropogenních zdrojů.

Přirozeným zdrojem polycyklických aromatických uhlovodíků jsou sedimentární horniny s příměsí organické hmoty, zejména kaustobiolity, tj. hořlavé organogenní sedimenty, využívané jako fosilní paliva, přirozené požáry a vulkanická činnost.

Antropogenní emise PAU neprůmyslového charakteru vznikají cíleným vypalováním vegetace, emisemi z domácích topenišť, dopravou a kouřením. V průmyslu jsou dominantním zdrojem znečištění spalování uhlí a dřeva, výroba koksu, dehtu a asfaltu, hutě, cementárny a vybraná odvětví chemického průmyslu (katalytické krakování, výroba sazí) a také potravinářský průmysl.

Míra produkce PAU závisí na procesu spalování a druhu použitého paliva. Nejvyšší je při nedokonalém spalování, což se většinou děje v lokálních domácích topeništích. Mechanismus vzniku PAU zahrnuje dva procesy: pyrolýzu a pyrosyntézu. Primární emise PAU do ovzduší převažují v plynné fázi, poměrně rychle ale dochází k jejich sorpci na jemné prachové částice při ochlazování spalin. Rychlost sorpce závisí na molekulové hmotnosti jednotlivých PAU. Podle vybraných charakteristik fyzikálně-chemických vlastností (Henryho konstanta, rozdělovací koeficienty Kow, Koc) můžeme PAU rozdělit na:

- nízkomolekulární (152 až 178 g.mol<sup>-1</sup>) – acenaften, acenaftylen, anthracen, fenanthren 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). [Holoubek, 1996]

Toto rozdělení je důležité, protože výše uvedené skupiny PAU mají rozličné chování v prostředí. Rozdíl je v rozmezí až několika řádů. Čím vyšší molekulová hmotnost, tím snazší a rychlejší je vazba na jemné částice.

Při spalování uhlí vznikají především fenanthren (přes 50 %), méně významně anthracen a fluoranthen, málo benzo[a]pyren (0,5 až 2,4 %). [Holoubek, 1996] Produktem spalování jsou i deriváty PAU, především nitroaromáty.

V atmosféře dochází k rozkladu především nízkomolekulárních PAU slunečním zářením. Vysokomolekulární PAU jsou sorbovány na částice o různé velikosti. Čím menší částice, tím delší degradační čas (až několik týdnů) a tím i delší doba setrvání PAU v atmosféře. Z atmosféry jsou PAU suchou a mokrou depozicí vnášeny do dalších složek životního prostředí. Vysokomolekulární

PAU vzhledem k 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 jako důsledku nižší expozice slunečním zářením.

Z atmosféry se PAU suchou a mokrou depozicí dostávají na vegetaci a zemský povrch. Na zemědělsky obhospodařovaných půdách PAU pronikají do hlubších vrstev půdy, v ostatních případech zůstávají v povrchových vrstvách. Nízkomolekulární PAU částečně zpětně odtékávají do atmosféry nebo se rozkládají fotochemickými procesy. Přítomná je i biodegradace působením mikroorganismů, která je převládajícím faktorem eliminace primárních vysokomolekulárních PAU.

Do vegetace z půdy a z atmosféry přecházejí zvláště nízkomolekulární PAU s 2–3 aromatickými jádry, a to kořenovým systémem i listy, tvoří až 80 % sumy PAU. Relativně vysoká koncentrace naftalenu v plodinách je dána jeho vyšší rozpustností ve vodě. [Shang a kol., 2015] Zejména vysokomolekulární PAU jsou intenzívně sorbovány na povrchu vegetace a půdní organickou hmotou. Sorpce organickou hmotou má za následek významné zpomalení (retardaci) prostupu PAU půdní pokrývkou a možnou akumulaci těchto látek v sedimentech bohatých organickou složkou. Erozními splachy z půd, vegetací a ze zpevněných povrchů komunikací a městských aglomerací se PAU dostávají do povrchových vod. Tento typ přenosu v terestrických systémech v českých podmínkách dominuje nad přímým spadem na volnou hladinu povrchových vod. Vysokomolekulární PAU se ve vodě přednostně vážou na jemné částice nerozpuštěných látek a ve 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, kromě fotodegradčních procesů i míra mikrobiálního oživení vodního prostředí. Přítomné rozpuštěné organické látky (DOM-dissolved organic matter) urychlují degradaci nízkomolekulárních PAU. [Shang a kol., 2015]

Plošné zdroje se týkají širších oblastí, odkud jsou znečišťující látky uvolňovány a následně deponovány na zemský povrch. Tento pojem zahrnuje rozptýlené emisní zdroje, které se neomezují na konkrétní bod, ale jsou rozšířeny na větší ploše, jako jsou sídla, průmyslové oblasti nebo zemědělské regiony. V případě atmosférické depozice PAU je důležité pochopit tyto plošné zdroje pro efektivní monitorování a regulaci jejich emisí.

Plošné zdroje PAU, jejichž přenos se děje prostřednictvím atmosférické depozice:

1. Urbanizované oblasti:

- Doprava: Automobily, autobusy a nákladní automobily produkují PAU při spalování benzínu a nafty. PAU z výfukových plynů se usazují podél komunikací; šířka pásu je závislá na povětrnostních podmínkách. Dominantním zdrojem emisí PAU jsou starší vznětové motory.
- Domácí topeniště: Spalování fosilních paliv, dřeva a dalších organických materiálů v domácnostech přispívá k emisím PAU zejména v zimních měsících.

2. Průmyslové oblasti:

- Průmyslové procesy: Výroba železa a oceli, výroba cementu, rafinace ropy a chemický průmysl. Tyto procesy probíhají v rozsáhlých průmyslových areálech, což z nich činí významné plošné zdroje emisí.
- Energetika: Spalování fosilních paliv ale i biopaliv v elektrárnách a teplárnách, emise PAU se mohou šířit na velké vzdálenosti.

- Spalovny odpadů
- 3. Zemědělské oblasti:
  - Pálení zbytků plodin, pálení zahradního odpadu, cílené vypalování suché trávy (je zakázáno).
  - Emise z dopravní a zemědělské techniky.
- 4. Přírodní zdroje:
  - Přirozené lesní požáry a požáry způsobené lidskou činností: mohou pokrývat rozsáhlé oblasti s místním až přeshraničním transportem emisí.
  - Vulkanická činnost: I když jsou vzácnější, vulkanické erupce mohou emitovat PAU do atmosféry s globálním transportem v atmosféře (není relevantní pro ČR).

## **5.4.2. Zjištění projektu**

### **5.4.2.1. Bodové zdroje z urbanizovaného území**

Bodové zdroje z urbanizovaného území byly v projektu řešeny ve dvou pilotních územích – jednak v Pečkách, kde probíhal intenzivní monitoring a následně vytvořeného srážko-odtokového modelu urbanizovaného povodí a pak v pilotním území Výrovky, kde se vycházelo jednak ze získaných poznatků v Pečkách a z dostupných dat.

#### **5.4.2.1.1. Zjištění z Peček**

Zjištění z Peček lze rozdělit do dvou částí – jednak výsledky z monitoringu a z látkových odnosů, díky kterým bylo možné zjistit podíly jednotlivých polycyklických aromatických uhlovodíků z vypouštění z ČOV, přepady z odlehčovacích komor jednotné kanalizace a z oddílné dešťové kanalizace.

#### **Zjištění z monitoringu**

V dešti se vůbec nevyskytovaly naftalen a acenaften. Naopak ve všech vzorcích deště byly vždy přítomny fenanthren, fluoranthen a pyren. Benzo(a)anthracen, chrysen, benzo(b)-fluoranthen, benzo(k)-fluoranthen, benzo(a)-pyren, benzo(g,h,i)perylene a dibenzo(a,h)anthracen se vyskytovaly pouze v topné sezóně s maximem při nejvyšší intenzitě deště; otázkou však je, zda jejich výskyt nesouvisí spíše s intenzitou deště než s topnou sezónou. Jejich koncentrace totiž v podstatě kopírovaly průběh intenzity deště. Nejintenzivněji byly deštěm vymývány benzo(a)anthracen, chrysen, benzo(b)fluoranthen a benzo(a)pyren (poměr max/min koncentrace > 10).

PAU v povrchovém odtoku mají původ jak ve splachu suché depozice z povodí, tak ve vymývání atmosféry intenzivnějšími srážkami, protože po splachu povodí jsou koncentrace v dešti a v povrchovém odtoku stejné. V povrchovém odtoku byl na všech lokalitách vždy pod mezí stanovitelnosti acenaften, při některých kampaních rovněž anthracen a naftalen. Nejvyšší koncentrace PAU ze všech lokalit se vyskytovaly na frekventované ulici, kde byly nejvíce přítomny fluoranthen (0,174 µg/l), pyren (0,170 µg/l), fenanthren (0,140 µg/l) a benzo(a)anthracen (0,095 µg/l) (průměr EMC). Na lokalitách v obytné zástavbě byly koncentrace všech detekovaných PAU v povrchovém odtoku vyšší v topné sezóně, přičemž největší rozdíly byly u benzo(a)anthracenu, indeno(1,2,3-cd)pyrenu a naftalenu.

V prachu z ulic byla detekována všechna PAU. Průměrné koncentrace v prachu ze všech ulic a všech kampaní byly nejvyšší pro fluoranthen (0,250 mg/kg), pyren (0,207 mg/kg),



benzo(a)anthracen (0,214 mg/kg) a benzo(g,h,i)perylene (0,219 mg/kg). V topné sezóně se nejvyšší koncentrace většiny PAU kromě naftalenu a fenanthrenu (tj. vysokomolekulárních PAU benzo(a)anthracen, chrysen, benzo(b)fluoranthren, benzo(k)fluoranthren, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene, dibenzo(a,h)anthracen a indeno(1,2,3-cd)pyren) vyskytovaly na ulici v obytné zóně.

V bezdeštné odpadní vodě bylo z 15 PAU vždy přítomno 7: naftalen (0,182 µg/l), fenanthren (0,178 µg/l), fluoranthren (0,073 µg/l), pyren (0,044 µg/l), benzo(a)anthracen (0,031 µg/l), benzo(b)fluoranthren (0,009 µg/l) a benzo(g,h,i)perylene (0,011 µg/l) (EMC); ostatní jen v některých vzorcích.

V sedimentu stokové sítě byla detekována všechna PAU se značnými lokálními rozdíly, Sediment obsahuje zejména fluoranthren (0,196 mg/kg), pyren (0,144 mg/kg), benzo(a)anthracen (0,185 mg/kg) a fenanthren (0,106 mg/kg) (průměrné koncentrace).

V odlehčené vodě se vyskytovala všechna PAU, jen naftalen, acenaften a fluoren a dibenzo(a,ha)anthracen byly při některých kampaních pod mezí stanovitelnosti. Většina PAU se chová jako nerozpuštěné látky a jejich koncentrace jsou v případech v důsledku zvržení a transportu sedimentů vyšší než v bezdeštném odtoku stokovou sítí. Nejvyšší koncentrace v odlehčené vodě u OKB na stokové síti byly zjištěny u fenanthrenu, fluoranthenu, naftalenu a pyrenu.

V čistírenském kalu byla detekována všechna PAU. Nejvyšší průměrné koncentrace byly u naftalenu (0,155 mg/kg), fenanthrenu (0,192 mg/kg), fluoranthenu (0,145 mg/kg) a pyrenu (122 mg/kg).

PAU jsou na ČOV velmi účinně odstraňovány. Na odtoku z ČOV byly vždy nad mezí stanovitelnosti jen 3 PAU: fenanthren, fluoranthren a pyren; další 2 PAU – naftalen a fluoren - byly nad mezí stanovitelnosti jen v jedné kampani. Průměrné koncentrace PAU na odtoku z ČOV jsou uvedeny v Tab. 4.2.3 Účinnosti odstraňování se výrazně lišily v obou kampaních: fenanthren (75 %, resp. 0 %), fluoranthren (83 %, resp. 56 %), pyren (63 %, resp. 7 %), naftalen (100%, resp. 39 %; u fluorenu nešlo vyhodnotit.

#### 5.4.2.1.2. Zjištění z látkových toků

Průměrné roční látkové toky PAU z dílčích zdrojů (OK, ČOV, DK) v urbanizovaném povodí Pečky jsou uvedeny v Tab. 5.4.1.

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
Voda	m <sup>3</sup> /rok	781	13 186	42 516	56 483	264 861	78 323	399 900
Naftalen	g/rok	0,1	1,6	4,6	6,3	8,7	1,8	16,8
Acenaften	g/rok	0,0	0,1	0,4	0,6	x	x	0,6
Fluoren	g/rok	0,0	0,5	1,7	2,2	2,3	0,3	4,8
Fenanthren	g/rok	0,2	2,9	7,1	10,1	6,8	2,4	19,3
Anthracen	g/rok	0,0	0,3	0,5	0,8	x	x	0,9
Fluoranthren	g/rok	0,2	3,7	6,3	10,2	3,4	2,0	15,8
Pyren	g/rok	0,1	2,1	4,1	6,2	3,7	1,7	11,7
benzo(a)anthracen	g/rok	0,1	1,9	2,7	4,7	x	1,4	6,1
Chrysen	g/rok	0,1	1,4	2,0	3,5	x	0,9	4,4
benzo(b)fluoranthren	g/rok	0,1	1,4	1,9	3,4	x	1,0	4,4
benzo(k)fluoranthren	g/rok	0,1	0,9	1,1	2,0	x	0,5	2,6
benzo(a)pyren	g/rok	0,1	1,5	2,0	3,6	x	1,1	4,7
benzo(g,h,i)perylene	g/rok	0,1	1,1	1,6	2,8	x	1,2	4,0

dibenzo(a,h)anthracen	g/rok	0,0	0,3	0,4	0,7	x	0,2	0,9
indeno(1,2,3-cd)pyren	g/rok	0,1	1,2	1,6	2,8	x	1,3	4,2

Tab. 5.4.1 Látkové toky PAU z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22

Vyhodnocena byla jednak významnost znečištění z případů z OK v porovnání s odtokem ČOV (Tab. 5.4.1) a jednak významnost všech zdrojů znečištění, tedy i dešťové kanalizace (Tab. 5.4.2).

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV
Voda	%	0,2	4,1	13,2	17,6	82,4
Acenaften	%	0,0	16,7	66,7	100,0	0,0
Fluoren	%	0,0	11,1	37,8	48,9	51,1
Fenanthren	%	1,2	17,2	42,0	59,8	40,2
Anthracen	%	0,0	37,5	62,5	100,0	0,0
Fluoranthren	%	1,5	27,2	46,3	75,0	25,0
Pyren	%	1,0	21,2	41,4	62,6	37,4
benzo(a)anthracen	%	2,1	40,4	57,4	100,0	0,0
Chrysen	%	2,9	40,0	57,1	100,0	0,0
benzo(b)fluoranthren	%	2,9	41,2	55,9	100,0	0,0
benzo(k)fluoranthren	%	5,0	45,0	55,0	100,0	0,0
benzo(a)pyren	%	2,8	41,7	55,6	100,0	0,0
benzo(g,h,i)perylene	%	3,6	39,3	57,1	100,0	0,0
dibenzo(a,h)anthracen	%	0,0	42,9	57,1	100,0	0,0
indeno(1,2,3-cd)pyren	%	3,6	42,9	57,1	100,0	0,0

Tab. 5.4.2 Procentuální zastoupení vnosu PAU z případů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22)

Vysvětlivky: Červeně jsou podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 50 % a zeleně tam, kde jsou zdroje zhruba stejně významné

		OKA	OKB	OKC	Suma OK	Odtok ČOV	Dešťová kanalizace
Voda	%	0,2	3,3	10,6	14,1	66,3	19,6
Naftalen	%	0,6	9,5	27,4	37,5	51,8	10,7
Acenaften	%	0,0	16,7	66,7	100,0	0,0	0,0
Fluoren	%	0,0	10,4	35,4	45,8	47,9	6,3
Fenanthren	%	1,0	15,0	36,8	52,3	35,2	12,4
Anthracen	%	0,0	37,5	62,5	100,0	0,0	0,0
Fluoranthren	%	1,3	23,7	40,4	65,4	21,8	12,8
Pyren	%	0,9	18,1	35,3	53,4	31,9	14,7
benzo(a)anthracen	%	1,6	31,1	44,3	77,0	0,0	23,0
Chrysen	%	2,3	31,8	45,5	79,5	0,0	20,5
benzo(b)fluoranthren	%	2,3	31,8	43,2	77,3	0,0	22,7
benzo(k)fluoranthren	%	4,0	36,0	44,0	80,0	0,0	20,0
benzo(a)pyren	%	2,1	31,9	42,6	76,6	0,0	23,4
benzo(g,h,i)perylene	%	2,5	27,5	40,0	70,0	0,0	30,0
dibenzo(a,h)anthracen	%	0,0	33,3	44,4	77,8	0,0	22,2
indeno(1,2,3-cd)pyren	%	2,4	29,3	39,0	68,3	0,0	31,7

Tab. 5.4.3 Procentuální zastoupení vnosu PAU z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22)

Vysvětlivky: Červeně jsou podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 45 % a zeleně tam, kde jsou zdroje zhruba stejně významné

Nejvýznamnějším zdrojem PAU v povodí aglomerace Pečky jsou přepady z OK, které činí 14 % vypouštěné vody. Významnost se mírně liší pro jednotlivé PAU v závislosti na míře jejich odstraňování na ČOV. OK jsou 100% zdrojem acenaftenu a anthracenu, které v odtoku ČOV ani v povrchovém odtoku nebyly vůbec detekovány a 50-80% zdrojem všech dalších PAU kromě naftalenu (cca 38 %) a fluorenu (cca 46%). Nejvýznamnější je vnos PAU obtokem ČOV. Odtok z ČOV dominuje vnosu naftalenu (52 %) a fluorenu (48 %) a přispívá cca 20-35 % vnosu fenanthrenu, fluoranthenu a pyrenu. Dešťová kanalizace přispívá ke znečištění povrchových vod většinou PAU kromě acenaftenu a anthracenu do výše cca 30 %.

Tyto bilance jsou sice zatíženy značnou nejistotou ohledně koncentrací jednotlivých zdrojů, avšak i při jejich zohlednění se zjištění příliš neliší. Při nižších koncentracích v přepadech OK a v odtoku dešťovou kanalizací může být nejvýznamnějším zdrojem vnosu některých PAU odtok z ČOV (naftalen, fluoren, fenanthren, pyren), naopak při vyšších koncentracích v přepadech a v odtoku dešťovou kanalizací stoupá význam OK jako zdroje PAU.

#### 5.4.2.1.3. Látkové toky povodí Výrovky

Průměrné roční látkové toky PAU z obcí v povodí Výrovky s jednotnou kanalizací a jejich OK a ČOV jsou uvedeny v Tab. 5.4.4 a podíly OK a ČOV na vnosu PAU v Tab. 5.4.5.

		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
voda	m <sup>3</sup> /rok	47152	255535	17233	94598	53123	285285	28041	153685
naftalen	g/rok	5,2	8,4	1,9	3,1	5,9	9,4	3,1	5,1
acenaften	g/rok	0,5	x	0,2	x	0,5	x	0,3	x
fluoren	g/rok	1,8	2,3	0,7	0,9	2,1	2,6	1,1	1,4
fenanthren	g/rok	8,3	6,6	3,0	2,5	9,3	7,4	4,9	4,0
anthracen	g/rok	0,7	x	0,2	x	0,8	x	0,4	x
fluoranthren	g/rok	8,2	3,3	3,0	1,2	9,3	3,7	4,9	2,0
pyren	g/rok	5,1	3,6	1,9	1,3	5,7	4,0	3,0	2,2
benzo(a)anthracen	g/rok	3,7	x	1,4	x	4,2	x	2,2	x
chrysen	g/rok	2,8	x	1,0	x	3,1	x	1,6	x
benzo(b)fluoranthren	g/rok	2,7	x	1,0	x	3,0	x	1,6	x
benzo(k)fluoranthren	g/rok	1,6	x	0,6	x	1,8	x	0,9	x
benzo(a)pyren	g/rok	2,8	x	1,0	x	3,2	x	1,7	x
benzo(g,h,i)perylene	g/rok	2,2	x	0,8	x	2,5	x	1,3	x
dibenzo(a,h)anthracen	g/rok	0,6	x	0,2	x	0,6	x	0,3	x
indeno(1,2,3-cd)pyren	g/rok	2,2	x	0,8	x	2,5	x	1,3	x

Tab. 5.4.4 Vnos PAU z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za rok 2021- 22)

		Kouřim		Plaňany		Uhlířské Janovice		Zásmuky	
		OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV	OK	ČOV
Voda	%	18	82	18	82	18	82	18	82
Naftalen	%	38	62	38	62	38	62	38	62
Acenaften	%	100	0	100	0	100	0	100	0
Fluoren	%	45	55	44	56	45	55	44	56
Fenanthren	%	56	44	55	45	56	44	55	45

Anthracen	%	100	0	100	0	100	0	100	0
Fluoranthren	%	71	29	71	29	71	29	71	29
Pyren	%	59	41	58	42	59	41	58	42
benzo(a)anthracen	%	100	0	100	0	100	0	100	0
Chrysen	%	100	0	100	0	100	0	100	0
benzo(b)fluoranthren	%	100	0	100	0	100	0	100	0
benzo(k)fluoranthren	%	100	0	100	0	100	0	100	0
benzo(a)pyren	%	100	0	100	0	100	0	100	0
benzo(g,h,i)perylene	%	100	0	100	0	100	0	100	0
dibenzo(a,h)anthracen	%	100	0	100	0	100	0	100	0
indeno(1,2,3-cd)pyren	%	100	0	100	0	100	0	100	0

Tab. 5.4.5 Podíl OK a ČOV na vnosu PAU z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za rok 2021-22)

Vysvětlivky: Červeně jsou podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 50 % a zeleně tam, kde jsou zdroje zhruba stejně významné

Ve všech obcích s jednotnou kanalizací jsou nejvýznamnějším vnosem PAU přepady z OK (56 - 100 %), kromě naftalenu a fluorenu které jsou více obsaženy v odtocích ČOV (62, resp. 55 %).

Průměrný roční vnos PAU ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů (tj. ze všech OK, ČOV a DK) v povodí Výrovky je uveden v Tab. 5.4. 6 a jejich podíly v Tab. 5.4.7.

		OK	ČOV	Dešťová kanalizace	Celkem
Voda	m <sup>3</sup> /rok	145 550	927 806	655 933	1 729 289
Naftalen	g/rok	16,1	30,6	15,1	61,8
Acenaften	g/rok	1,5	x	x	1,5
Fluoren	g/rok	5,7	7,9	2,6	16,2
Fenanthren	g/rok	25,6	23,8	20,3	69,7
Anthracen	g/rok	2,1	x	x	2,1
Fluoranthren	g/rok	25,4	12,3	17,1	54,8
Pyren	g/rok	15,7	13,0	14,4	43,1
benzo(a)anthracen	g/rok	11,5	x	11,8	23,3
Chrysen	g/rok	8,5	x	7,2	15,7
benzo(b)fluoranthren	g/rok	8,3	x	8,5	16,8
benzo(k)fluoranthren	g/rok	4,9	x	4,6	9,5
benzo(a)pyren	g/rok	8,7	x	9,2	17,9
benzo(g,h,i)perylene	g/rok	6,9	x	9,8	16,7
dibenzo(a,h)anthracen	g/rok	1,7	x	1,3	3,0
indeno(1,2,3-cd)pyren	g/rok	6,9	x	11,2	18,1

Tab. 5.4.6 Vnos PAU ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za rok 2021-22)

		OK	ČOV	OK	ČOV	Dešťová kanalizace
voda	%	13,6	86,4	8,4	53,7	37,9
naftalen	%	34,5	65,5	26,1	49,5	24,4

acenaften	%	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0
fluoren	%	41,9	58,1	35,1	48,7	16,2
fenanthren	%	51,8	48,2	36,7	34,1	29,2
anthracen	%	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0
fluoranthren	%	67,4	32,6	46,4	22,5	31,1
pyren	%	54,7	45,3	36,4	30,1	33,5
benzo(a)anthracen	%	100,0	0,0	49,3	0,0	50,7
chrysen	%	100,0	0,0	54,1	0,0	45,9
benzo(b)fluoranthren	%	100,0	0,0	49,3	0,0	50,7
benzo(k)fluoranthren	%	100,0	0,0	51,6	0,0	48,4
benzo(a)pyren	%	100,0	0,0	48,6	0,0	51,4
benzo(g,h,i)perylene	%	100,0	0,0	41,2	0,0	58,8
dibenzo(a,h)anthracen	%	100,0	0,0	56,4	0,0	43,6
indeno(1,2,3-cd)pyren	%	100,0	0,0	38,2	0,0	61,8

Tab. 5.4.7 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu PAU (průměr za rok 2021-22)

Vysvětlivky: Červeně jsou podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 45 % a zeleně tam, kde jsou zdroje zhruba stejně významné

Na vnosu většiny PAU, které jsou v odtocích ČOV pod mezí stanovitelnosti (benzo(a)anthracen, chrysen, benzo(b)fluoranthren, benzo(k)fluoranthren, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene, dibenzo(a,h)anthracen, indeno(1,2,3-cd)pyren) se do povrchových vod v urbanizovaném povodí Výrovky zhruba stejným dílem podílejí přepady z OK a odtoky dešťovou kanalizací.

Na vnosu naftalenu, fluorenu, fenanthrenu, fluoranthenu a pyrenu participují všechny tři dílčí zdroje v urbanizovaném povodí, tj. vypouštění z ČOV, přepady z OK a odtoky dešťovou kanalizací.

Výlučným zdrojem acenaftenu a anthracenu jsou OK.

#### 5.4.2.2. Atmosférická depozice

Atmosférická depozice PAU byla zjišťována v mechu a humusu jednak obecně v povodí Výrovky a pak byl zjišťován v okolí pozemních komunikací.

V následujících tabulkách a grafech jsou pro jednotlivé sloučeniny PAU použity zkratky uvedené v Tab. 5.4.8.

Sloučenina	Zkratka	Sloučenina	Zkratka
Naftalen	Nap	Benzo(a)anthracen	B(a)A
Acenaftalen	Acy	Chrysen	Cry
Acenaften	Ace	Benzo(b)fluoranthren	B(b)F
Fluoren	Flu	Benzo(k)fluoranthren	B(k)F
Fenanthren	Phen	Benzo(a)pyren	B(a)P
Anthracen	Ant	Indeno(1,2,3-cd)pyren	IP
Fluoranthren	Flt	Dibenzo(a,h)anthracen	DB(a,h)A
Pyren	Pyr	Benzo(g,h,i)perylene	B(g,h,i)P

Tab. 5.4.8 Použité zkratky pro označení jednotlivých sloučenin PAU

5.4.2.2.1. PAU v mechu a humusu v povodí Výrovky

**Mech**

Výsledky stanovení PAU v mechu z povodí Výrovky v letech 2021 a 2022 jsou uvedeny v Tab. 5.4.9 a Tab. 5.4.10.

Plocha č.	Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F
1	4,48	1,79	0,734	5,67	8,58	17,9	10,6	6,31
2	4,54	1,94	0,912	5,46	6,28	17,8	8,96	5,69
3	4,78	1,85	0,950	6,39	8,53	25,2	14,3	7,28
4	4,70	1,52	0,740	4,51	6,53	23,1	13,0	6,06
5	2,55	1,31	0,532	2,80	5,08	14,0	6,42	4,23
6	3,48	1,44	0,594	3,71	6,23	20,5	8,08	4,26
7	3,09	1,65	0,842	7,24	9,80	30,4	14,0	8,71
8	4,37	1,66	0,744	8,04	7,56	21,2	10,1	6,20
9	2,79	1,43	0,684	3,39	6,66	18,0	11,6	5,26
10	2,68	2,05	0,478	4,56	8,22	23,0	9,66	6,18
průměr	3,746	1,664	0,721	5,177	7,347	21,110	10,67	6,018
s.d.	0,914	0,242	0,155	1,702	1,430	4,624	2,573	1,331
medián	3,925	1,655	0,737	5,010	7,110	20,85	10,35	6,120
m.a.d.	0,805	0,205	0,124	1,340	0,995	2,900	1,830	0,645

Tab. 5.4.9 Celkové obsahy PAU v mechu *Pleurozium schreberi* ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) na lesních plochách v roce 2021

Plocha č.	DB(ah)A	Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr	$\Sigma$ PAU
1	3,08	24,4	5,84	36,4	15,3	7,57	51,0	23,0	195
2	2,09	20,9	5,90	30,0	11,2	10,3	70,7	19,9	198
3	3,61	22,1	6,94	30,3	14,2	10,3	58,7	22,0	211
4	2,56	21,8	5,05	29,1	15,9	12,0	61,9	19,1	204
5	2,07	17,7	3,22	23,1	9,92	5,51	36,3	16,0	132
6	2,47	22,7	5,22	30,1	15,2	8,15	42,3	20,1	171
7	2,77	20,6	4,27	30,1	16,6	11,0	35,0	23,6	193
8	3,26	17,2	4,74	19,3	13,5	9,46	60,3	16,4	183
9	1,66	16,1	2,90	18,4	9,48	7,83	36,1	14,1	140
10	1,93	20,9	3,96	22,6	13,6	6,99	48,5	18,8	173
průměr	2,550	20,44	4,804	26,940	13,49	8,911	50,08	19,30	180,0
s.d.	0,631	2,639	1,256	5,770	2,500	2,024	12,56	3,111	26,45
medián	2,515	20,90	4,895	29,55	13,90	8,805	49,75	19,50	188,0
m.a.d.	0,505	1,500	0,940	3,600	1,700	1,495	11,35	2,800	15,50

Tab. 5.4.9 -dokončení

Plocha č.	Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F
1	6,51	3,13	4,19	7,25	7,30	18,0	10,7	8,16
2	5,79	2,10	3,96	4,93	6,64	19,5	9,58	7,31
3	5,46	2,39	4,15	4,62	7,54	21,5	11,9	11,0

4	6,50	2,52	3,14	4,98	7,54	22,2	11,7	10,8
5	5,87	1,87	4,06	5,17	5,53	19,2	8,34	8,72
6	3,05	3,52	3,01	6,03	6,15	28,0	16,9	8,82
7	2,60	2,88	3,01	6,92	8,54	32,0	17,3	12,3
8	5,53	3,50	3,14	6,29	7,87	20,5	12,4	10,2
9	2,74	3,31	3,44	6,71	7,61	35,4	18,9	12,0
10	3,05	3,13	3,20	6,68	7,49	32,0	18,6	10,7
průměr	4,710	2,835	3,530	5,958	7,221	24,83	13,63	10,00
s.d.	1,634	0,585	0,500	0,956	0,878	6,395	3,913	1,670
medián	5,495	3,005	3,320	6,160	7,515	21,85	12,15	10,45
m.a.d.	1,010	0,490	0,310	0,875	0,285	3,250	3,190	1,590

Tab. 5.4.10 Celkové obsahy PAU v mechu *Pleurozium schreberi* ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) na lesních plochách v roce 2022

Plocha č.	DB(ah)A	Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr	$\Sigma$ PAU
1	3,80	28,5	6,19	30,5	14,2	10,8	138,8	20,8	319
2	7,21	35,3	7,31	42,8	15,5	6,14	139,4	23,0	337
3	5,18	37,1	7,27	40,3	17,9	13,2	93,7	26,3	309
4	4,52	36,6	8,31	34,1	14,6	10,9	162,7	19,5	360
5	3,13	46,9	7,34	40,1	13,3	8,12	147,2	21,9	347
6	5,22	39,5	5,15	45,5	16,2	8,41	50,5	25,8	272
7	5,66	31,7	4,12	47,7	19,7	14,1	55,6	30,6	295
8	5,48	31,4	6,33	30,4	16,1	13,7	86,5	21,3	281
9	5,44	36,8	3,85	43,8	21,5	8,28	49,6	31,0	290
10	5,20	31,0	3,87	32,7	21,7	9,11	47,3	24,1	260
průměr	5,084	35,48	5,974	38,79	17,07	10,28	97,13	24,43	307,00
s.d.	1,104	5,291	1,634	6,393	3,007	2,711	46,06	3,978	33,333
medián	5,210	35,95	6,260	40,20	16,15	9,955	90,10	23,55	302,00
m.a.d.	0,360	3,900	1,095	5,700	1,850	1,755	41,65	18,10	25,500

Tab. 5.4.10 - dokončení

V mechu nejvyšší relativní podíl na sumě PAU měly Nap, Phen, Flt, Pyr a B(b)F a nejmenší Ant, Acy a Ace. V roce 2021 byly nejvyšší sumy PAU v mechu naměřeny u vzorků z blízkých lokalit 3 a 4 v jižní polovině povodí. Velký počet případů vysokých jednotlivých PAU zjišťujeme i u mechu z lokality 7 s indikovanými vyššími spady těžkých kovů (TK). Naopak nejnižší sumy PAU byly naměřeny u mechu na vzájemně vzdálených lokalitách 5 a 9. V roce 2022 byly zjištěny nejvyšší sumy PAU u vzorků mechu z lokalit 4 a 2 z jižní části povodí Výrovky a nejnižší sumy pro lokality 10 a 6 v severní a střední části povodí. Sumy PAU v mechu v roce 2022, který byl v ročním průměru o 2 °C teplejší proti roku 2021, byly sumy PAU o 60 % vyšší než v roce 2021, největší nárůst byl zjištěn pro Nap. S růstem teploty se ovšem sorpce PAU na pevné sorbenty snižuje (např. Hiller et al. 2008), proto důvodem zvýšení obsahu PAU v roce 2022 byla zřejmě zvýšená úroveň depozice PAU ze znečištěnějšího ovzduší, např. vlivem většího výparu a sublimace PAU z hlavních zdrojů v okolí. Na rozdíl od TK, střední část povodí s výjimkou lokality 7 obsahuje méně sum PAU než jižní a severní okraj povodí, snad vlivem emisí z hustší silniční sítě. Hlavními zdroji PAU v povodí je spalování organických paliv v lokálních a blízkých domácích a firemních topeništích, výfukové plyny z automobilové dopravy a speciální provozy, jako např. výroba a recyklace asfaltových směsí (Běchovice, Kolín, Poříčany, Kutná Hora). Můžeme uvažovat i dálkový transport PAU ze vzdálenějších velkoplošných zdrojů, jako je např. pražská nebo pardubická aglomerace. V létě v roce 2022 bylo celé území několik dní ovlivněno dýmem z požáru lesa v Českosaském Švýcarsku.

V povodí výrovky se PAU z lokálních a vzdálených zdrojů promíchávají, a proto můžeme předpokládat poměrně velké časové a plošné změny v okamžitých úrovních depozic PAU. Pro srovnání uvádíme v Tab. 5.4.11. hodnoty PAU zjištěné v mechu *Pleurozium schreberi* v roce 2019 v lese z oblasti Šumavy asi 2,5 km severovýchodně od obce Prášily.

Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F	DB(ah)A
5,80	3,78	8,97	5,98	13,6	12,7	19,2	8,96	15,4
Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr		Σ PAU
14,7	7,79	21,8	7,82	21,5	81,0	19,0		268,1

Tab. 5.4.11 Průměrné obsahy PAU v mechu na Šumavě

Obsahy PAU v povodí Výrovky v mechu byly v roce 2021 o 42 % nižší a v roce 2022 o 13 % vyšší než v mechu z lesnaté oblasti Šumavy v roce 2018. Výsledky ukazují na poměrně vysoké pozadíové hodnoty PAU i na Šumavě.

## Humus

Obsahy PAU v lesním nadložním humusu zjištěné v roce 2021 a 2022 v povodí Výrovky dokládají Tab. 5.4.12. a Tab 5.4.13

Plocha č.	Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F
1	15,1	15,8	18,7	91,3	108	276	111	94,8
2	16,1	17,0	18,3	105	128	276	119	108
3	17,5	25,1	27,0	119	126	289	122	108
4	14,5	21,4	23,2	103	111	279	115	103
5	16,6	22,3	18,5	95,0	125	223	107	81,9
6	16,6	20,3	19,8	87,0	87,3	208	83,1	82,2
7	15,6	22,0	23,4	101	107	280	108	106
8	17,0	27,5	25,0	107	105	243	107	96,6
9	16,5	18,1	13,8	50,3	58,6	126	54,7	51,7
10	14,9	20,0	16,6	63,9	71,7	180	67,4	59,9
průměr	16,04	20,95	20,43	92,25	102,8	238,0	99,42	89,21
s.d.	0,980	3,572	4,094	20,78	23,44	53,74	22,97	20,09
medián	16,30	20,85	19,25	98,00	107,5	259,5	107,5	95,70
m.a.d.	0,750	2,100	3,300	8,000	18,00	25,00	9,500	12,30

Tab. 5.4.12 Celkové obsahy PAU v lesním humusu ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) v roce 2021

Plocha č.	DB(ah)A	Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr	Σ PAU
1	36,7	176	17,1	298	255	134	97,9	202	1947
2	36,5	223	20,8	320	296	151	128	235	2198
3	39,4	236	22,2	384	432	158	149	286	2540
4	35,3	209	20,4	282	281	149	121	217	2085
5	36,9	218	22,9	285	233	140	139	228	1992
6	32,5	179	19,3	303	329	105	132	203	1907
7	38,8	228	19,7	309	343	153	158	227	2239
8	34,4	246	22,3	294	324	133	155	206	2144
9	24,2	106	16,3	166	188	75,5	111	131	1208
10	27,5	163	16,4	203	201	87,2	92,5	146	1432
průměr	34,22	198,4	19,74	284,4	288,2	128,6	128,3	208,1	1969



s.d.	4,900	42,59	2,456	60,61	73,43	29,15	22,88	44,09	389,8
medián	35,90	213,5	20,05	296,0	288,5	137,0	130,0	211,5	2039
m.a.d.	2,200	27,50	2,200	13,50	47,50	15,00	19,00	16,00	45,50

Tab. 5.4.12 - dokončení

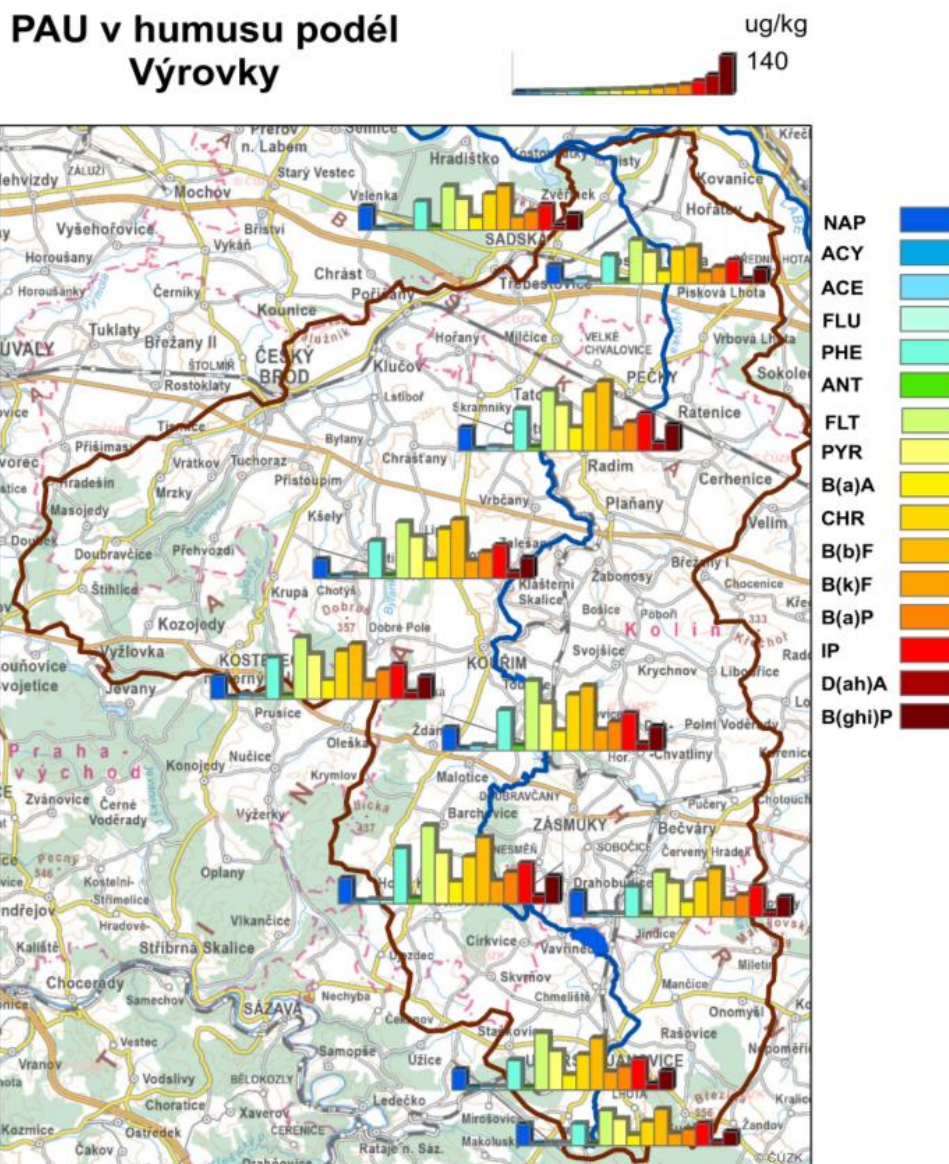
Plocha č.	Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F
1	9,01	11,3	9,15	53,3	83,5	185	67,7	64,3
2	7,99	8,82	7,10	38,6	59,0	131	50,7	43,2
3	8,67	13,3	19,3	79,1	112	237	98,4	80,1
4	7,91	10,5	9,09	53,9	76,9	172	70,5	59,2
5	7,21	12,5	12,5	66,8	104	197	80,2	63,9
6	8,00	17,2	17,6	70,8	103	232	86,6	73,6
7	6,90	12,7	9,9	63,4	94,1	211	73,5	62,8
8	7,73	14,9	14,3	84,2	103	249	94,4	77,9
9	6,98	16,5	10,7	44,9	59,4	132	51,7	40,9
10	6,65	12,7	11,1	45,4	67,5	159	57,2	46,7
průměr	7,705	13,04	12,07	60,04	86,24	190,5	73,09	61,26
s.d.	0,773	2,595	3,911	15,30	19,75	42,29	16,92	13,98
medián	7,820	12,70	10,90	58,65	88,80	191,0	72,00	63,35
m.a.d.	0,495	2,200	1,810	12,15	14,20	41,00	14,60	10,25

Tab. 5.4.13 Celkové obsahy PAU v lesním humusu ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) v roce 2022

Plocha č.	DB(ah)A	Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr	$\Sigma$ PAU
1	21,0	106	8,7	204	126	109	72,4	140	1270
2	13,7	78,9	8,4	128	87,2	79,5	77,0	96,0	914
3	28,7	199	12,3	280	169	145	89,7	183	1754
4	16,9	108	9,8	161	130	108	90,7	122	1206
5	24,2	148	9,7	221	172	123	81,7	161	1485
6	25,5	145	10,8	250	201	133	81,6	170	1625
7	22,8	134	8,0	201	177	119	67,4	149	1413
8	28,5	150	11,7	218	213	134	84,1	166	1651
9	15,4	101	8,4	156	123	83,2	65,0	112	1027
10	14,8	103	8,5	157	130	90,2	85,4	112	1107
průměr	21,15	127,2	9,630	197,6	152,8	112,4	79,50	141,1	1345
s.d.	5,666	34,79	1,514	47,28	39,60	22,53	8,870	29,37	285,2
medián	21,90	121,0	9,200	202,5	149,5	114,0	81,65	144,5	1342
m.a.d.	5,000	24,00	0,800	41,50	26,50	19,00	8,050	22,50	283,5

Tab. 5.4.13 dokončení

Na Obr. 5.4.1 je graficky dokumentována distribuce PAU v lesním nadložním humusu v povodí Výrovky v roce 2021.



**Obr. 5.4.1** Rozložení obsahů PAU v lesním humusu v povodí Výrovky v roce 2021

Dlouhodobě akumulované sumy PAU v humusu byly 1,5–15× vyšší než v mechu. Obsah PAU ovlivňuje obsah humusu (uhlíku) v odebraném vzorku. Bohužel v povodí Výrovky, zvláště ve střední části, jsou k dispozici mladší jehličnaté lesy a teplé a poměrně suché klima vede k pomalému růstu smrku a tvorbě slabé vrstvy humusu se zvýšeným podílem minerální frakce půdy. Takové podmínky ztěžují reprodukovatelný odběr vzorku humusu v jednotlivých letech. Na severním a jižním okraji povodí Výrovky je humusová vrstva v borových a smrkových lesích lépe. Ve vzorcích humusu byly zjištěny nejvyšší obsahy Cry, Flt, Par a Phen, naopak nejmenší podíly na sumě PAU vykazovaly Ace, Ant a Acy. Nejvyšší obsahy PAU v humusu z roku 2021 byly naměřeny ve vzorku z lokality 3 a 7, nejmenší z lokalit 9 a 10 ze severní části povodí. V roce 2022 nejvyšší obsahy PAU vykazovaly vzorky z lokalit 3 a 8, nejnižší z lokalit na opačných koncích povodí 2 a 10. Vysoká variabilita výsledků je způsobena velkými rozdíly v kvalitě lesního humusu v povodí Výrovky a pravděpodobně i dlouhodobou lokální variabilitou spadů PAU vlivem většího

množství lokálních zdrojů PAU a nedosažení homogennější (pozadové) koncentrace PAU v ovzduší.

Pro srovnání je v Tab. 5.4.2.14 uveden obsah PAU zjištěný v dobře vyvinuté humusové vrstvě formy „mor“ v lese na Šumavě u Prášil v roce 2018.

Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F	DB(ah)A
15,6	31,0	28,4	170	155	292	228	94,1	51,0
Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr		Σ PAU
205	14,3	437	378	240	112	313		2764,4

Tab. 5.4.14 Průměrné obsahy PAU v lesním humusu na Šumavě

Lesní humus v povodí Výrovky obsahoval o 30 % a o 100 % menší sumu PAU než referenční lesní humus v lese na Šumavě v roce 2021 a 2022. Důvodem je méně vyvinutá vrstva humusu v povodí Výrovky s vyšším obsahem minerálního podílu lesní půdy (22–30 %) s menší adsorpční kapacitou poutat PAU než minerální podíl v humusu (6–17 %) ze Šumavy. V lesích povodí Výrovky jsou PAU díky špatně vyvinuté vrstvy humusu, adsorbovány v poměrně silné povrchové vrstvě lesní půdy, zatímco v lesích na Šumavě jsou PAU vázány na humusové horizonty a do spodní minerální půdy nepronikají, pokud vrstva humusu není porušena činností zvířat nebo lesního hospodaření.

### Kontaminace okolí pozemních komunikací

V bezprostředním okolí silnice II/611 byly zjištěny v mechu relativně nejvyšší obsahy Nap, Flt, Phen a BbF, nejnižší Ace, Acy a Ant. U dálnice D11 byly v mechu podobně nevyšší obsahy Nap, BbF, Flt a Phen a nejnižší Ace, Acy a Ant (Tab. 5.4.15)

2023	mech	Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F
<b>II/611 sever</b>									
5 m	P.s.	3,63	6,43	6,11	8,92	15,2	31,6	18,0	20,9
10 m	P.s.	3,35	5,77	4,64	6,12	11,6	20,5	12,4	12,9
25 m	P.s.	2,87	5,61	4,47	4,75	9,12	18,3	8,25	10,6
50 m	P.s.	2,90	5,62	4,08	5,31	6,96	17,7	8,06	10,0
100 m	P.s.	2,77	2,87	3,29	5,39	6,29	17,3	7,61	8,61
200 m	P.s.	2,43	2,74	2,80	5,32	6,09	18,7	7,26	8,17
800 m	P.s.	2,83	2,50	2,96	4,41	5,68	21,1	8,24	9,92
<b>II/611 jih</b>									
5 m	P.s.	4,45	4,13	6,83	18,5	29,1	60,7	37,2	29,1
10 m	P.s.	3,53	2,74	4,05	6,22	10,7	30,8	12,3	9,13
25 m	P.s.	3,31	2,51	3,97	4,37	7,51	25,3	10,6	9,42
50 m	P.s.	2,90	2,47	3,44	4,40	5,66	23,1	9,68	10,1
100 m	P.s.	2,87	2,57	3,27	4,49	5,22	23,7	9,37	9,62
200 m	P.s.	2,67	2,41	2,51	4,07	5,14	24,0	9,28	10,3
800 m	P.s.	2,55	2,17	2,38	3,19	5,33	26,5	9,36	9,31
<b>D11 sever</b>									
5 m	H.c.	5,71	7,37	14,1	58,5	43,3	102,0	40,9	58,9
10 m	P.s.	3,70	4,52	11,1	10,2	20,1	64,2	35,4	22,8
25 m	P.s.	3,37	5,03	8,13	7,90	15,3	33,2	20,9	20,2
50 m	P.s.	2,98	4,98	5,22	6,01	12,1	26,3	16,7	12,8
100 m	P.s.	2,50	3,04	4,28	3,79	9,27	27,1	9,31	12,2
200m	P.s.	1,87	2,40	3,10	3,04	5,44	19,9	8,68	8,45
500 m	P.s.	2,55	2,17	2,38	3,19	5,33	26,5	9,36	9,31
<b>D11 jih</b>									
5 m	S.p.	4,41	5,77	17,4	49,2	23,7	39,5	33,1	34,1
10 m	S.p.	2,83	3,65	10,5	16,2	18,1	41,8	29,4	25,5

25 m	S.p.	2,86	1,92	6,19	5,35	11,5	28,7	15,3	16,2
50 m	S.p.	2,47	1,76	5,16	2,00	8,19	26,9	11,1	13,7
100 m	P.s.	2,27	1,71	4,90	4,86	9,16	26,6	11,7	9,56
200m	P.s.	1,94	1,23	4,59	3,40	8,24	23,2	8,98	10,6
500 m	P.s.	1,95	0,80	3,59	2,09	3,85	8,00	4,85	7,49

Tab. 5.4.15 Celkové obsahy jednotlivých PAU v mechu ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) u silnice II/611 a dálnice D11 v severní části povodí Výrovky v roce 2023

Mech: P.s. – Pleurozium schreberi; S.p. – Scleropodium purum; H.c. – Hypnum cupressiforme

2023	mech	DB(ah)A	Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr	$\Sigma$ PAU
<b>II/611 sever</b>										
5 m	P.s.	8,65	34,3	8,69	47,2	24,0	14,3	164	30,1	442
10 m	P.s.	4,10	29,8	8,10	38,2	21,9	12,3	167	24,8	384
25 m	P.s.	4,31	26,6	7,84	23,4	16,9	10,1	143	17,4	313
50 m	P.s.	2,88	26,4	7,67	22,5	16,9	8,22	151	16,7	313
100 m	P.s.	2,78	20,1	3,61	22,0	17,2	6,91	54,8	16,3	198
200 m	P.s.	2,27	19,8	3,59	21,3	16,5	7,12	52,2	16,2	193
800 m	P.s.	3,07	17,5	3,29	23,9	17,1	8,40	49,9	16,7	198
<b>II/611 jih</b>										
5 m	P.s.	7,10	35,8	4,59	62,4	42,2	27,6	48,1	52,2	470
10 m	P.s.	3,57	24,5	3,91	27,5	24,8	10,9	47,5	20,2	242
25 m	P.s.	2,89	23,9	3,74	26,0	22,8	10,1	54,2	18,0	229
50 m	P.s.	2,74	20,0	3,43	26,1	20,3	9,01	43,9	17,5	205
100 m	P.s.	2,57	21,6	3,76	29,6	20,9	8,57	45,8	19,1	213
200 m	P.s.	2,46	18,3	3,39	25,1	17,1	7,88	34,7	16,2	185
800 m	P.s.	2,37	17,3	3,26	22,8	15,2	7,82	39,3	16,3	185
<b>D11 sever</b>										
5 m	H.c.	13,7	79,5	8,41	107	45,2	23,8	55,2	79,3	743
10 m	P.s.	8,67	39,3	5,67	51,1	32,7	19,1	41,3	42,8	413
25 m	P.s.	5,23	36,1	6,38	44,4	27,5	11,7	142	32,6	420
50 m	P.s.	5,20	28,3	6,26	34,3	23,7	8,25	148	27,1	368
100 m	P.s.	3,99	24,4	3,86	32,7	21,2	7,03	41,7	22,0	228
200m	P.s.	3,13	20,7	3,51	26,8	15,2	6,31	38,8	17,5	185
500 m	P.s.	2,37	17,3	3,26	22,8	15,2	7,82	39,3	16,3	185
<b>D11 jih</b>										
5 m	S.p.	13,0	35,2	7,65	49,3	35,1	20,0	52,9	48,1	469
10 m	S.p.	8,11	29,3	4,38	41,2	28,0	17,2	38,2	41,2	356
25 m	S.p.	3,28	21,9	3,27	30,3	20,9	11,3	28,6	20,6	228
50 m	S.p.	3,16	19,2	3,06	23,7	17,7	7,12	27,7	16,1	189
100 m	P.s.	2,41	18,9	2,89	27,2	19,0	7,37	29,3	19,0	197
200m	P.s.	2,96	18,5	2,60	23,9	17,0	7,41	25,5	15,3	175
500 m	P.s.	2,02	12,8	2,13	21,1	11,6	5,04	19,1	12,1	118

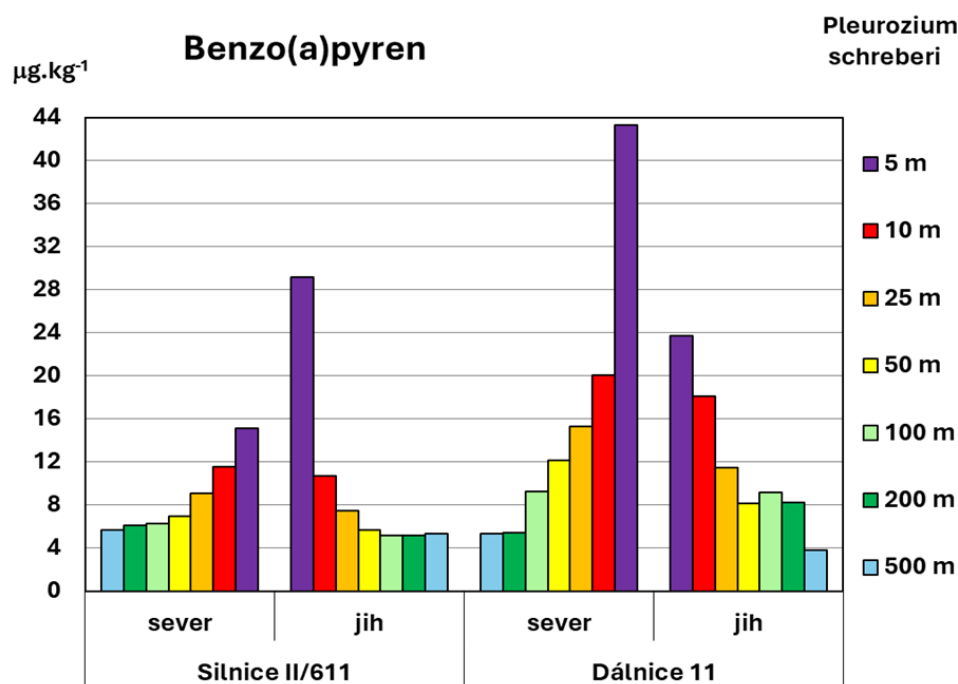
Tab. 5.4.15 dokončení

Mech: P.s. – Pleurozium schreberi; S.p. – Scleropodium purum; H.c. – Hypnum cupressiforme

Sumy PAU v mechu u silnice II/611 klesají oboustranně zhruba do vzdálenosti 100 a podobně u D11 sumy PAU klesají do vzdálenosti zhruba 200 m ne dále. Uvedené distance jsou zřejmě hlavní depoziční zóny u sledovaných segmentů komunikací. Podobně jako v případě TK, pevná bariéra v podobě půdního valu nebo vysokého náspu na jižním okraji II/611 a severním okraji D11 významně zpomaluje šíření aerosolů PAU do okolí komunikací a zvyšují úroveň aktuálních spadů PAU u komunikací. Popsaná situace je názorně dokumentována na Obr. 5.4.2 pro případ B(a)P. Sucharová a Holá (2014) zjistily u dálnice D1 u Divišova v roce 2010 statisticky významně vyšší obsahy PAU v mechu do 50 m od dálnice. Zároveň zjistily velmi rychlé zvýšení obsahů PAU v

mechu na referenčním místě vlivem pálení lesních zbytků po těžbě lesů i ve velké vzdálenosti od odběru vzorku mechu.

Přestože rozpustnost PAU je ve vodě malá, měli bychom počítat se splachy PAU vázané na prachové částice a úniky olejů do vodotečí z drenážních systémů odvodňujících vozovky a jejich okolí až do vzdálenosti desítky, popřípadě i stovku metrů.



Obr. 5.4.2 Pokles obsahu B(a)P v mechu se vzdáleností od silnice II/611 a dálnice D11 u Sadské v létě roku 2023

2023	uhlík	Ace	Acy	Ant	B(a)A	B(a)P	B(b)F	B(g,h,i)P	B(k)F
<b>II/611 sever</b>									
5 m	305	12,0	20,4	49,3	173	191	495	194	173
10 m	282	9,64	22,3	42,7	169	188	500	182	152
25 m	227	4,60	9,14	26,8	60,9	76,3	216	73,9	60,8
50 m	162	4,50	6,83	8,54	27,3	32,5	103	32,2	31,7
100 m	276	4,95	13,5	9,88	59,3	61,4	249	69,7	67,0
200 m	264	4,33	5,30	7,14	28,5	31,8	122	33,0	29,2
800 m	332	3,55	4,75	5,85	32,8	34,4	110	32,8	28,8
<b>II/611 jih</b>									
5 m	235	10,2	19,5	40,9	178	201	466	171	146
10 m	321	9,17	15,9	23,3	79,3	87,0	250	83,3	66,4
25 m	371	7,36	12,3	13,0	58,6	60,2	196	64,8	52,3
50 m	263	5,91	10,9	5,46	25,5	24,1	92,8	26,7	24,7
100 m	257	6,13	9,54	5,27	28,9	27,9	98,9	30,0	24,0
200 m	311	4,02	9,12	7,02	33,7	37,6	136	37,1	34,1
800 m	229	4,11	8,94	7,79	52,0	51,4	186	54,3	43,9
<b>D11 sever</b>									
5 m	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
10 m	121	5,60	10,4	10,9	26,6	34,8	67,5	55,9	24,3
25 m	232	5,37	11,1	9,64	26,8	35,5	101	47,8	31,6
50 m	261	5,29	11,0	8,14	24,6	31,8	88,3	36,3	30,8
100 m	282	5,12	9,85	8,38	21,1	30,5	87,1	32,9	30,1

Identifikace zdrojů původu a množství znečištění (především PAU, těžkých kovů a dusíku) ve vodě

200m	260	3,82	8,99	6,55	29,8	36,3	133	39,7	40,0	
500 m	229	4,11	8,94	7,79	52,0	51,41	186,09	54,3	43,92	
D11 jih										
5 m	111	4,83	11,5	10,5	30,1	42,1	81,6	72,9	32,5	
10 m	186	5,01	11,5	13,9	35,7	49,9	119	59,7	33,4	
25 m	332	9,43	13,3	19,4	41,7	49,5	134	52,5	40,1	
50 m	210	6,07	11,9	12,6	28,3	38,6	94,4	40,7	29,5	
100 m	251	4,65	15,1	12,5	42,7	51,7	171	58,1	45,7	
200m	203	3,57	7,72	9,14	28,0	35,9	109	36,5	30,6	
500 m	366	3,89	13,8	6,31	39,8	41,9	142	47,1	42,7	

Tab. 5.4.16 Obsah uhlíku (g kg<sup>-1</sup>) a celkové obsahy jednotlivých PAU v humusu (μg.kg<sup>-1</sup>) u silnice II/611 a dálnice D11 v severní části povodí Výrovky v roce 2023

2023	uhlík	DB(ah)A	Phen	Flu	Flt	Cry	IP	Nap	Pyr	Σ PAU
II/611 sever										
5 m	305	46,5	266	15,7	461	338	266	108	329	3137
10 m	282	45,8	262	15,2	454	327	260	116	318	3064
25 m	227	18,3	129	9,14	195	148	112	77,6	135	1351
50 m	162	6,8	63	7,33	94	70	51	83	60	681
100 m	276	19,3	151	9,32	205	168	113	113	134	1447
200 m	264	7,91	80,0	7,26	129	99,4	51,3	84,8	75,6	797
800 m	332	7,59	80,0	6,29	125	88,8	50,3	76,2	79,5	766
II/611 jih										
5 m	235	49,5	217	14,1	462	345	259	81,3	332	2992
10 m	321	22,7	144	10,9	237	231	123	86,2	168	1633
25 m	371	16,4	118	9,77	178	151	96,2	85,8	121	1240
50 m	263	6,60	62,1	6,13	93,2	90,6	41,9	58,7	56,7	630
100 m	257	6,48	60,7	6,03	104	98,3	42,9	60,1	67,1	674
200 m	311	9,49	83,3	6,28	140	119	62,0	68,3	81,5	868
800 m	229	12,5	108	7,33	176	188	84,7	68,6	104	1158
D11 sever										
5 m	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
10 m	121	8,93	107	13,2	99,5	59,2	44,8	134	86,3	788
25 m	232	9,46	96,7	12,7	112	93,8	56,7	131	82,3	864
50 m	261	7,25	87,4	13,4	99,9	87,1	45,5	145	67,8	789
100 m	282	7,15	87,3	13,0	100	81,9	46,0	146	66,3	772
200m	260	10,2	74,9	6,73	124	120	64,7	57,4	79,7	836
500 m	229	12,5	108	7,33	175,5	188	84,7	68,6	104	1158
D11 jih										
5 m	111	11,0	74,9	5,42	104	77,3	60,4	65,5	98,6	784
10 m	186	12,8	95,4	7,59	130	112	72,3	77,5	103	938
25 m	332	13,8	142	16,5	149	131	72,1	174	102	1162
50 m	210	9,37	111	13,4	111	107	57,4	144	71,2	887
100 m	251	16,8	119	7,81	164	173	91,2	84,0	104	1160
200m	203	9,89	87,0	4,91	123	109	57,5	59,3	78,1	789
500 m	366	11,5	95,8	7,08	154	129	68,2	70,9	103	977

Tab. 5.4.16 dokončení

Výsledky stanovení obsahu PAU v humusu u silnice II/611 a D11 jsou uvedeny v Tab. 5.4.16. Relativně nejvyšší podíly na sumě PAU u silnice II/611 zjišťujeme pro B(b)F, Flt, Cry a Pyr, nejmenší pro Ace, Acy, Ant a BD(ah)A. Sumny PAU v humusu oboustranně od silnice klesají do vzdálenosti 50 m. Následuje kolísání obsahu PAU v humusu ve větší vzdálenosti v důsledku těžby a hospodaření v lese na severní straně "U Kocánka", konec jižního transektu je pak zřejmě ovlivněn spady od dálnice D1. V okolí D11 do vzdálenosti 25 m byly zjištěny malé sumy PAU

v důsledku odstranění původní vrstvy humusu a dosud nevyvinuté vrstvě nového humusu. Suma PAU závisí na typu humusu a obsahu organického uhlíku (Lasota a Błońska 2018). Severně od D11 sumy PAU klesají do vzdálenosti asi 200m, na jižní straně je kolles sum PAU porušen zvýšením sumy PAU ve 100 m a 500 m jižně od dálnice. Nepravidelnost průběhu sum PAU je způsoben kolísáním obsahu uhlíku v odebraných vzorcích (závislost zde není statisticky významná pravděpodobně pro malý rozsah vzorků), těžbou a hospodařením v lese porušující humusový horizont a potenciální vliv činností provozovaných na stělnici a v průmyslové zóně, včetně výroby asfaltových směsí, na jižním okraji lesa u Poříčan. U D11 hlavní podíl na sumě PAU v humusu mají Nap, Pyr, Flt a Phen, nejmenší Ace, Acy, DB(ah)A a Ant. I výše uvedené výsledky naznačují, že v lesní půdě zvýšené dlouhodobě akumulované sumy PAU dosahují do vzdálenosti desítek až nejméně 100 m od okrajů vozovek frekventovaných pozemních komunikací. Ze zón kontaminace PAU od komunikací mohou nejnázne drenážními systémy vstupovat do vodotečí vázané na nízkomolekulární frakce humusu nebo vázané na pevné humusové a půdní částice transportovatelné vodou.

### 5.4.2.3. Monitoring složení srážek a povrchové vody v rámci projektu

#### 5.4.2.3.1. Pravidelný monitoring v povodí Výrovky

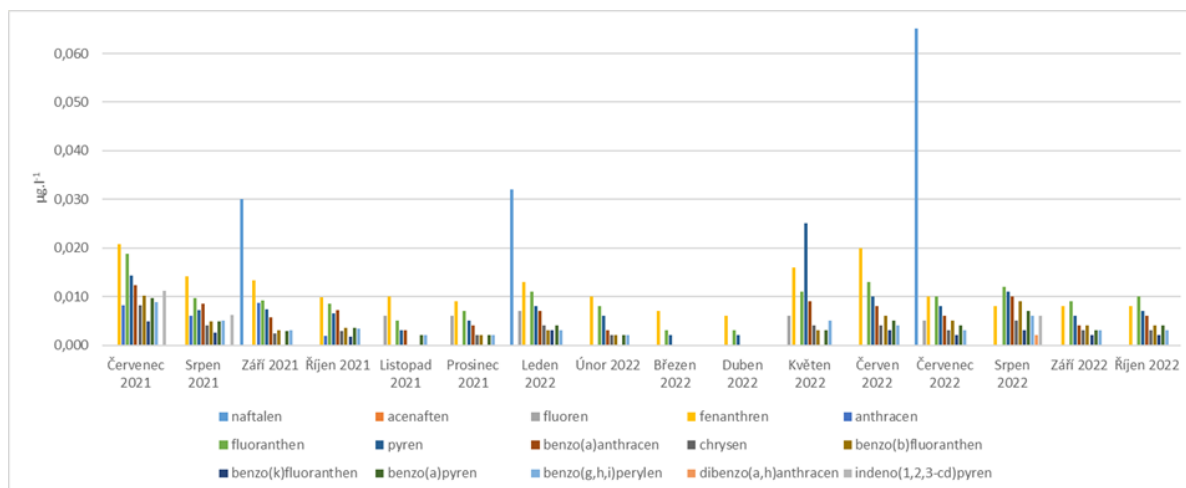
Bylo zjištěno, že zastoupení PAU v povrchové vodě je ve srovnání s atmosférickou depozicí výrazně nižší. Svrchní vrstvy půdy a vegetační pokryv zachycují převážnou část těchto nepolárních organických látek z atmosférické depozice, které se snadno sorbují na jemné prachové částice.

Nejvyšší koncentrace ze sledovaných PAU v povrchové vodě Výrovky (Obr. 5.4.3) byly potvrzeny u naftalenu (leden, červen a září). Větší spektrum PAU se vyskytlo v důsledku eroze při velkých srážko-odtokových epizodách. V zimním období dominují koncentrace naftalenu, fenantrenu, fluoranthenu a pyrenu. Z poměru fluoranthenu a pyrenu, který byl ve většině měření vyšší než 1, vyplývá původ PAU ze spalovacích procesů. Koncentrace jednotlivých PAU v povrchové vodě taktéž narůstá s vyššími průtoky ve srážkových epizodách.

V následujících tabulkách a grafech jsou pro jednotlivé sloučeniny PAU použity zkratky uvedené v Tab. 5.4.17

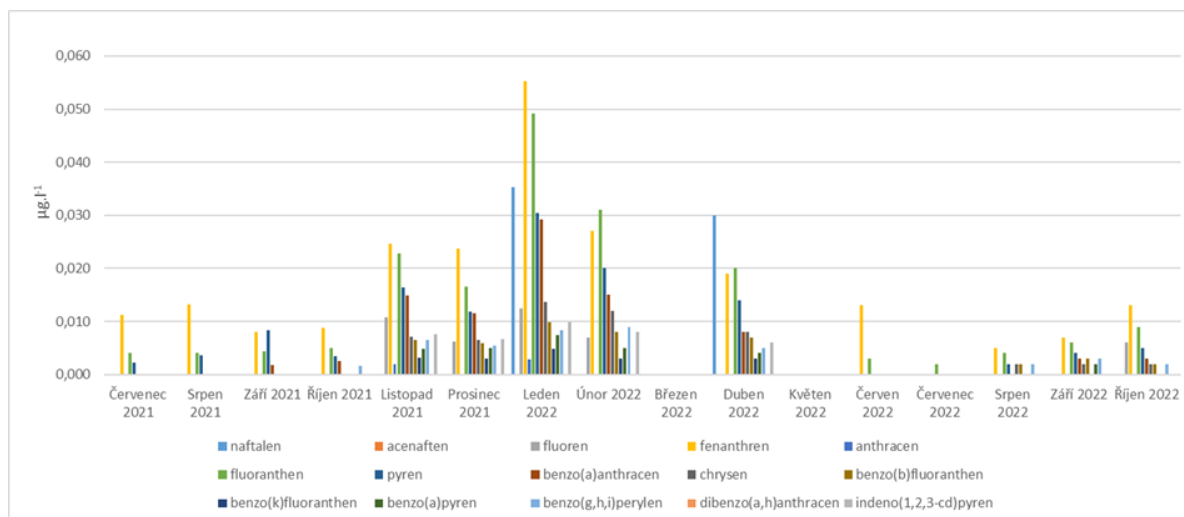
Sloučenina	Zkratka	Sloučenina	Zkratka
Naftalen	NAP	Chrysen	CHRY
Acenaftalen	ACN	Benzo[b]fluoranthen	BBF
Fluoren	FLU	Benzo[k]fluoranthen	BKF
Fenantren	FEN	Benzo[a]pyren	BAP
Anthracen	ANT	Dibenzo[ah]anthracen	DBA
Fluoranthen	FLT	Benzo[ghi]perylene	BGP
Pyren	PYR	Indeno[1,2,3-cd]pyren	INP
Benzo[a]anthracen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

Tab. 5.4.17 Použité zkratky pro označení jednotlivých sloučenin PAU



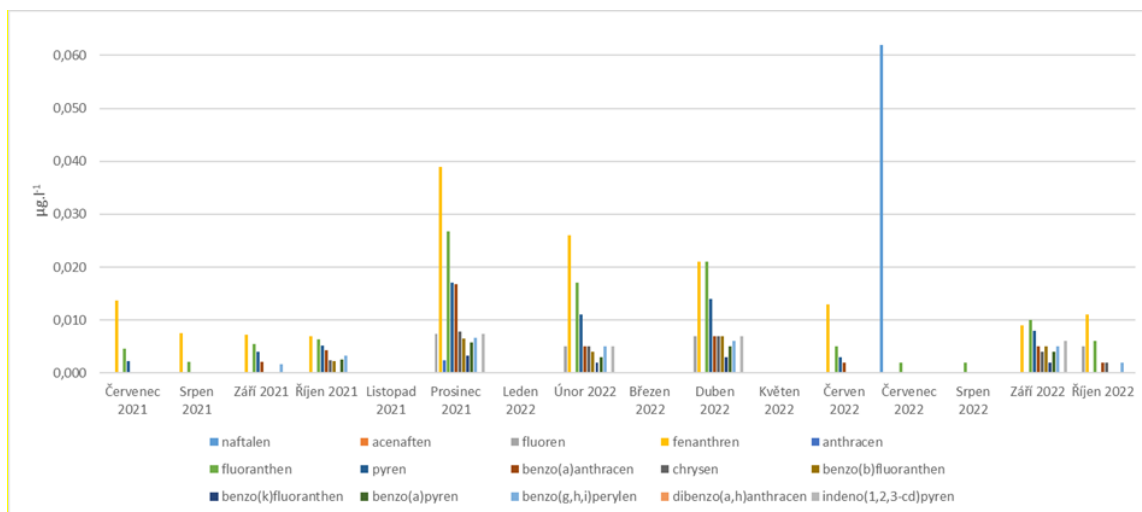
Obr. 5.4.3 Výrovka-Plaňany, koncentrace jednotlivých PAU v povrchové vodě

Na Obr. 5.4.4 – Obr. 5.4.6 lze pozorovat trend znečištění srážek PAU v jednotlivých měsících roku a rozdíl v zimním a letním období. Na nárůst koncentrací PAU v zimním období mají vliv především lokální topeniště v závislosti na meteorologických podmínkách. U jednotlivých sloučenin PAU převládají v atmosférických srážkách koncentrace fluoranthenu, fenanthrenu, pyrenu a benzo[a]pyrenu. Pozn.: Proluky v grafech jsou vlivem spojených měsíčních kampaní, přičemž důvodem spojení bylo zajištění dostatečného množství vzorku pro stanovení PAU v období chudých na srážky.

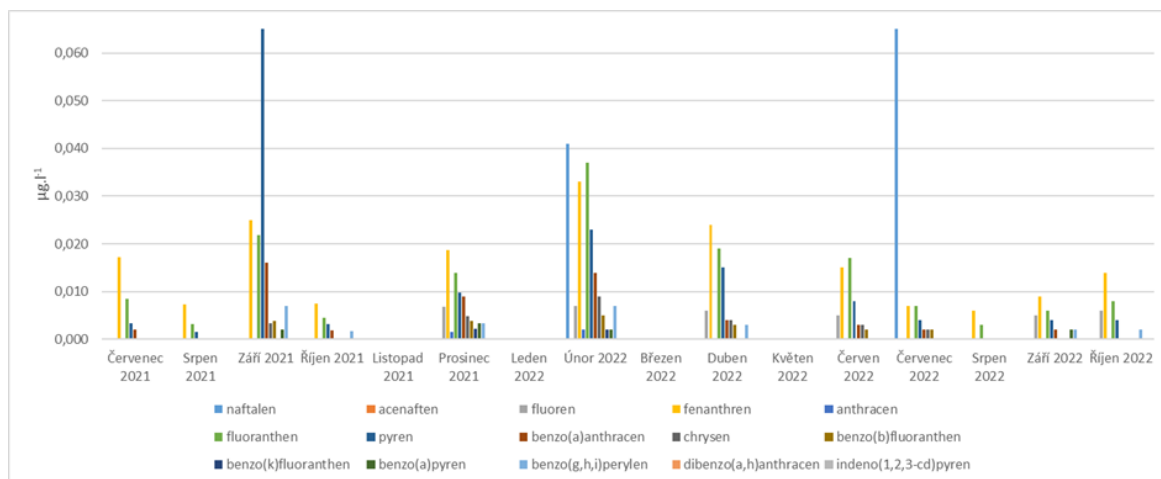


Obr. 5.4.4 Třebovle – koncentrace jednotlivých PAU ve srážkách typu bulk

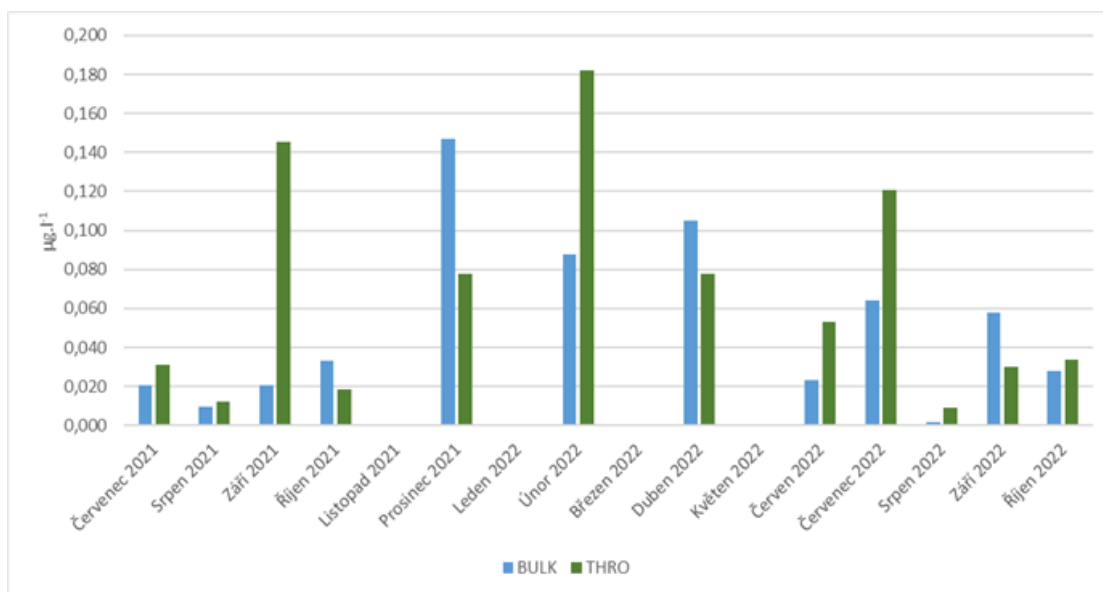




Obr. 5.4.5 Zásmyky – koncentrace jednotlivých PAU ve srážkách typu bulk

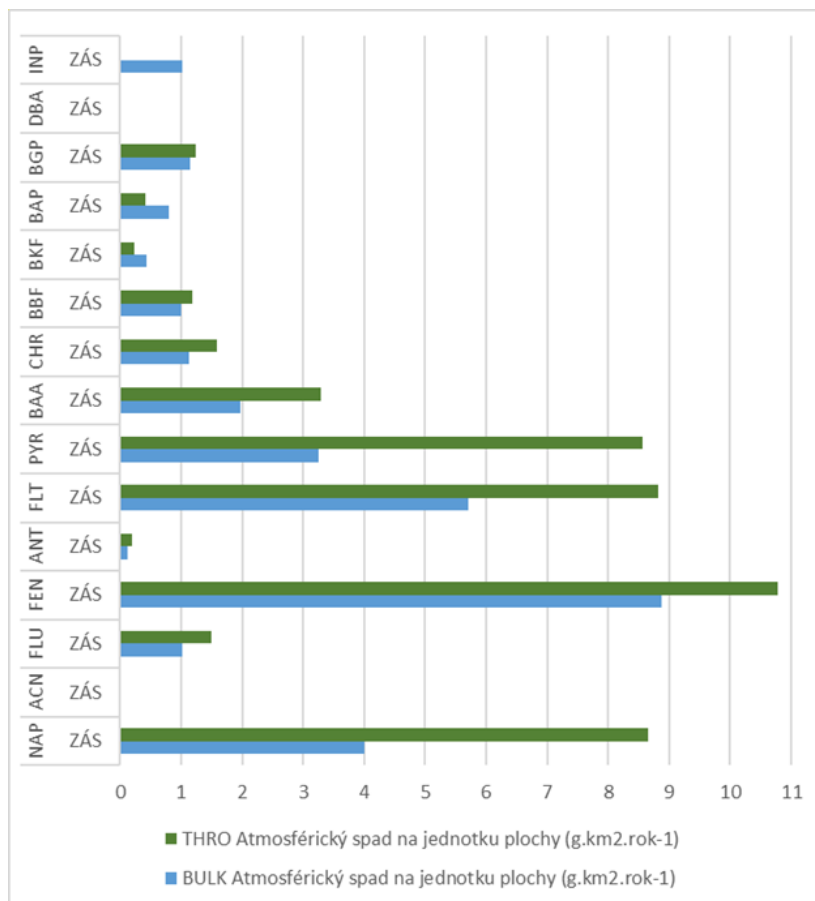


Obr. 5.4.6 Zásmyky – koncentrace jednotlivých PAU ve srážkách typu throughfall



Obr. 5.4.7 Zásmyky – porovnání sumy PAU ve srážkách typu bulk a throughfall

Z porovnání koncentrace sumy PAU pro různé typy atmosférické depozice (Obr. 5.4.7) vyplývá, že obsah PAU je často vyšší pro podkorunovou depozici throughfall (v obrázcích značeno THRO) než v celkové depozici bulk (v obrázcích značeno BULK). To je dáno přítomností prachových částic (PM10, PM2,5) v ovzduší, na které jsou PAU vázány. Prachové částice jsou následně deponovány na vegetaci, ze které jsou smývány při atmosférických srážkách.



*Obr. 5.4.8 Zásmyky – Atmosférický spad na jednotku plochy v depozici typu bulk a throughfall*

V následujícím kroku byla vypočtena velikost atmosférického spadu na jednotku plochy v povodí Výrovky. Spad na jednotku plochy (g.km<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>) pro celkovou a podkorunovou depozici v lokalitě Zásmyky (Obr. 5.4.8) opět dokazuje vyšší hodnotu spadu PAU pro depozici typu throughfall. Povrchy listů a větví mohou poskytovat více povrchové plochy pro sorpci PAU a záchyt prachových částic, což zvyšuje jejich koncentraci ve srážkách.

Vypočtené výsledky potvrzují (Tab. 5.4.18), že míra znečištění srážek je v případě PAU mnohonásobně vyšší než znečištění povrchových vod. Dobře to dokumentuje také graf na Obr. 5.4.7.

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> ]	Míra látkového odnosu ku spadu [%]			
	Lokalita									
	ZÁSMUKY	TŘEBOVLE	ZÁSMUKY	TŘEBOVLE			PLAŇANY	PLAŇANY	ZÁSMUKY	TŘEBOVLE
Naftalen	1055,060	697,924	3,999	2,645	57,064	0,216	5,409	8,176		
Acenaftalen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000		
Fluoren	266,748	265,748	1,011	1,008	23,487	0,089	8,803	8,831		
Fenanthren	2342,448	2387,474	8,879	9,049	253,563	0,961	10,825	10,621		
Anthracen	32,312	36,511	0,122	0,138	19,971	0,076	61,809	54,701		
Fluoranthren	1504,359	1606,667	5,702	6,090	173,794	0,659	11,553	10,817		
Pyren	857,966	1079,756	3,252	4,093	159,160	0,603	18,551	14,740		
Benzo[a]anthracen	517,349	687,646	1,961	2,606	108,568	0,412	20,986	15,788		
Chrysen	296,317	393,469	1,230	1,491	54,250	0,206	18,308	13,788		
Benzo[b]fluoranthren	262,737	313,643	0,996	1,189	68,871	0,261	26,213	21,959		
Benzo[k]fluoranthren	114,274	141,629	0,433	0,537	30,117	0,114	26,356	21,265		
Benzo[a]pyren	211,956	216,956	0,803	0,819	64,072	0,243	30,229	29,650		
Dibenzo[ah]anthracen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000		
Benzo[ghi]perylen	302,595	292,630	1,147	1,109	59,353	0,225	19,615	20,283		
Indeno[1,2,3-cd]pyren	267,280	312,053	1,013	1,184	16,717	0,063	6,255	5,350		
<b>15 PAU</b>	<b>8031,401</b>	<b>8432,106</b>	<b>30,548</b>	<b>31,958</b>	<b>1088,987</b>	<b>4,128</b>	-	-		

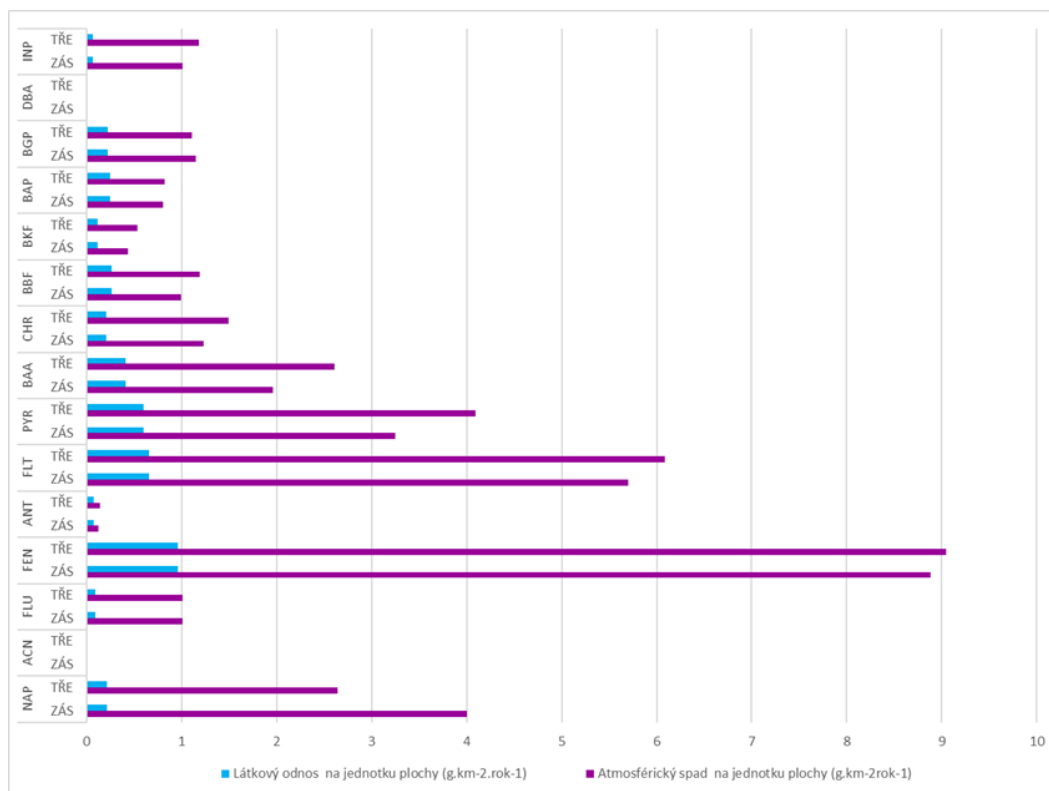
Tab. 5.4.18 Výsledky celkového spadu PAU atmosférickou depozicí v lokalitách Zásmyky a Třebovle a látkového odnosu PAU Výrovkou v profilu Plaňany

Z atmosféry jsou PAU odstraňovány suchým a mokřým spadem. PAU přítomné v atmosféře se dostávají do srážek pomocí vnitřní a podoblačného vymývání. Rozsah koncentrací je přímo závislý na meteorologických podmínkách. Sezónní variace vykazují maximum v zimním a minimum v letním období. Za vyšších teplot jsou účinnější děje oxidace atmosférickými stopovými plyny (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>), 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 mg.l<sup>-1</sup>, vyšší PAU pak v rozmezí ng.l<sup>-1</sup>. 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.

V plynné fázi se PAU stávají součástí mokré atmosférické depozice prostřednictvím mezifázové výměny plyn-kapalina v procesu podoblačného vymývání, zatímco PAU asociované s tuhými částicemi jsou efektivněji vymývány procesy vnitřní oblačného vymývání jako důsledek difuze, impaktu a záhytu (Holoubek, 1996).

U znečištění srážek PAU byla zaznamenána sezónní variace mezi letním a zimním obdobím s několikanásobně vyšší koncentrací PAU v chladných měsících roku. V povrchových vodách byla oproti tomu zaznamenána početnější skladba sloučenin a vyšší koncentrace PAU během srážkoodtokových epizod typických pro letní měsíce. Vyšší extremita srážek vlivem klimatické změny se podílí na vyšším erozním smyvu, který ve frakci jemných částic v sobě „nese“ adsorbované látky PAU.



Obr. 5.4.9 Celkový atmosférický spad (bulk) PAU v lokalitách Zásmyky a Třebovle a látkový odnos PAU v profilu Výrovka-Plaňany

#### 5.4.2.3.2. Výsledky měření atmosférické depozice PAU v urbanizovaném prostředí

Jak již bylo v úvodu této kapitoly zmíněno, pro porovnání přítomnosti polycyklických aromatických uhlovodíků v atmosférických srážkách v silně urbanizovaném prostředí byly koncem roku 2021 zvoleny lokality Praha-Podbaba (v areálu VÚV T.G.M., v.v.i.) a Ostrava-Přívoz. V nich byly prováděny měsíční odběry srážek typu bulk a throughfall v období prosinec 2021 – říjen 2023.

Urbanizované prostředí představuje významnou oblast pro depozici PAU z důvodu vysoké koncentrace emisních zdrojů a specifických podmínek, které ovlivňují jejich distribuci a usazování. Hlavní faktory a procesy, které vedou k vyšší depozici PAU v urbanizovaných oblastech, jsou:

1. Doprava:
  - Spalování fosilních paliv automobily, autobusy a nákladními vozidly.
  - Opotřebením brzdových obložení a otěr pneumatik.
  - Tvorba nebo oprava živičných povrchů komunikací.
2. Průmyslové aktivity:
  - Různé průmyslové procesy, včetně rafinace ropy, výroby železa a oceli, chemického průmyslu a spalování odpadu.
3. Domácnosti:
  - Spalování dřeva a fosilních paliv v domácích topeništích, zejména během zimního období.
4. Stavební a demoliční činnosti:

- Tyto činnosti mohou uvolňovat PAU, zejména pokud jsou používány asfaltové materiály.

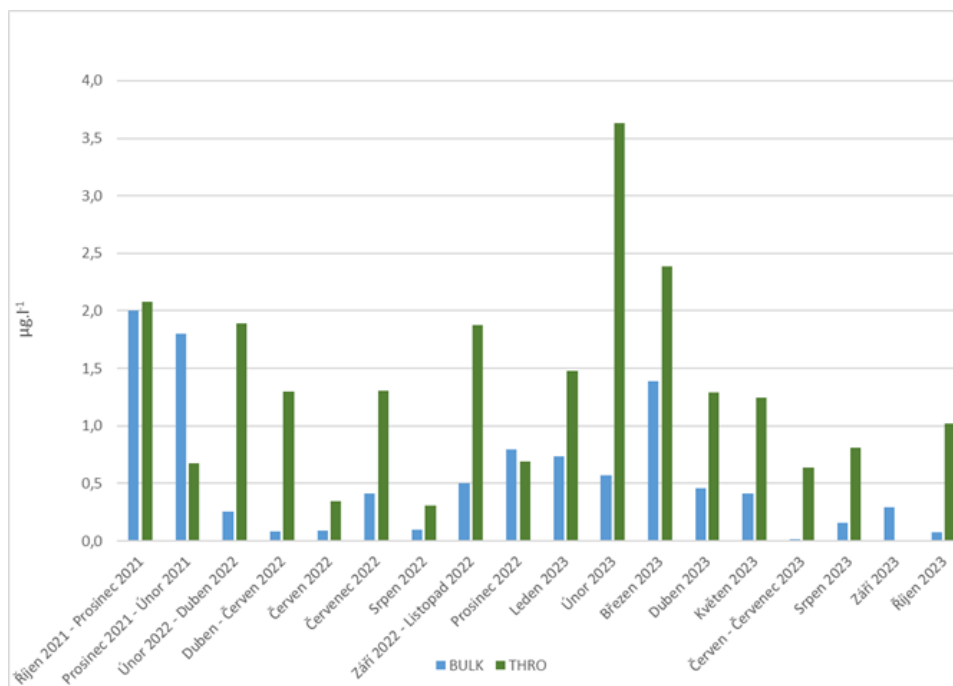
Faktory mající vliv na vyšší depozici PAU v městech:

1. Vysoká hustota emisních zdrojů:
  - vysoká koncentrace dopravy,
  - průmyslové areály,
  - individuální zástavba (rodinné domy nepřipojené na dálkové vytápění).
2. Mikroklima a urbanistické struktury:
  - budovy a další struktury mohou ovlivňovat proudění vzduchu, což může vést k lokálním zvýšením depozic PAU.
  - „Městský tepelný ostrov“ může ovlivňovat chemické reakce v atmosféře a distribuci PAU.
3. Povrchy zadržující znečišťující látky:
  - živičné povrchy,
  - parkoviště,
  - deponie,
  - vysoký podíl ostatních zpevněných ploch.

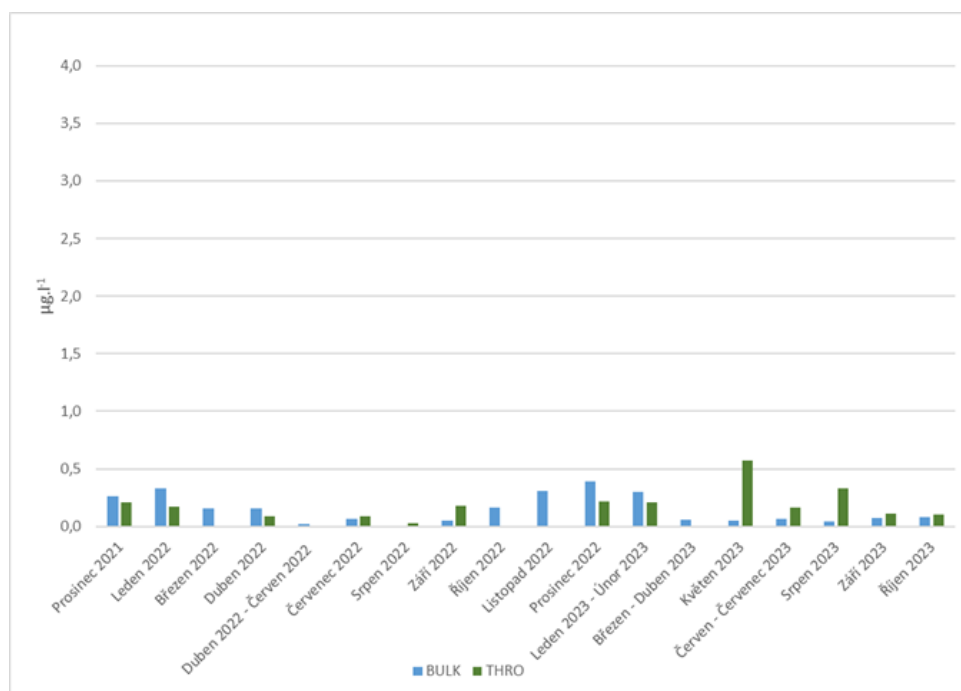
Výsledky sledování znečištění atmosférické depozice PAU v obou městských lokalitách jsou graficky zobrazeny na Obr. 5.4.10 a Obr. 5.4.11. Depozice v městské části Ostrava-Přívoz byla situována na střeše objektu garáže VÚV T.G.M., v.v.i. – pobočka Ostrava (bulk) a v areálu blízké mateřské školy na ul. Špálova (throughfall). Přibližně 1 km severně od obou měřících stanic se nachází areál koksovny Svoboda, a.s. a 3 km jihozápadním směrem chemické závody Borsodchem MCHZ, s.r.o.

Areál VÚV T.G.M., v.v.i. Praha se rozprostírá na severním okraji Prahy mezi frekventovanou komunikací Podbabská a tokem Vltavy obtékající ústřední čistírnu odpadních vod.

Rozdíly v koncentracích PAU obou městských lokalit jsou markantní. Ostravsko náleží dlouhodobě k nejvíce zatíženým lokalitám PAU v České republice. Ačkoliv je zátěž PAU v pražské lokalitě nižší, je oproti lokalitám Zásmyky a Třebovle v povodí řeky Výrovky vyšší. Vyšší koncentrace PAU ve zvolených lokalitách jasně potvrzují vliv urbanizovaného prostředí na atmosférickou depozici PAU. Data z lokalit Zásmyky, Praha-Podbaba a Ostrava-Přívoz ukazují rovněž na výrazné rozdíly v koncentracích PAU ve srážkách typu throughfall a bulk. Tyto rozdíly odrážejí variabilitu zdrojů znečištění a podmínek v různých urbanizovaných prostředích.

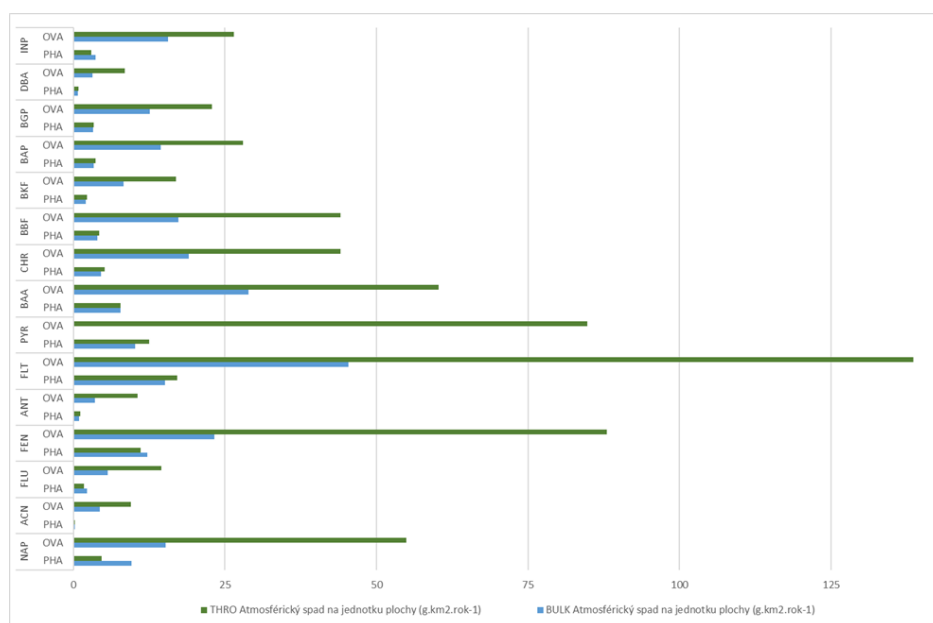


Obr. 5.4.10 Ostrava-Přivoz – Suma PAU ve srážkách typu bulk a throughfall



Obr. 5.4.11 Praha-Podbaba – Suma PAU ve srážkách typu bulk a throughfall

Postupem shodným jako v monitorovaných lokalitách v povodí Výrovky byla vypočtena velikost atmosférické depozice PAU na jednotku plochy v urbanizovaných prostředích (Obr. 5.4.12). Depozice však nebyla porovnána s látkovým odtokem PAU povrchovou vodou (obě monitorovací stanice reprezentovaly jen malou oblast velkých městských aglomerací). Tabelárně jsou výsledky uvedeny v Tab. 5.4.19.



Obr. 5.4.12 Srovnání velikosti atmosférického spadu na jednotku plochy ve srážkách typu bulk a throughfall lokalit Ostrava-Přívoz a Praha-Podbabská

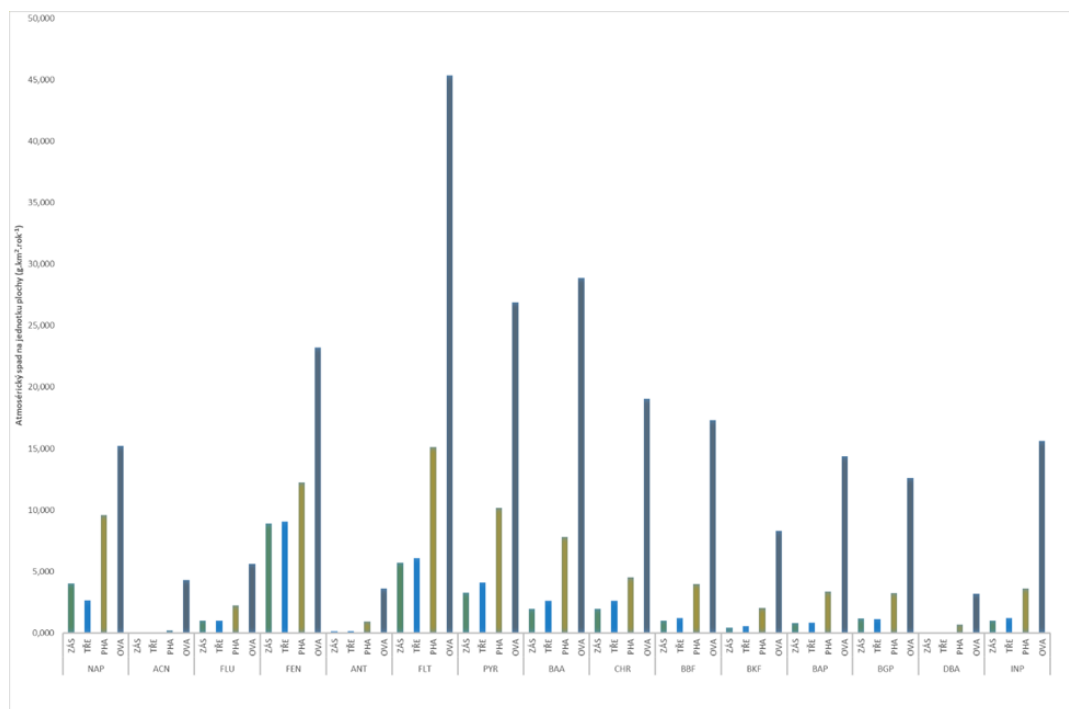
Látka	Atmosférický spad na jednotku plochy - BULK [g.km <sup>-2</sup> .rok <sup>-1</sup> ]		Atmosférický spad na jednotku plochy - THRO [g.km <sup>-2</sup> .rok <sup>-1</sup> ]		Poměr BULK/THRO	
	PRAHA	OSTRAVA	PRAHA	OSTRAVA	PRAHA	OSTRAVA
Naftalen	9,593	15,188	4,637	54,963	2,069	0,276
Acenaftalen	0,214	4,316	0,214	9,506	1,000	0,454
Fluoren	2,235	5,620	1,687	14,490	1,325	0,388
Fenanthren	12,221	23,214	11,057	88,060	1,105	0,264
Anthracen	0,932	3,583	1,106	10,556	0,843	0,339
Fluoranthen	15,114	45,356	17,118	138,626	0,883	0,327
Pyren	10,183	26,910	12,464	84,760	0,817	0,000
Benzo[a]anthracen	7,805	28,865	7,750	60,261	1,007	0,479
Chrysen	4,514	19,065	5,194	44,051	0,869	0,433
Benzo[b]fluoranthen	3,962	17,298	4,202	44,051	0,943	0,393
Benzo[k]fluoranthen	2,033	8,291	2,190	16,949	0,928	0,489
Benzo[a]pyren	3,341	14,391	3,644	27,989	0,917	0,514
Dibenzo[ah]anthracen	0,682	3,175	0,783	8,482	0,871	0,374
Benzo[ghi]perylene	3,221	12,612	3,345	22,825	0,963	0,553
Indeno[1,2,3-cd]pyren	3,617	15,618	3,617	15,618	1,000	1,000
<b>15 PAU</b>	<b>79,667</b>	<b>243,502</b>	<b>79,008</b>	<b>641,187</b>	-	-

Tab. 5.4.19 Celkový atmosférický spad PAU v lokalitách Ostrava-Přívoz a Praha-Podbabská

Porovnání celkového atmosférického spadu PAU ve všech čtyřech sledovaných lokalitách je provedeno v Tab. 5.4.20 a na Obr. 5.4.13.

Látka	Atmosférický spad na jednotku plochy - BULK [g.km <sup>-2</sup> .rok <sup>-1</sup> ]			
	Lokalita			
	ZÁSMUKY	TŘEBOVLE	PRAHA	OSTRAVA
Naftalen	3,999	2,645	9,593	15,188
Acenaftalen	0,000	0,000	0,214	4,316
Fluoren	1,011	1,008	2,235	5,620
Fenantren	8,879	9,049	12,221	23,214
Anthracen	0,122	0,138	0,932	3,583
Fluoranthén	5,702	6,090	15,114	45,356
Pyren	3,252	4,093	10,183	26,910
Benzo[a]anthracen	1,961	2,606	7,805	28,865
Chrysen	1,230	1,491	4,514	19,065
Benzo[b]fluoranthén	0,996	1,189	3,962	17,298
Benzo[k]fluoranthén	0,433	0,537	2,033	8,291
Benzo[a]pyren	0,803	0,819	3,341	14,391
Dibenzo[ah]anthracen	0,000	0,000	0,682	3,175
Benzo[ghi]perylen	1,147	1,109	3,221	12,612
Indeno[1,2,3-cd]pyren	1,013	1,184	3,617	15,618
<b>15 PAU</b>	<b>30,548</b>	<b>31,958</b>	<b>79,667</b>	<b>243,502</b>

Tab. 5.4.20 Porovnání celkového atmosférického spadu PAU v lokalitách Zásmyky, Třebovle, Praha a Ostrava

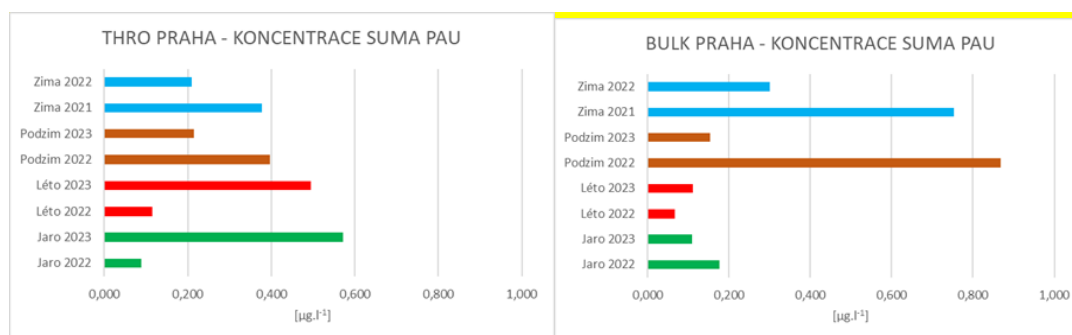


Obr. 5.4.13 Porovnání celkového atmosférického spadu PAU v lokalitách Zásmyky, Třebovle, Praha-Podbaba a Ostrava-Přívoz

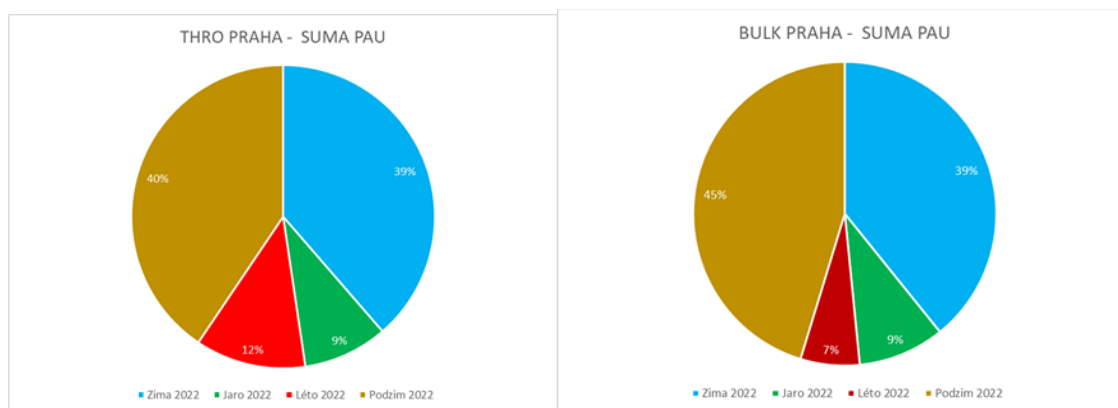


Výsledky v Tab. 5.4.20 a Obr. 5.4.13 dokazují, že lokalita Ostrava-Přívoz je enormně zatíženým územím z hlediska emisí PAU. Vzhledem k tomu, že se v lokalitě prakticky nevyskytují lokální topeniště spalující pevná nebo kapalná fosilní paliva, souvisí tato zátěž s intenzivní průmyslovou činností, v menší míře se zvýšenou hustotou dopravy v této oblasti. Zátěž PAU v lokalitě Praha-Podbaba je oproti Ostravě-Přívozu výrazně nižší, avšak ve srovnání s lokalitami v povodí Výrovky více než dvojnásobná. Na relativně vysokých hodnotách spadu PAU v Praze se s vysokou pravděpodobností podílí hustota dopravy přilehlé páteřní komunikace, případně další zdroje. Zásmuky a Třebovle vykazují nižší a téměř shodnou úroveň emisí PAU, což může je dáno menší hustotou městských sídel, průmyslu a nižším dopravním zatížením. Lokalita Třebovle v dolní části povodí Výrovky je o něco více zatížená spadem PAU než lokalita Zásmuky umístěná v lesním porostu mezi obcemi Zásmuky a Barchovice. Hodnota celkového spadu PAU v Ostravě - Přívoze je přibližně 7,6krát vyšší než v lokalitě Třebovle.

Koncentrace PAU v ovzduší mohou značně kolísat během různých ročních období. Toto kolísání je ovlivněno několika faktory, jako jsou: atmosférické podmínky (teplota vzduchu, směr a rychlost větru, charakter srážek), způsob vytápění, druh spalovaných paliv, intenzita dopravy. Inverzní vrstvy a stabilní atmosférické podmínky v zimním období mohou udržovat znečišťující látky blízko zemského povrchu. V letních měsících jsou rozptylové podmínky lepší díky vyšší turbulenci v atmosféře a díky vyšší teplotě vzduchu a intenzitě slunečního záření dochází k rychlejšímu rozkladu PAU. Sezónní rozkolísanost koncentrací PAU v atmosférické depozici znázorňují následující grafy.



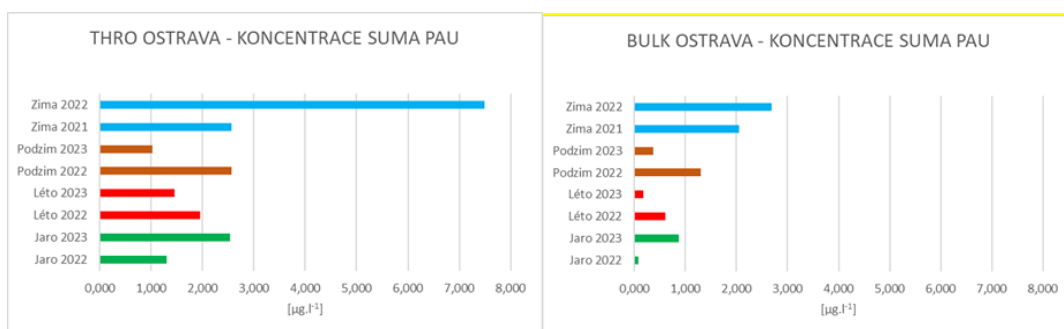
Obr. 5.4.14 Sezónnost koncentrací PAU ve srážkové vodě v lokalitě Praha-Podbaba



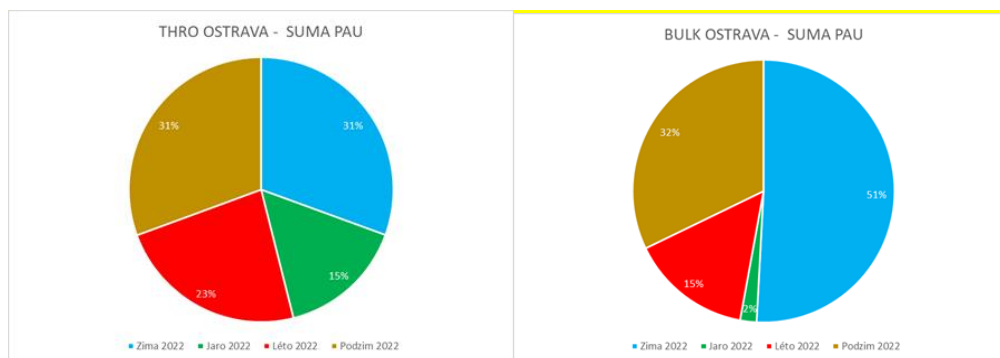
Obr. 5.4.15 Rozložení koncentrací PAU ve srážkové vodě podle ročních období v roce 2022, lokalita Praha-Podbaba

V lokalitě Praha-Podbaba je z výše uvedených grafů patrná značná variabilita koncentrací  $\Sigma$  PAU v rámci kalendářního roku, ale rovněž ve stejných sezónách v rámci delšího časového období. Nejvyšší koncentrace  $\Sigma$  PAU byly zaznamenány na podzim 2022 v celkové depozici bulk (0,869  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), zatímco na podzim 2023 byly zjištěné koncentrace  $\Sigma$  PAU výrazně nižší. V zimě 2021 byly koncentrace  $\Sigma$  PAU vyšší než v zimě 2022 v celkové i podkorunové depozici. Na podzim 2022 a v zimě 2021 byly v celkové depozici zjištěny nejvyšší koncentrace  $\Sigma$  PAU, což ukazuje významný sezónní vliv na kvalitu ovzduší v Praze. Celková depozice v podzimních a zimních měsících byla vyšší než depozice podkorunová, zatímco v letních měsících 2022 a 2023 byla naopak vyšší depozice PAU podkorunová (byla dokonce vyšší než v zimních měsících 2021 a 2022). Příčinou může být vyšší prašnost v letních měsících způsobená suchostí městských zpevněných povrchů.

V lokalitě Ostrava-Přívoz (Obr. 5.4.16 a Obr. 5.4.17) byly nejvyšší koncentrace  $\Sigma$  PAU zaznamenány v zimě, zejména v roce 2022, kdy hodnoty sumy PAU dosáhly 2,695  $\mu\text{g.l}^{-1}$  v typu bulk a až 7,494  $\mu\text{g.l}^{-1}$  v typu throughfall (!). Zima 2022 vykázala výrazně vyšší koncentrace  $\Sigma$  PAU než zima 2021, především v depozici typu throughfall. V roce 2023 došlo k výraznému snížení koncentrace  $\Sigma$  PAU v celkové i podkorunové depozici ve srovnání s rokem 2022.



*Obr. 5.4.16 Sezónnost koncentrací PAU ve srážkové vodě v lokalitě Ostrava-Přívoz*



*Obr. 5.4.17 Rozložení koncentrací PAU ve srážkové vodě podle ročních období v roce 2022, lokalita Ostrava-Přívoz*

Na rozdíl od pražské lokality ve všech sezónních obdobích byla v lokalitě Ostrava-Přívoz vyšší koncentrace PAU v podkorunové depozici, a to nejen v zimním období, ale i v létě. Prašnost z průmyslových zdrojů znečištění tak hraje dominantní roli v zátěži PAU na Ostravsku. Emise PAU z dopravy jsou méně významným zdrojem. To podtrhuje důležitost monitorování a regulace emisí v průmyslových oblastech Ostravska za účelem zlepšení kvality ovzduší.

Pozn. Nižší emisní zátěž PAU v létě 2023 oproti stejnému období 2022 není důsledkem pozastavení většiny výroby v areálu podniku Liberty Ostrava, a.s. To nastalo až prosinci 2023.

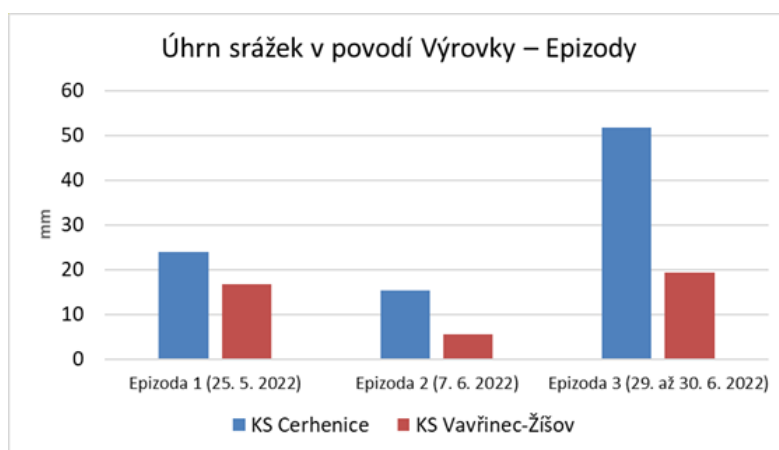
Obdobně jako na lokalitě Praha-Podbaba byla zjištěna významná meziroční variabilita koncentrací PAU v jednotlivých sezónních obdobích roku. Podzim 2022 vykázal vyšší koncentrace PAU než podzim 2023, což opět podtrhuje variabilitu ve srážkové vodě v závislosti na roce a období.

Porovnání dat depozice v Praze a Ostravě, s ohledem na urbanizaci a průmyslovou aktivitu, nám poskytuje zajímavý pohled na ekologické vlivy obou měst. Praha, jakožto hlavní město České republiky, má výraznější urbánní charakter, s rozsáhlými oblastmi obydlenými městskou populací. I přesto, že Praha je také průmyslovým centrem, urbanizace a služby zde převažují nad těžkým průmyslem, což ovlivňuje množství a druh emisí PAU a jejich depozici.

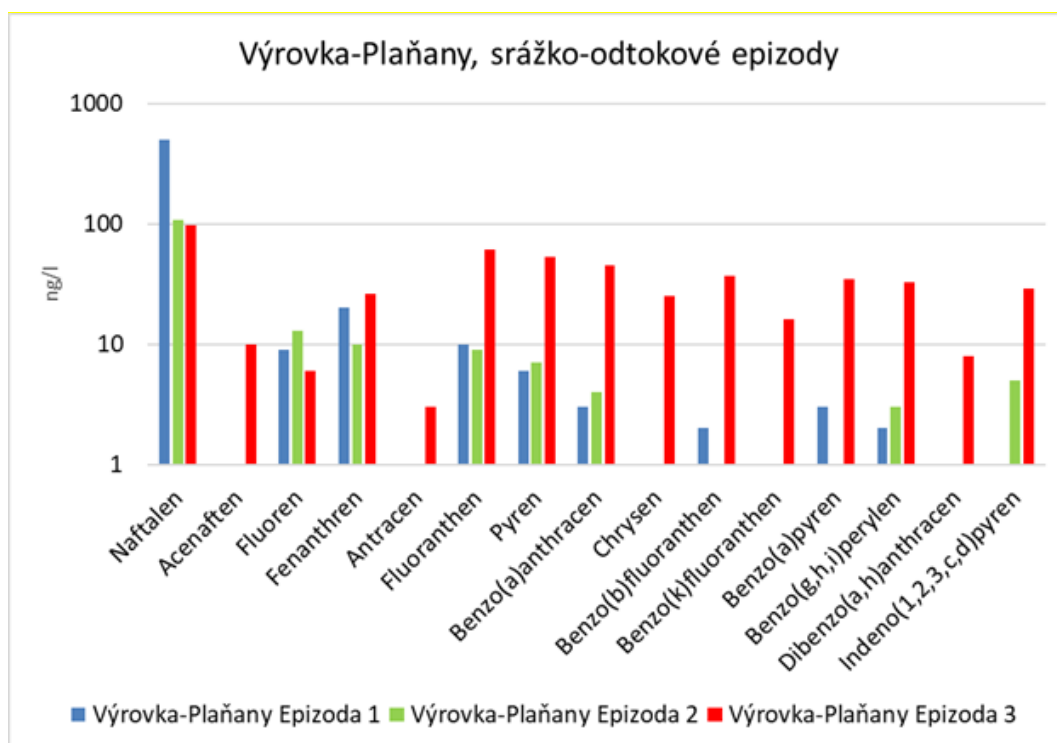
Ostrava na druhou stranu je historicky známá jako průmyslové město, s důrazem na těžký průmysl, zejména metalurgii a chemický průmysl. Tyto průmyslové činnosti mohou výrazně přispívat k emisím škodlivých látek do ovzduší, což se projevuje vyšší mírou emisí PAU a jejich spadem atmosférickou depozicí.

#### 5.4.2.3.3. Vzorkování povrchových vod během srážko-odtokových epizod

V roce 2022 bylo provedeno vzorkování povrchové vody v monitorovacím profilu ČHMÚ Výrovka-Plaňany během tří srážko-odtokových epizod. Vzorkování probíhalo pomocí automatického vzorkovače. Jímán byl sléváný vzorek v době vzestupné vlny průtoku v 1/2 hodinových až hodinových intervalech. PAU byly stanoveny v homogenizovaném vzorku. Výsledky jsou prezentovány na Obr. 5.4.2.18 a Obr. 5.4.2.19. Pro srovnání, průměrná roční koncentrace fluoranthenu v profilu Výrovka-Plaňany dosáhla hodnoty 9 ng.l-1. Třetí vzorkovací epizoda byla nejvýznamnější.



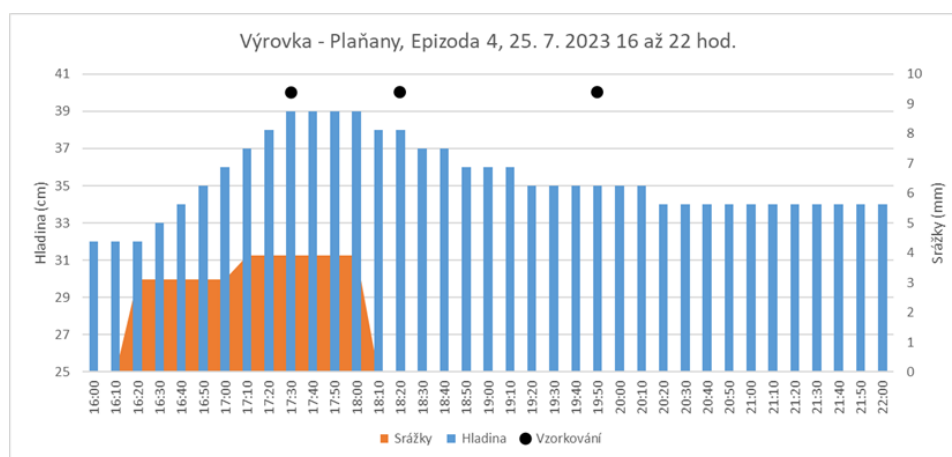
Obr. 5.4.18 Úhrn srážek v povodí Výrovky – Epizody 1 až 3



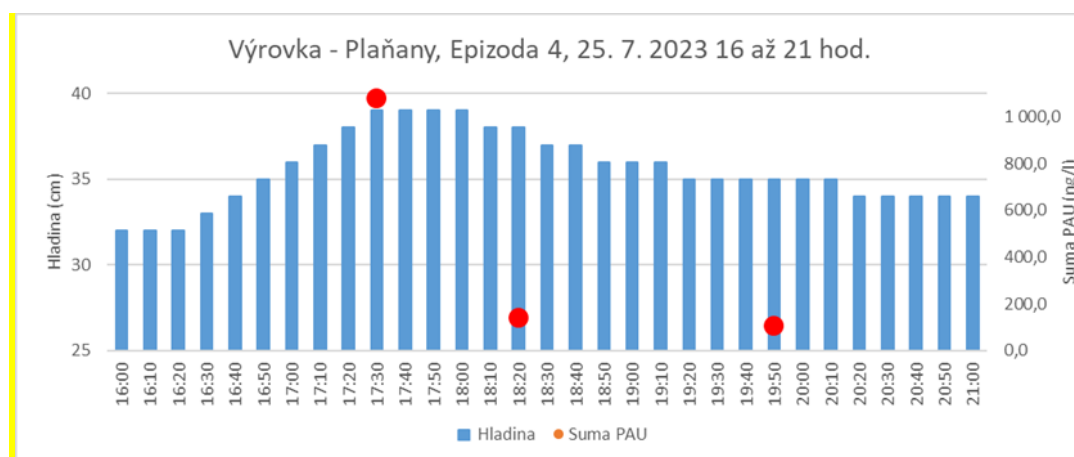
Obr. 5.4.19 Koncentrace jednotlivých PAU v povrchové vodě – Epizody 1 až 3

Čím vyšší byla srážka, tím vyšší byl obsah PAU ve slévaném vzorku. Ačkoliv při vyšších průtocích dochází k vyššímu naředování znečištění pocházejícího z bodových zdrojů znečištění, v případě plošného znečištění toto platit nemusí. Během třetí největší srážce došlo k významnému zvýšení koncentrací PAU včetně těch výšemolekulárních.

V roce 2023 byla metoda vzorkování povrchové vody v profilu Výrovka-Plaňany změněna. Během srážko-odtokové události byly provedeny tři dílčí odběry vody, jak dokumentuje Obr. 5.4.2.20. První odběr byl proveden při maximální dosažené hladině v recipientu, další dva v sestupné fázi průtoku. Výsledky jsou prezentovány na Obr. 5.4.2.21. Koncentrace PAU byla nejvyšší v době stoupajícího/kulminujícího průtoku. Následně se jejich koncentrace významně snížila. Pro srovnání, průměrná roční koncentrace  $\Sigma$  PAU z měsíčních odběrů v profilu Výrovka-Plaňany dosáhla hodnoty 57 ng.l-1.



Obr. 5.4.20 Úhrn srážek v povodí Výrovky a výška hladiny ve Výrovce – Epizoda 4



Obr. 5.4.21 Koncentrace suma PAU v povrchové vodě, vzorky 1 až 3 – Epizoda 4

Intenzivní srážky zvyšují povrchový odtok, který splachuje znečišťující látky z urbanizovaných oblastí, zemědělských ploch a průmyslových zón do vodních toků. Polycyklické aromatické uhlovodíky, které se kumulují ve svrchní vrstvě půdy, na vegetaci a pevných površích jsou smývány do recipientu zvláště v počáteční fázi srážko-odtokové události.

Intenzivní déšť může způsobit výraznou erozi půdy, při které se uvolňují půdní částice a mobilizují sedimenty bohaté na organické i anorganické kontaminanty. Během orby mohou být PAU zapracovány i do nižších vrstev půdního horizontu. Tyto se následně dostávají do povrchových vod a do vnosu ve vodním sloupci, čímž zvyšují koncentrací znečišťujících látek, které mají schopnost se vázat na jejich povrchu.

V městských aglomeracích mohou silné deště hydraulicky zatížit kanalizační systémy nad jejich únosnou kapacitu, což vede k přepadům vod odlehčovacími komorami do povrchových vod.

#### 5.4.2.3.4. Souhrn

Výzkum v pilotním povodí Výrovky a v urbanizovaných oblastech (Ostrava, Praha), zaměřený na analýzu polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v různých typech matric, poskytl bližší pohled na dynamiku jejich koncentrací, chování v prostředí a na faktory, které jejich koncentraci ovlivňují.

Obecně je koncentrace PAU vyšší v podkorunových srážkách (throughfall) ve srovnání s mokrou depozicí na volné ploše (bulk). To naznačuje, že vegetace, zejména listy a větve stromů, poskytují povrch pro adsorpci PAU z atmosféry. To bylo potvrzeno v lokalitách Zásmyky a Ostrava-Přívoz, kde podkorunová depozice vykazovala výrazně vyšší koncentrace PAU než celková mokrá depozice.

Nicméně, v některých případech může být koncentrace PAU vyšší v bulk depozici, což může být způsobeno specifickými meteorologickými podmínkami nebo emisními událostmi během odběrové kampaně (potvrzeno v lokalitě Praha-Podbabská v letním období).

Znečištění atmosférických srážek PAU je mnohonásobně vyšší než znečištění povrchových vod, což potvrzují vypočtené bilanční toky PAU.

Z poměru fluoranthenu a pyrenu, který byl ve většině měření vyšší než 1, vyplývá původ PAU v atmosférické depozici ze spalovacích procesů.

Koncentrace PAU vykazují sezónní variace s maximy v zimním období a minimy v letním období. Maxima v chladném období roku jsou způsobena spalováním fosilních paliv, atmosférickými podmínkami typickými pro zimní období a nižší intenzitou slunečního svitu.

Při srážko-odtokových událostech se nejvyšší koncentrace PAU dají očekávat v počátečním erozním smyvu (v náběhové vlně zvyšování průtoku).

Lokální zdroje emisí, jako je doprava, průmyslové aktivity a domácí topeniště, hrají klíčovou roli v regionální distribuci PAU. Urbanizované oblasti vykazují vyšší koncentrace PAU kvůli vysoké hustotě zdrojů emisí. Povrchové materiály ve městech, jako jsou asfalt a zpevněné povrchy, mohou obsahovat nebo zachytávat a vyplavovat PAU a zvyšovat jejich depozici.

V méně urbanizovaných lokalitách jsou koncentrace PAU nižší, což naznačuje menší vliv průmyslových a dopravních emisí.

Lokalita Praha-Podbaba je typická pro urbanizované prostředí v blízkosti komunikace s vysokou hustotou dopravy. Atmosférická depozice PAU vztahovaná na plochu a rok je dvojnásobná oproti zemědělské krajině a lesnímu porostu v povodí Výrovky.

Lokalita Ostrava-Přívoz vykazuje enormní zátěž PAU atmosférickou depozicí, což je důsledkem intenzivní průmyslové činnosti a vysoké hustoty dopravy.

Spad sumy 15 PAU celkovou depozicí v gramech na km<sup>2</sup> a rok v jednotlivých sledovaných lokalitách byl vypočten na: 30,5 g.km<sup>-2</sup>. rok<sup>-1</sup> (Výrovka-Zásmuky), 31,9 g.km<sup>-2</sup>. rok<sup>-1</sup> (Výrovka-Třebovle), 79,6 g.km<sup>-2</sup>. rok<sup>-1</sup> (Praha-Podbaba) a 243,5 g.km<sup>-2</sup>. rok<sup>-1</sup> (Ostrava-Přívoz).

Vyšší koncentrace PAU v urbanizovaných oblastech představují riziko pro lidské zdraví a životní prostředí. PAU jsou známé karcinogeny a jejich přítomnost ve vzduchu a vodě může mít vážné dopady na zdraví obyvatel.

Výsledky studie mohou být využity pro tvorbu politik a regulací zaměřených na snižování emisí PAU. Zlepšení kvality ovzduší může být dosaženo prostřednictvím omezení emisí z dopravy, průmyslu a domácích topenišť.

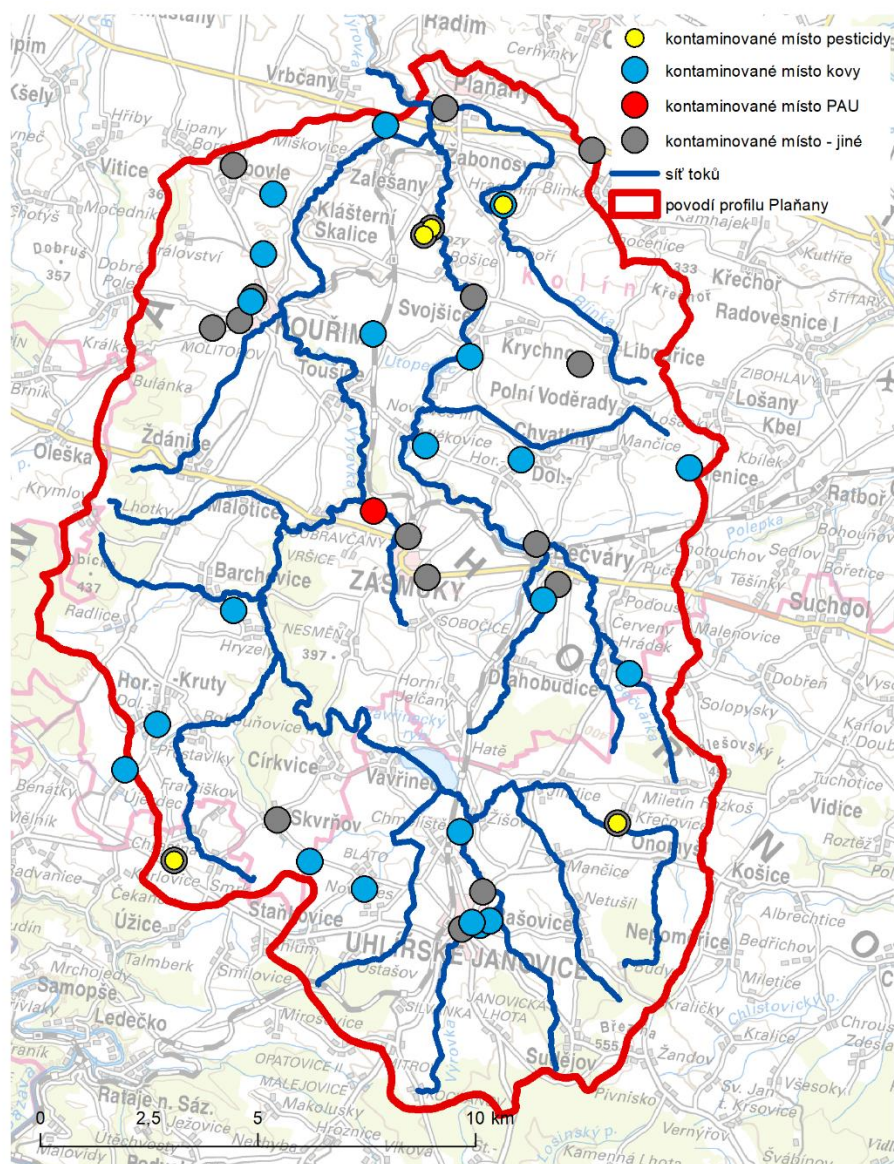
Doporučuje se implementace zelených infrastruktur a vegetačních pásů, které mohou pomoci snižovat koncentrace PAU v urbanizovaných oblastech prostřednictvím adsorpce na površích vegetace.

Tento výzkum ukázal na významné rozdíly zátěže PAU mezi urbanizovanými a méně urbanizovanými oblastmi, sezónní variace koncentrací PAU a zdůraznil potřebu efektivního monitorování a regulace emisí PAU k ochraně životního prostředí a zdraví obyvatel. Pro zpřesnění

zátěže povrchových vod PAU doporučujeme podrobnější výzkum během srážko-odtokových epizod.

#### **5.4.2.4. Ostatní zdroje v povodí**

Do ostatních zdrojů jsou zařazena stará kontaminovaná místa. Podle Evidence starých kontaminovaných míst (SEKM3) se v povodí Výrovky nachází jen jedno místo, kde byly prokázány koncentrace PAU v povrchových i podzemních vodách (viz Obr. 5.4.22 – lokalita je označena červeně). Jedná se lokalitu 19110001 Vlčí důl SZ od Zásmuk, starou průmyslovou skládku. V roce 2011 byly na lokalitě zjištěny významně zvýšené koncentrace ropných uhlovodíků, fenolů, BTEX a PAU a to jak v podzemních, tak v povrchových vodách. V období 2011 – 2020 proběhla na objektu sanace, při které se koncentrace všech polutantů snížily a kromě fenolů se dostaly pod úroveň existujících limitů. Od roku 2022 probíhá postsanační monitoring, z jehož výsledků lze konstatovat, že koncentrace PAU v povrchové vodě jsou pod limity dobrého stavu. V případě benzo(a)pyrenu je však pravděpodobné, že je limit překročen (jako jinde v ČR), což ovšem nelze prokázat vzhledem k tomu, že mez stanovitelnosti při postsanačním monitoringu byla 0,005 ug/l a limit dobrého stavu je 0,000017 ug/l (roční průměr). V SEKM je ovšem zaznamenán pouze výsledek z jednoho měření 21.3.2022.



Obr. 5.4.22 Stará kontaminovaná místa v povodí Výrovky – lokalita se zvýšenými koncentracemi PAU je červená

Žádná další kontaminovaná místa, kde by byly známy koncentrace PAU v povrchových nebo podzemních vodách, nebyly v SEKM v povodí Výrovka zjištěny, je zde ale mnoho lokalit, kde je nutný průzkum kontaminace, proto nelze další stará kontaminovaná místa prohlásit za bezproblémová.

#### 5.4.2.5. Fingerprinting – identifikace zdrojů znečištění PAU

##### 5.4.2.5.1. Úvod

Hlavním cílem byla realizace základního screeningu distribuce zdrojů polyaromatických uhlovodíků (PAU) na území ČR a současné ověření aplikovatelnosti metody fingerprintingu pro identifikaci různých typů zdrojů PAU ovlivňujících vodní ekosystémy na dostupném datovém souboru pro Českou republiku.



Pro vyhodnocení byl použit předpoklad, že PAU se do životního prostředí dostávají primárně pyrogenními a petrogenními procesy. Petrogenní PAU se uvolňují přímo ze surových paliv (jsou součástí nafty, benzínu, uhlí atd.) zatímco pyrogenní PAU jsou generovány spalovacími procesy, kde dochází k nedokonalé oxidaci organické hmoty (např. při spalování fosilních paliv v dopravě nebo energetickém průmyslu, případně i spalování dřeva a biomasy). Mezi petrogenní PAU se řadí především nízkomolekulární uhlovodíky, které se do ŽP dostávají zejména při manipulaci, transportu nebo haváriích. Při spalování naopak vznikají více vysokomolekulární PAU, které se prostřednictvím atmosférické depozice mohou transportovat i do značně vzdálených lokalit od zdroje znečištění. Ve vodním ekosystému poté dochází k distribuci PAU mezi jednotlivé matrice. Vzhledem ke specifickému zastoupení jednotlivých PAU vznikajících při určitém procesu lze na základě diagnostických poměrů těchto uhlovodíků identifikovat, jakým procesem se do ŽP dostaly.

#### 5.4.2.5.2. Metodika

Hodnoceny byly následující matrice: biotické (bentické organismy, rybí plůdek, nárost), abiotické (sedimenty, sedimentovatelné plaveniny a plaveniny), pasivní vzorkovače typu SPMD a povrchová a podzemní voda. Diagnostické poměry byly počítány z 16 prioritních PAU definovaných EPA. Vyhodnocení bylo rozděleno do dvou částí, kde první je zaměřená na analýzu všech zmíněných matic na 50 profilech povrchových vod, doplněnou o 20 objektů podzemních vod s nejvyšším počtem hodnot nad mezí stanovitelnosti (MS). Tato část zahrnuje data od roku 2012 do 2023. Ve druhé části byly komplexně hodnoceny povrchové vody (834 profilů) a podzemní vody (716 objektů) od roku 2018 do 2023.

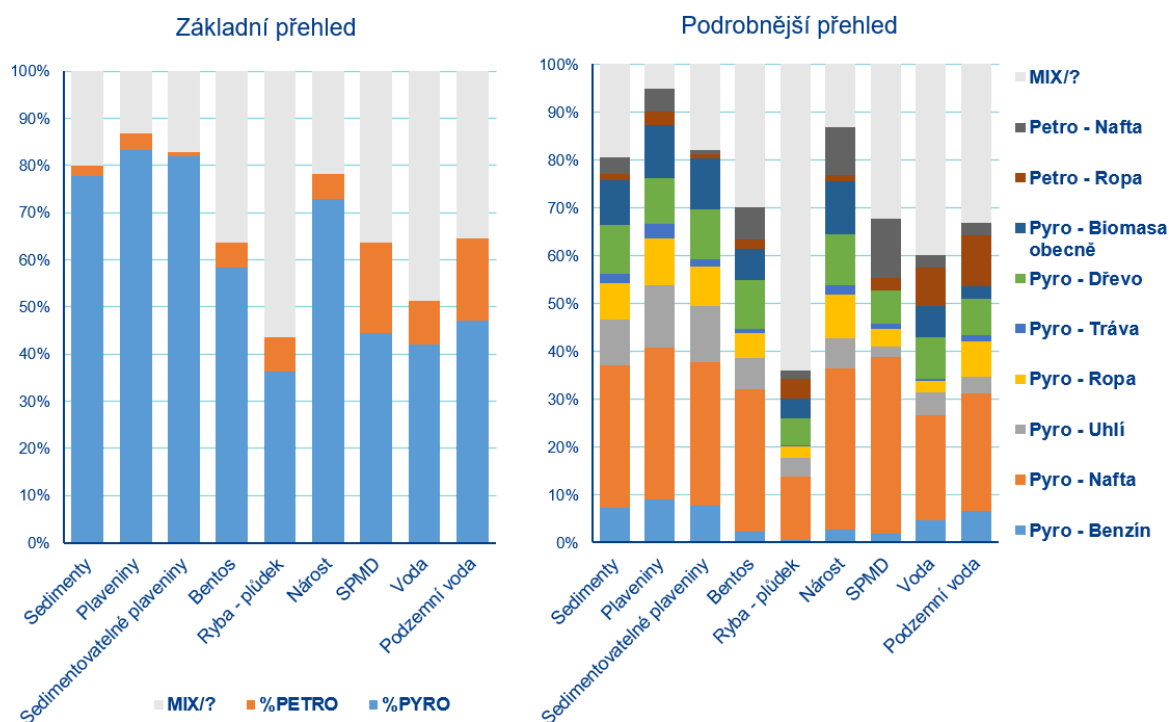
Na základě literární rešerše bylo vybráno 16 diagnostických poměrů těchto uhlovodíků, které mají vyšší stabilitu v ŽP, v rámci jednoho poměru mají stejnou molární hmotnost, tudíž se u nich předpokládá stejný osud v ŽP a také ty, které jsou zastoupeny v nejvyšším počtu nad MS ve vzorcích sledovaných matic. Na základě koncentrací uhlovodíků pak byly vypočítány konkrétní poměry a dle výsledku byly hodnoty rozděleny do definovaných kategorií zdrojů znečištění. Dvě základní kategorie pyrogenní a petrogenní PAU byly dále rozděleny na podkategorie, které u petrogenních PAU zahrnují surovou ropu a naftu a u pyrogenních spalování fosilních paliv (benzín, nafta, uhlí) a biomasy (dřevo, tráva). Pro všechny výpočty byly použity pouze hodnoty nad MS. Seznam konkrétních diagnostických poměrů je uveden v příloze.

#### 5.4.2.5.3. Výsledky

Průměrné rozložení zdrojů znečištění pro hlavní kategorie a podkategorie shrnuje obrázek 5.4.2.23-24. Zahrnuta jsou data ze všech profilů za celé sledované období, tudíž se jedná o souhrnný přehled distribuce PAU v jednotlivých maticích. V abiotických pevných maticích jsou zdroje zastoupeny rovnoměrně s převahou pyrogenního znečištění, které tvoří kolem 80 %, petrogenní PAU jsou zastoupeny minimálně – kolem 5 %. Dále se shodují výsledky z podzemní vody a pasivních vzorkovačů, kde jsou ze všech matic nejvíce zastoupeny petrogenní PAU a to přibližně 20 %. Tato shoda může být dána skutečností, že pasivní vzorkovače SPMD sorbují pouze rozpuštěné látky a v podzemních vodách (na rozdíl od povrchových) se vyskytuje minimální množství nerozpuštěných látek. Pyrogenní PAU jsou v těchto dvou maticích zastoupeny 50 %, stejně jako je tomu u vod povrchových, u kterých je ale na rozdíl od těchto matic výrazně nižší výskyt pyrogenních PAU. Z biotických matic se nejvíce pyrogenních PAU nachází v nárostech, dále v bentických organismech a nejméně v rybím plůdku.

Z hlediska podkategorií je u všech matic poměr spalování nafty a benzínu přibližně 3:1, což odpovídá spotřebě pohonných hmot v ČR. Rovnoměrně je v maticích zastoupeno i spalování uhlí a dřeva a to přibližně 10 %. Na rozdíl od pyrogenních zdrojů nejsou petrogenní PAU zastoupeny tak rovnoměrně – v pevných maticích převažuje kontaminace naftou, zatímco v povrchové a podzemní vodě ropou.

Dále bylo hodnoceno rozložení PAU na jednotlivých profilech, vliv konkrétních poměrů na rozřazení do kategorií a distribuce PAU v celé monitorovací síti povrchových a podzemních vod. Tyto výstupy jsou součástí přílohy.



Obr. 5.4.23 a Obr. 5.4.24: Průměrné zastoupení zdrojů PAU na území ČR za období 2012 – 2023. Kategorie: pyrogenní (PYRO), petrogenní (PETRO), nelze přesně určit (MIX/?)

#### 5.4.2.5.4. Závěr

Hlavní cestou kontaminace vodního prostředí ČR polyaromatickými uhlovodíky jsou pyrogenní procesy. Podrobnější distribuce PAU je v rámci matic odlišná, což souvisí s rozdílnými fyzikálně – chemickými vlastnostmi jednotlivých PAU (např. rozpustnost ve vodě,  $K_{ow}$ ,  $K_{oc}$ ). Pro komplexní představu o zdrojích PAU ve vodním prostředí je třeba zkombinovat více diagnostických poměrů ve více maticích. Jako univerzální poměr se jeví poměr nízkomolekulárních k vysokomolekulárním PAU, kterým lze ve všech maticích dobře rozlišit mezi pyrogenními a petrogenními zdroji. K podrobnější identifikaci je pak vhodný poměr fluorantenu k sumě fluorantenu a pyrenu.

### 5.4.3. Zobecnění výstupů a jejich využitelnost pro metodiku

Ze všech výsledků vyplývá, že pravděpodobně nejvýznamnějšími zdroji a cestami znečištění je atmosférická depozice a lokálně to mohou být stará kontaminovaná místa. Na významnost atmosférické depozice má vliv přítomnost aglomerace, průmyslový region i nejbližší komunikace, neboť to jsou nejčastější zdroje znečištění.

V urbanizovaném území je podíl PAU v sedimentu stokové sítě i uličním prachu podobný jako jeho podíl v humusu včetně humusu v oblastech bez lokálních zdrojů.

Koncentrace PAU v podzemních vodách (viz příloha fingerprinting) jsou nižší než koncentrace v povrchových vodách při běžných průtocích. Vyšší jsou pak koncentrace v povrchových vodách při srážkoodtokové epizodě a nejvyšší koncentrace jsou ve srážkách. To odpovídá významnému zachytu PAU na organické hmotě při jejich prostupu povodím.

ČOV jsou ve snižování koncentrací PAU vysoce účinné (ovšem otázkou je, jestli dochází skutečně odbourávání PAU nebo jejich vazbě na aktivovaný kal). Odtok z urbanizovaného území se tedy děje převážně přes odlehčovací komory, v menší míře přímým povrchovým odtokem.

V povrchové vodě při zvýšeném průtoku výrazně roste i koncentrace PAU zřejmě v korelaci s množstvím nerozpuštěných látek.

Podle analýzy fingerprintů (viz příloha) jsou PAU v povrchových i podzemních vodách převážně pyrogenního původu.

Vstup PAU do povrchových vod přes ovzduší ať už z lokálních (doprava, lokální topeniště), regionálních či globálních zdrojů je významný.

Z hlediska odnosu látek z území hraje velkou roli vliv přímého povrchového odtoku a eroze.

Kvalitní humusová vrstva půdy dokáže za běžných srážek PAU účinně zachytit, naopak narušené prostředí, zemědělská půda náchylná k erozi nebo dokonce zpevněné plochy jejich odtok násobně urychlí.

## 6. Závěr

Cílem pracovního balíčku 6 bylo připravit výzkumný podklad pro navrhování opatření ke zlepšení stavu vod a zejména k hodnocení účinnosti už realizovaných opatření. Na pilotním povodí byly ověřeny některé hypotézy a přibližně kvantifikován význam jednotlivých vlivů.

Význam zemědělství na množství dusíku v povrchové vodě je očekávatelný, kromě převahy dusičnanového dusíku a rozložení koncentrací v různých částech toku mu odpovídají maxima v zimě při vyšších průtocích. Naopak jednorázové epizody srážek nebo sucha v letním období mají menší vliv.

Z hlediska urbanizovaných ploch je nejvýznamnější nedostatečné čištění na ČOV. Roli hraje zřejmě fakt, že v pilotním povodí převažují malé ČOV bez povinnosti odstraňování živin. Při posuzování většího zastavěného území vzrůstá vliv odlehčení smíšené kanalizace. Vliv komunálních zdrojů se projevuje na koncentracích amoniakálního dusíku v místech pod významnými komunálními zdroji.

Fosfor představuje v pilotním povodí závažný problém, limity dobrého stavu jsou dlouhodobě mnohonásobně překračovány, přičemž trend je spíš rostoucí. Významný vliv na to mají komunální zdroje. V pilotním období bylo sice v posledních deseti letech uvedeno do provozu několik ČOV – většinou ovšem v malých obcích, kde odstraňování živin není prioritou. Podobně jako u dusíku tedy převládá vliv nedostatečné účinnosti ČOV, podstatnou roli hraje také odlehčení přes odlehčovací komory. V toku se koncentrace fosforu zvyšují v suchých obdobích, což potvrzuje význam komunálních zdrojů.

Dalším významným zdrojem fosforu je eroze, jak dokládají výstupy podrobného modelování, tak analýza odtoku při významné srážce. Eroze se potvrdila jako významná cesta také pro vstupy těžkých kovů a PAU. Podrobné modelování umožnilo erozi kvantifikovat a určit hlavní zdrojové oblasti.

U těžkých kovů je situace složitá, pochází z více zdrojů a jejich chování v prostředí je ovlivněno více faktory. Kromě přirozeného pozadí jsou významným zdrojem atmosférické srážky a to jak celoročně tak zřejmě v epizodách dálkového přenosu, z nichž jedna byla zaznamenána na začátku roku 2022.

Ze zastavěného území je rozhodující vliv dešťového odlehčení a v druhé řadě povrchového odtoku. Zvláště vysoké jsou v tomto případě koncentrace olova. ČOV mají z hlediska těžkých kovů vysokou účinnost, pozornost je ovšem třeba věnovat čistírenským kalům, zvláště při jejich aplikaci na zemědělskou půdu.

Automobilová doprava byla také potvrzena jako zdroj znečištění těžkými kovy podél frekventovaných komunikací.

Z hlediska PAU je nevýznamnějším zdrojem atmosférická depozice a to zejména v zimě, lokálně mohou hrát roli také stará kontaminovaná místa. Podobně jako u kovů, i u PAU je u zdrojů ze zastavěného území rozhodující dešťové odlehčení a povrchový odtok, ČOV odstraňují PAU s vysokou účinností, pravděpodobně však tyto zůstanou vázané v kalu.

Vliv frekventovaných komunikací je u PAU zcela zřejmý a projevuje se přibližně do vzdálenosti 50-100 metrů. Analýzy jednotlivých matric celkem jednoznačně ukazují, že vstup PAU do povodí prostřednictvím atmosférické depozice je značný, přírodní prostředí je ovšem v maximální míře pohlcuje a do vodotečí se dostávají téměř pouze prostřednictvím povrchového odtoku nebo erozní události ze zemědělské půdy nebo i jiných oblastí v případě narušené vrstvy humusu.

Na základě uvedeného by bylo potřeba opatření směřovat na účinnost ČOV z hlediska živin, omezení odlehčování v případě fosforu, kovů a PAU, předčištění povrchového odtoku v případě kovů a PAU a zabránění erozi pro fosfor, kovy i PAU.

Hodnocení způsobu zemědělského hospodaření, které je významné pro bilanci dusíku, se ukázalo jako potřebné, ale nebylo přímo předmětem tohoto projektu.

Z hlediska toků i srážek se ukazuje, že kromě dlouhodobého sledování má smysl zabývat se i mimořádnými událostmi, které mohou být odpovědné až za desítky procent vstupů znečištění, ale je mimořádně obtížné je zachytit a správně vyhodnotit.

## 7. Seznam literatury

ABOAL J.R., FERNÁNDEZ J.A., BOQUETE T., CARBALLEIRA A., 2010. Is it possible to estimate atmospheric deposition of heavy metals by analysis of terrestrial mosses? *Science of the Total Environment* 408(24): 9291–6297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.013>

ANDERSEN A.M., JOHNSON A.H., SICCAMI T.G., 1980. Levels of lead, copper and zinc in the forest floor in the northeastern United States. *Journal of Environmental Quality*. 9(2): 293–296. <https://doi.org/10.2134/jeq1980.00472425000900020027x>

ARIAS-ESTÉVEZ M., FERNÁNDEZ -GÁNDARA D., GARCÍA-FALCÓN M., GARCÍA-RÍO L., MEJUTO J., SIMAL-GÁNDARA J., 2007. Sorption of PAHs to colloid dispersions of humic substances in water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 79: 251–254. <https://doi.org/10.1007/S00128-007-9022-0>

AUGUSTO S., PEREIRA M.J., MAGUAS C., BRANQUINHO C., 2013. A step towards the use of biomonitors as estimators of atmospheric PAHs for regulatory purposes. *Chemosphere* 92(5): 626–632. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.068>

BERG T., STEINNES E., 1998. Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: From relative to absolute deposition values. *Environmental Pollution* 98(1): 61–71. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00103-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00103-6)

BERG T., HJELLBREKKE A., RÜHLING Å., STEINNES E., KUBIN E., LARSEN M.M., PIISPANEN J., 2003. Absolute deposition maps of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. Report Tema Nord 2003, 505: 1–35, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Dostupné na [https://books.google.cz/books?id=LerhHFXniMOC&printsec=frontcover&hl=cs&source=gbs\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q&f=false](https://books.google.cz/books?id=LerhHFXniMOC&printsec=frontcover&hl=cs&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false) (30. 5. 2024).

CASOVA K., CERNY J., SZAKOVA J., BALIK J. a TLUSTOS P., 2009. Cadmium balance in soils under different fertilization managements including sewage sludge application. *Plant, Soil and Environment*. 55(8), 353–361. ISSN 12141178.

DOŁEGOWSKA S., SOŁTYS A., KRZCIUK K., WIDEL D., 2023. The subhorizon Ofh as a prospective geindicator of temperate soil quality in relation to selected trace elements and PAHs: A review. *Environmental Reviews* 31(3): <https://doi.org/10.1139/er-2022-0079>

FERNÁNDEZ-RAGA, María, PALENCIA, Covadonga, KEESSTRA, Saskia, JORDÁN, Antonio, FRAILE, Roberto, ANGULO-MARTÍNEZ, Marta a CERDÀ, Artemi, 2017. Splash erosion: A review with unanswered questions. *Earth-Science Reviews*. online. 2017. Vol. 171, no. June, pp. 463–477. DOI 10.1016/j.earscirev.2017.06.009.

FILGUEIRAS, A. V., I. LAVILLA a C. BENDICHO, 2002. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring* [online]. 4(6), 823–857. ISSN 14640325, 14640333. Dostupné z: doi:10.1039/b207574c

FILIPPI Michal, Viktor GOLIÁŠ a Zdeněk PERTOLD, 2004. Arsenic in contaminated soils and anthropogenic deposits at the Mokrsko, Roudný, and Kašperské Hory gold deposits, Bohemian Massif (CZ). *Environmental Geology* [online]. 45(5), 716–730. ISSN 0943-0105, 1432-0495. Dostupné z: doi:10.1007/s00254-003-0929-4

GLIME, J. M., 2017. Nutrient Relations: Uptake and Location. Chaper. 8-4. In: Glime, J. M. (ed.) *Bryophyte Ecology*. Volume 1. 8-4-1 Physiological Ecology. E-book. Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Aktualizováno 17. 8. 2020. Dostupné na <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology/>.

GONZÁLEZ A.G., POKROVSKY O.S., 2014. Metal adsorption on mosses: Toward a universal adsorption model, *Journal of Colloid and Interface Science* 515: 169–178. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2013.10.028>

GRIGALAVIČIENĖ I., RUTKOVIENĖ V., MAROZAS V., 2005. The accumulation of heavy metals Pb, Cu and Cd

GUPTA B.S., CURRAN M., HASAN S., GHOSH T.K., 2009. Adsorption characteristics of Cu and Ni in Irish peat moss. *Journal of Environmental Management* 90: 954–960. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.02.012>

HARUNA, Samuel I. a NKONGOLO, Nsalambi V., 2020. Influence of cover crop, tillage, and crop rotation management on soil nutrients. *Agriculture (Switzerland)*. 2020. Vol. 10, no. 6, pp. 1–14. DOI 10.3390/agriculture10060225.

HILLER E., JURKOVIČ L., BARTAL M., 2008. Effect of temperature on the distribution of polycyclic aromatic Hydrocarbons in soil and sediment. *Soil and Water Research* 3(4): 231–240). <https://doi.org/10.17221/28/2008-SWR>

HOLOUBEK, I. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí. Český ekologický ústav a Odbor environmentálních rizik a monitoringu MŽP ČR. Praha 1996, s. 136. ISBN 800-85087-44-8.

HŮNOVÁ I., KURFÜRST P., BÄUMELT V., VLČEK O., ŠKÁCHOVÁ H., 2018. Zpřesnění kvantifikace atmosférické depozice dusíku. Výzkumná zpráva: 17 s. [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/DKRVO/zprava\\_za\\_r\\_2018.pdf](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/DKRVO/zprava_za_r_2018.pdf), cit.14.7.2024

CHIANESE S., FENTI A., IOVINO P., MUSMARRA D., SALVESTRINI S., 2020. Sorption of organic pollutants by humic acids: a review. *Molecules* 25(4): 918. <https://doi.org/10.3390/molecules25040918>

JOVAN S.E., MONLEON V.J., DONOVAN G.H., GATZIOLIS D., AMACHER M.C., 2021. Small-scale distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban areas using geospatial modeling: A case study using the moss *Orthotrichum lyellii* in Portland, Oregon, U.S.A. *Atmospheric Environment* 256:118433. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118433>

KIM K.W., MYUNG J.H., AHN J.S., CHON H.T., 1998. Heavy metal contamination in dusts and stream sediments in the Taejon Area, Korea. *Journal of Geochemical Exploration* 64(1–3): 409–419. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(98\)00045-4](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(98)00045-4)

KLÍR, Jan, WOLLNEROV, Jana a BERANOV, Jana, 2021. *Bilancování dusíku v zemědělství*. ISBN 9788074273575.

KORZENIOWSKA J., 2022. Heavy Metal Content in the Soil along the Road No. 7 near Chyžne. *Atmosphere* 14(1): 2. <https://doi.org/10.3390/atmos14010002>

KOZ B., ČEVIK U., 2014. Lead adsorption capacity of some moss species used for heavy metal analysis. *Ecological Indicators* 36: 491–494. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.018>

KRÁSA, J., JÁCHYMOVÁ, B., BAUER, M., DOSTÁL, T., ROSENDORF, P., HEJZLAR, J., BOROVEC, J. a BEČIČKA, M., 2015. Eroze zemědělské půdy a její význam pro zanášení a eutrofizaci nádrží v ČR. In: KOSOUR, D. (ed.), *Vodní nádrže 2015*. Brno: Povodí Moravy, s. p. 2015. pp. 43–46.

KRÁSA, Josef, 2010. *Empirické modely vodní eroze v ČR*. Praha: ČVUT v Praze.

KREMER, Anne Miek, 2013. Methodology and Handbook Eurostat / OECD Nutrient Budgets, version 1.02. . 2013. pp. 1–112.

KUTIL, Šimon, 2022. *Posouzení zanášení nádrží v povodí výrovky.*

LÅG J., STEINNES E., 1978. Regional distribution of mercury in humus layers of Norwegian forest soils. *Acta Agriculturae Scandinavica* 28(4): 393–396.  
<https://doi.org/10.1080/00015127809435196>

LASOTA J., BŁOŃSKA E., 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons content in contaminated forest soils with different humus types. *Water, Air, and Soil Pollution* 229(6): 204.  
<https://doi.org/10.1007/s11270-018-3857-3>

LASOTA J., BŁOŃSKA E., ŁYSZCZARZ S. TIBBETT R., 2020. Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions. *Water, Air, and Soil Pollution* 231: 80.  
<https://doi.org/10.1007/s11270-020-4450-0>

LI, JING, RODRIGUEZ, DANIEL A TANG, XUEYU, 2017. Effects of land lease policy on changes in land use, mechanization and agricultural pollution. *Land Use Policy*. online. 2017. Vol. 64, no. 1, pp. 405–413. DOI 10.1016/j.landusepol.2017.03.008.

MIČANÍK, T., VYSKOČ, P., PRCHALOVÁ, H., POLÁŠEK, M., NĚMEJCOVÁ, D., DURČÁK, M., RICHTER, P.: Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období. VTEI – Vodohospodářské technicko-ekonomické informace. 2020, 62(6), s. 4-18. ISSN 0322-8916.

**Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.**, o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

**Nařízení vlády č. 83/2023 Sb.**, o stanovení podmínek poskytování přímých plateb zemědělcům

PACÍN C., MARTÍNEZ-ABAIGAR J., NÚÑEZ-OLIVERA E., ABOAL J.R., DE NICOLA F., FERNÁNDEZ J.Á., 2023. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) levels in PM10 and bulk deposition using Mosspheres: A pilot study in an urban environment. *Environmental Research* 223: 115406.  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115406>

PAUSTIAN, Keith, PARTON, William J. a PERSSON, Jan, 1992. Modeling Soil Organic Matter in Organic-Amended and Nitrogen-Fertilized Long-Term Plots. *Soil Science Society of America Journal*. online. 1992. Vol. 56, no. 2, pp. 476–488. DOI  
<https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600020023x>.

PIGNATELLO J., 2012. Dynamic interactions of natural organic matter and organic compounds. *Journal of Soil and Sediments* 12: 1241–1256. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0490-4>

PITTER, Pavel, 2009. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha. ISBN 978-80-7080-701-9.

PODLESAKOVA, E., J. NEMECEK a R. VACHA, 2002. Critical values of trace elements in soils from the viewpoint of the transfer pathway soil - plant. *Plant, Soil and Environment*. 48(5), 193–202. ISSN 12141178.

PROFFITT, A.P.B. a ROSE, C.W., 1991. Soil erosion processes. I. The relative importance of rainfall detachment and runoff entrainment. *Australian journal of soil research*. 1991. Vol. 29, no. 5.

REIMANN C., ENGLMAIER P., FLEM B., L. GOUGH L., LAMOTHE P., NORDGULEN Ø., SMITH D., 2009. Geochemical gradients in soil O-horizon samples from southern Norway: Natural or anthropogenic? *Applied Geochemistry* 24(1): 62–76. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.11.021>

RENARD, Kg, FOSTER, Gr, WEESIES, Ga, MCCOOL, Dk a YODER, Dc, 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. online. Washington, DC, USA.: US Department of Agriculture. ISBN 0160489385. NULL

RICHARDSON J.B., DONALDSON E.C., KASTLE J.M., FRIEDLAND A.J., 2015. Forest floor lead, copper and zinc concentrations across the northeastern United States: Synthesizing spatial and temporal responses. *Science of the Total Environment* 505: 851–859. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.023>

ROBERTS, Terry L., 2014. Cadmium and Phosphorous Fertilizers: The Issues and the Science. *Procedia Engineering* [online]. 83, 52–59. ISSN 18777058. Dostupné z: doi:10.1016/j.proeng.2014.09.012

RÜHLING Å., TYLER G., 1968. An ecological approach to the lead problem. *Botaniska Notiser* 121: 321–342.

RYZAK, Magdalena, BIEGANOWSKI, Andrzej a POLAKOWSKI, Cezary, 2015. Effect of soil moisture content on the splash phenomenon reproducibility. *PLoS ONE*. 2015. Vol. 10, no. 3, pp. 1–15. DOI 10.1371/journal.pone.0119269.

ŘSD ČR, 2024. Celostátní sčítání dopravy 2020. Ředitelství silniční a dálnic, Praha, online. Dostupné na [https://scitani.rsd.cz/CSD\\_2020/pages/map/default.aspx](https://scitani.rsd.cz/CSD_2020/pages/map/default.aspx) (30. 5. 2024).

SAINJU, Upendra M, 2017. Determination of nitrogen balance in agroecosystems. *MethodsX*. online. 2017. Vol. 4, pp. 199–208. DOI <https://doi.org/10.1016/j.mex.2017.06.001>.

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, Volume 22, s. 12374–12383. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4543-2>

SHARPLEY, A. N., 1980. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. *Journal of Environment Quality*. 1980. Vol. 9, no. 3, pp. 521–526. DOI 10.2134/jeq1980.00472425000900030039x.

SHARPLEY, A. N., 1985. Phosphorus Cycling in Unfertilized and Fertilized Agricultural Soils. *Soil Science Society of America Journal*. 1985. Vol. 49, no. 4, pp. 905–911.

SIEGEL, F. R., 2002. *Environmental geochemistry of potentially toxic metals*. Berlin Heidelberg New York London Paris Tokyo: Springer-Verlag.



SKERT N., FALOMO J., GIORGINI L., ACQUAVITA A., CAPRIGLIA L., GRAHONJA R., MIANI N., 2010. Biological and artificial matrixes as PAH accumulators: An experimental comparative study. *Water, Air, and Soil Pollution* 206: 95–103. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0089-6>

SMATANOVÁ, M., 2021. Hodnocení zásobenosti orných půd České republiky přístupným fosforem. In: . 2021.

**Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES** ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

**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.

**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.

SUCIU, Nicoleta Alina, Romano DE VIVO, Niccolò RIZZATI a Ettore CAPRI, 2022. Cd content in phosphate fertilizer: Which potential risk for the environment and human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health* [online]. **30**, 100392. ISSN 2468-5844. Dostupné z: doi:10.1016/j.coesh.2022.100392

SUCHARA I., SUCHAROVÁ J., HOLÁ M., 2017. Výsledky stanovení celkových obsahů arzenu v půdních pokryvech v obci Tehov a bezprostředním okolí. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Průhonice, 15 pp. Dostupné na <http://www.tehov.cz/geologie-obce>, (31. 5. 2024).

SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., 2004. Distribution of 36 element deposition rates in a historic mining and smelting area as determined through fine-scale biomonitoring techniques. Part I: Relative and absolute current atmospheric deposition levels detected by moss analyses. *Water, Air, and Soil Pollution* 153(1): 205–228. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000019944.33209.83>

SUCHAROVÁ J., SUCHARA I., HOLÁ M., 2008. Content of 37 elements in moss and their temporal and spatial trends in the Czech Republic during the last 15 years. Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Průhonice 96 pp +74 map. příloh (ISBN 978-80-85116-62-5 VÚKOZ; ISBN 978-80-7415-007-4 Nová tiskárna Pelhřimov).

SUCHAROVÁ J., HOLÁ M., 2014. PAH and PCB determination of the concentration gradient in moss *Pleurozium schreberi* near a highway, and seasonal variability at the background reference site. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 94(7): 712–727. <https://doi.org/10.1080/03067319.2014.900675>

TILMAN, David, CASSMAN, Kenneth G, MATSON, Pamela A, NAYLOR, Rosamond a POLASKY, Stephen, 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. srpen 2002. Vol. 418, no. 6898, pp. 671–677. DOI 10.1038/nature01014.

TRÁVNÍK, 2020. Metodický návod pro hnojení plodin Metodický návod pro hnojení plodin. 2020.

TREMPER, A. H., AGNETA, M., BURTON, S., HIGGS, D. E., 2004: Field and laboratory exposures of two moss species to low level metal pollution. *Journal of Atmospheric Chemistry* 49, 111–120. <https://doi.org/10.1007/s10874-004-1218-7>

TYLER G., 1978 Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 9: 137–148. <https://doi.org/10.1007/BF00280700>

UKALSKA-JARUGA A., DEBAENE G., SMRECZAK B., 2020. Dissipation and sorption processes of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to organic matter in soils amended by exogenous rich-carbon material. *Journal of Soils Sediments* 20: 836–849. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02455-8>

VÁCHA, R., J. CECHMANKOVA, J. SKALA, J. HOFMAN, P. CERMAK, M. SANKA a T. VACHOVA, 2011. Use of dredged sediments on agricultural soils from viewpoint of potentially toxic substances. *Plant, Soil and Environment*. 57(8), 388–395. ISSN 12141178.

VÁCHA, R., H. MACUROVA, J. SKALA, M. HAVELKOVA, J. CECHMANKOVA a V. HORVATHOVA, 2008. Possibilities of some methods for risk assessment of arsenic load in soils. *Plant, Soil and Environment*. 54(7), 279–287. ISSN 12141178.

VÁCHA, R., J. NEMECEK a E. PODLESAKOVA, 2002. Geochemical and anthropogenic soil loads by potentially risky elements. *Plant, Soil and Environment*. 48(10), 441–447. ISSN 12141178.

VÁCHA, R., M. SANKA, O. SANKA, J. SKALA a J. CECHMANKOVA, 2013. The Fluvisol and sediment trace element contamination level as related to their geogenic and anthropogenic source. *Plant, Soil and Environment*. 59(3), 136–142. ISSN 12141178.

VÁCHA, R., M. VYSLOUZILOVA, V. HORVATHOVA a J. CECHMANKOVA, 2006. Recommended maximum contents of persistent organic pollutants in sewage sludge for application on agricultural soils. *Plant, Soil and Environment*. 52(8), 362–367. ISSN 12141178.

VAN OOST, K., GOVERS, G. a DESMET, P., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*. srpen 2000. Vol. 15, no. 6, pp. 577–589. DOI 10.1023/A:1008198215674.

VAN ROMPAEY, Anton J.J., VERSTRAETEN, Gert, VAN OOST, Kristof, GOVERS, Gerard a POESEN, Jean, 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*. online. 2001. Vol. 26, no. 11, pp. 1221–1236. DOI <https://doi.org/10.1002/esp.275>.

VAZQUEZ, M. D., LOPEZ, J., CARBALLEIRA, A., 1999: Uptake of heavy metals to the extracellular and intracellular compartments in three species of aquatic bryophyte. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 44(1): 12–24. <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1798>

VERSTRAETEN, G., VAN OOST, K., VAN ROMPAEY, A., POESEN, J. a GOVERS, G., 2002. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management*. online. 2002. Vol. 18, no. 4, pp. 386–394. DOI 10.1079/SUM2002150. NULL

**Vyhláška č. 275/1998 Sb.**, o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků

**Vyhláška č. 377/2013 Sb.**, o skladování a způsobu používání hnojiv

VYSKOČ, P., PRCHALOVÁ, H., MIČANÍK, T., ROSENDORF, P., KRISTOVÁ, A., SVOBODOVÁ, J., KODEŠ, V., 2014: Hodnocení dopadu emisí na vodní prostředí. Certifikovaná metodika, Praha. 166 s.

WELLS, J. M., BROWN, D. H., 1990: Ionic control of intracellular and extracellular Cd uptake by the moss *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. *New Phytologist* 116, 541–553. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1990.tb00538.x>

WISCHMEIER, Wh a SMITH, Dd, 1978. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, DC, USA: US Department of Agriculture. ISBN Agriculture Handbook 537. NULL

WITHERS, P. J. A., HODGKINSON, R. A., BATES, A. a WITHERS, C. L., 2007. Soil cultivation effects on sediment and phosphorus mobilization in surface runoff from three contrasting soil types in England. *Soil and Tillage Research*. 2007. Vol. 93, no. 2, pp. 438–451. DOI 10.1016/j.still.2006.06.004.

ZECHMEISTER H., HOHENWALLNER D., RISS A., HANUS-ILLNAR A., 2005. Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environmental Pollution* 138(2): 238–249. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.005>

ZHU D., HYUN S., PIGNATELLO J.J., LEE L.S., 2004. Evidence for  $\pi$ - $\pi$  electron donor-acceptor interactions between  $\pi$ -donor aromatic compounds and  $\pi$ -acceptor sites in soil organic matter. *Environmental Science and Technology* 38:4361–4368. <https://doi.org/10.1021/es035379e>

## 8. Seznam obrázků a tabulek

### Seznam obrázků

Obr. 3.1.1 Povodí Výrovka se nachází ve středočeském kraji

Obr. 3.1.2 Využití území v povodí Výrovka

Obr. 3.1.3 Povodí Výrovky s vyznačenými obcemi odvodněnými jednotnou a oddílnou kanalizací a s místy vypouštění z ČOV

Obr. 3.2.1 Výsek geologické mapy 1 : 50 000 GeoČR50 (ČGS, 2024) s vyznačením povodí Výrovky

Obr. 4.1.1 Umístění srážkoměrů

Obr. 4.1.2 Umístění srážkoměrných stanic pro srážky typu bulk u Třebovle

Obr. 4.1.3 throughfall v lese u Zásbuk

Obr. 4.1.4 Místa odběru vzorků mechu a lesního humusu v povodí Výrovky v letech 2021 a 2022

Obr. 4.1.5 Místa vedení liniových transektů pro odběry vzorků mechu a humusu u silnice II/611 a dálnice D11 v roce 2023

Obr. 4.1.6 Reliéf terénu v bezprostředním okolí sledovaných pozemních komunikací

Obr. 4.2.1 Schematizovaný matematický model jednotné stokové sítě ukončené na ČOV Pečky

Obr. 4.2.2 Schematizovaný matematický model srážkového odtoku z oddílných dešťových kanalizací, povrchového odvodnění a areálových kanalizací v urbanizovaném povodí Pečky

Obr. 4.4.1 Postup hodnocení vstupů látek přirozeného původu

Obr. 4.5.1 Monitorovací místa povrchové a podzemní vody v povodí Výrovky

Obr. 4.5.2 Srážkoodtokové události monitorované v roce 2022

Obr. 4.5.3 Průběh srážkoodtokové události a čas odběru vzorků 25.7.2023

Obr. 5.1.1 Koncentrace dusíku v Plaňanech při pravidelném monitoringu

Obr. 5.1.2 – Obr. 5.1.5 průběh koncentrací dusíku v jednotlivých profilech v porovnání s průtokem v uzávěrovém profilu

Obr. 5.1.6 – Obr. 5.1.14 Hodnocení stavu N-NO<sub>3</sub> a N-NH<sub>4</sub> v jednotlivých profilech za období 2010 – 2021

Obr. 5.1.15 Koncentrace a látkový odnos dusíku jednotlivých forem podle profilu

Obr. 5.2.1 Zemědělská bilance fosforu v ČR

Obr. 5.2.2 Výsledek erozního modelu v povodí Výrovka

Obr. 5.2.3 Úseky hydrografické sítě nejvíce zatížené vstupem sedimentu

Obr. 5.2.4 Vstup erodovaného materiálu do hydrografické sítě v jednotlivých povodích 4. řádu v povodí Výrovky

Obr. 5.2.5 Podíl jemnozrnného materiálu v půdě v jednotlivých povodích 4. řádu

Obr. 5.2.6 Vstup jemnozrnného materiálu do povodí 4. řádu v povodí Výrovky

Obr. 5.2.7 Monitorovací kampaň VÚV - výsledky

Obr. 5.2.8 - Obr. 5.2.10 Měřené koncentrace celkového fosforu na jednotlivých profilech a průtok v době odběru na profilu Plaňany

Obr. 5.2.11 - Obr. 5.2.13 Hodnocení stavu celkového fosforu v jednotlivých profilech za období 2010 – 2021

Obr. 5.2.14 Průměrné roční koncentrace na profilech, Obr. 5.2.14 LOD na profilech

Obr. 5.3.1 Distribuce celkového As v mechu (vlevo) a lesním humusu (vpravo) a ve vodě Výrovky v roce 2021

Obr. 5.3.2 Distribuce celkového Pb v mechu (vlevo) a lesním humusu (vpravo) a ve vodě Výrovky v roce 2021

Obr. 5.3.3 Větrné růžice pro Kostelec n. Č. L., Kolín a Uhlířské Janovice (Meteoblue AG 2024)

Obr. 5.3.4 Obsah celkového Ni v mechu v různých vzdálenostech od silnice II/611 a dálnice D11 v roce 2023

- Obr. 5.4.1 Rozložení obsahů PAU v lesním humusu v povodí Výrovky v roce 2021
- Obr. 5.4.2 Pokles obsahu B(a)P v mechu se vzdáleností od silnice II/611 a dálnice D11 u Sadské v létě roku 2023
- Obr. 5.4.3 Výrovka-Plaňany, koncentrace jednotlivých PAU v povrchové vodě
- Obr. 5.4.4 Třebovle – koncentrace jednotlivých PAU ve srážkách typu bulk
- Obr. 5.4.5 Zásmuky – koncentrace jednotlivých PAU ve srážkách typu bulk
- Obr. 5.4.6 Zásmuky – koncentrace jednotlivých PAU ve srážkách typu throughfall
- Obr. 5.4.7 Zásmuky – porovnání sumy PAU ve srážkách typu bulk a throughfall
- Obr. 5.4.8 Zásmuky – Atmosférický spad na jednotku plochy v depozici typu bulk a throughfall
- Obr. 5.4.9 Celkový atmosférický spad (bulk) PAU v lokalitách Zásmuky a Třebovle a látkový odnos PAU v profilu Výrovka-Plaňany
- Obr. 5.4.10 Ostrava-Přívoz – Suma PAU ve srážkách typu bulk a throughfall
- Obr. 5.4.11 Praha-Podbaba – Suma PAU ve srážkách typu bulk a throughfall
- Obr. 5.4.12 Srovnání velikosti atmosférického spadu na jednotku plochy ve srážkách typu bulk a throughfall lokalit Ostrava-Přívoz a Praha-Podbabská
- Obr. 5.4.13 Porovnání celkového atmosférického spadu PAU v lokalitách Zásmuky, Třebovle, Praha-Podbaba a Ostrava-Přívoz
- Obr. 5.4.14 Sezónnost koncentrací PAU ve srážkové vodě v lokalitě Praha-Podbaba
- Obr. 5.4.15 Rozložení koncentrací PAU ve srážkové vodě podle ročních období v roce 2022, lokalita Praha-Podbaba
- Obr. 5.4.16 Sezónnost koncentrací PAU ve srážkové vodě v lokalitě Ostrava-Přívoz
- Obr. 5.4.17 Rozložení koncentrací PAU ve srážkové vodě podle ročních období v roce 2022, lokalita Ostrava-Přívoz
- Obr. 5.4.18 Úhrn srážek v povodí Výrovky – Epizody 1 až 3
- Obr. 5.4.19 Koncentrace jednotlivých PAU v povrchové vodě – Epizody 1 až 3
- Obr. 5.4.20 Úhrn srážek v povodí Výrovky a výška hladiny ve Výrovce – Epizoda 4
- Obr. 5.4.21 Koncentrace suma PAU v povrchové vodě, vzorky 1 až 3 – Epizoda 4
- Obr. 5.4.22 Stará kontaminovaná místa v povodí Výrovky – lokalita se zvýšenými koncentracemi PAU je červená
- Obr. 5.4.23 a Obr. 5.4.24: Průměrné zastoupení zdrojů PAU na území ČR za období 2012 – 2023. Kategorie: pyrogenní (PYRO), petrogenní (PETRO), nelze přesně určit (MIX/?)

## Seznam tabulek

Tab. 3.1.1 Využití území v povodí Výrovky po Plaňany

Tab. 3.1.2 Přehled obcí v povodí Výrovky s ČOV a typů kanalizace (JK – jednotná, OSK – oddílná splašková)

Tab. 3.1.3 Zastoupení hlavních plodin na orné půdě

Tab. 4.1.1 Místa odběrových ploch vzorků mechu a humusu v povodí Výrovky

Tab. 4.1.2 Místa odběru vzorků mechu a humusu u silnice II/611 na k. ú. Hradištko u Sadské

Tab. 4.1.3 Místa odběru vzorků mechu a humusu u dálnice D11 na k. ú. Hradištko u Sadské

Tab. 4.2.1 Základní informace k odvádění odpadních vod v Pečkách a přilehlých obcích

Tab. 4.2.2 Účinnosti odstraňování znečištění na ČOV Pečky uvažované pro bilance

Tab. 4.2.3 Vstupní data koncentrací jednotlivých zdrojů znečištění

Tab. 4.2.4 Koncentrace znečištění v přítoku na ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky dle VUPE

Tab. 4.2.5 Účinnosti odstraňování na ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky dle VUPE

Tab. 4.3.1 Stará kontaminovaná místa v povodí Výrovky po Plaňany podle SEKM

Tab. 4.5.1 Přehled monitoringu v profilu Plaňany

Tab. 4.5.2 Odběry v dalších profilech v povodí pro vyhodnocení rizika vstupu dusičnanů

Tab. 5.1.1 Vstupy, výstupy a bilance dusíku (průměr, kg N/ha zemědělské půdy)

Tab. 5.1.2 Látkové toky dusíku z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22

Tab. 5.1.3 Procentuální zastoupení vnosu dusíku z přepadů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.1.4 Procentuální zastoupení vnosu dusíku z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.1.5 Vnos dusíku z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.1.6 Podíl OK a ČOV na vnosu dusíku z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.1.7 Vnos dusíku ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.1.8 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu dusíku (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.1.9 Charakteristické koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku přirozeného původu podle kategorie nadmořské výšky

Tab. 5.1.10 Koncentrace dusíku v Plaňanech při pravidelném monitoringu

Tab. 5.1.11 Koncentrace forem dusíku, naměřené v pilotním území za období 2021 – 2022 (průměrná hodnota měření prováděných na jaře 2021 a 2022)

Tab. 5.1.12 Výsledky při srážkoodtokové události

Tab. 5.1.13 Látkové odtoky dusíku v toku a z jednotlivých zdrojů v pilotním území

Tab. 5.2.1 Vstupy, výstupy a bilance fosforu v povodí Výrovky (průměr, kg P/ha zemědělské půdy)

Tab. 5.2.2 Základní erozí charakteristika povodí Výrovka dle modelu WaTEM/SEDEM

Tab. 5.2.3 Látkové toky fosforu z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22 (OKA, OKB, OKC – jednotlivé odlehčovací komory v urbanizovaném povodí Pečky)

Tab. 5.2.4 Procentuální zastoupení vnosu fosforu z přepadů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.2.5 Procentuální zastoupení vnosu fosforu jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.2.6 Vnos fosforu z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.2.7 Podíl OK a ČOV na vnosu fosforu z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.2.8 Vnos fosforu ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.2.9 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu fosforu (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.2.10 Koncentrace fosforu v Plaňanech při pravidelném monitoringu

Tab. 5.2.11 Průměrné koncentrace fosforu v pomocných profilech při kampaních zaměřených na jarní znečištění ze zemědělství

Tab. 5.2.12 Koncentrace celkového a fosforečnanového fosforu při zachycených srážkoodtokových událostech

Tab. 5.2.13 Podíl zdrojů v povodí Výrovky na vnosu fosforu

Tab. 5.3.1 Látkové toky těžkých kovů z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22

Tab. 5.3.2. Procentuální zastoupení vnosu těžkých kovů z přepadů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22).

Tab. 5.3.3 Procentuální zastoupení vnosu těžkých kovů z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22),

Tab. 5.3.4 Vnos těžkých kovů z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.3.5 Podíl OK a ČOV na vnosu těžkých kovů z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.3.6 Vnos těžkých kovů ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.3.7 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu těžkých kovů (průměr za r. 2021-22), červeně podbarveny buňky pro 100% zdroje znečištění, oranžově zdroje přispívající více než 50 %

Tab. 5.3.8 Celkové obsahy vybraných prvků v mechu *Pleurozium schreberi* (mg.kg-1) v roce 2021 a 2022

Tab. 5.3.9 Celkové obsahy vybraných prvků v lesním humusu (mg.kg-1) v roce 2021 a 2022

Tab. 5.3.10 Celkové obsahy vybraných toxických kovů v mechu a lesním humusu (mg.kg-1) u silnice II/611 a dálnice D11

Tab. 5.3.11 Měřené srážky a koncentrace celkových kovů ve srážkách v pilotním povodí. Hodnoty jsou v  $\mu\text{g.l}^{-1}$

Tab. 5.3.12 Odhad celkové depozice těžkých kovů v povodí Výrovky

Tab. 5.3.13 Měřené koncentrace v Plaňanech ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )

Tab. 5.3.14 Výpočet látkového odnosu v profilu Plaňany

Tab. 5.3.15 Koncentrace těžkých kovů v pramenící vodě ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )

Tab. 5.3.16 Koncentrace v profilu Plaňany v průběhu srážkoodtokových epizod ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )

Tab. 5.3.17 Bilance zdrojů a odnosů těžkých kovů z povodí Výrovky za hodnocené období (kg)

Tab. 5.4.1 Látkové toky PAU z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky do povrchových vod – průměr za r. 2021-22

Tab. 5.4.2 Procentuální zastoupení vnosu PAU z přepadů z OK v porovnání s odtokem ČOV Pečky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.4.3 Procentuální zastoupení vnosu PAU z jednotlivých zdrojů znečištění v urbanizovaném povodí Pečky (průměr za r. 2021-22)

Tab. 5.4.4 Vnos PAU z OK a ČOV s jednotnou kanalizací v povodí Výrovky (průměr za rok 2021-22)

Tab. 5.4.5 Podíl OK a ČOV na vnosu PAU z jednotné kanalizace v povodí Výrovky (průměr za rok 2021-22)

Tab. 5.4.6 Vnos PAU ze všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky (průměr za rok 2021-22)

Tab. 5.4.7 Podíl všech dílčích urbanizovaných zdrojů v povodí Výrovky na vnosu PAU (průměr za rok 2021-22)

Tab. 5.4.8 Použité zkratky pro označení jednotlivých sloučenin PAU

Tab. 5.4.9 Celkové obsahy PAU v mechu *Pleurozium schreberi* ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) na lesních plochách v roce 2021

Tab. 5.4.10 Celkové obsahy PAU v mechu *Pleurozium schreberi* ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) na lesních plochách v roce 2022

Tab. 5.4.11 Průměrné obsahy PAU v mechu na Šumavě

Tab. 5.4.12 Celkové obsahy PAU v lesním humusu ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) v roce 2021



Tab. 5.4.13 Celkové obsahy PAU v lesním humusu ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) v roce 2022

Tab. 5.4.14 Průměrné obsahy PAU v lesním humusu na Šumavě

Tab. 5.4.15 Celkové obsahy jednotlivých PAU v mechu ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) u silnice II/611 a dálnice D11 v severní části povodí Výrovky v roce 2023

Tab. 5.4.16 Obsah uhlíku ( $\text{g kg}^{-1}$ ) a celkové obsahy jednotlivých PAU v humusu ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) u silnice II/611 a dálnice D11 v severní části povodí Výrovky v roce 2023

Tab. 5.4.17 Použité zkratky pro označení jednotlivých sloučenin PAU

Tab. 5.4.18 Výsledky celkového spadu PAU atmosférickou depozicí v lokalitách Zásmuky a Třebovle a látkového odnosu PAU Výrovkou v profilu Plaňany

Tab. 5.4.19 Celkový atmosférický spad PAU v lokalitách Ostrava-Přívoz a Praha-Podbabská

Tab. 5.4.20 Porovnání celkového atmosférického spadu PAU v lokalitách Zásmuky, Třebovle, Praha a Ostrava

## **9. Seznam příloh**

Příloha I ZDROJE PAU VE VODNÍM PROSTŘEDÍ