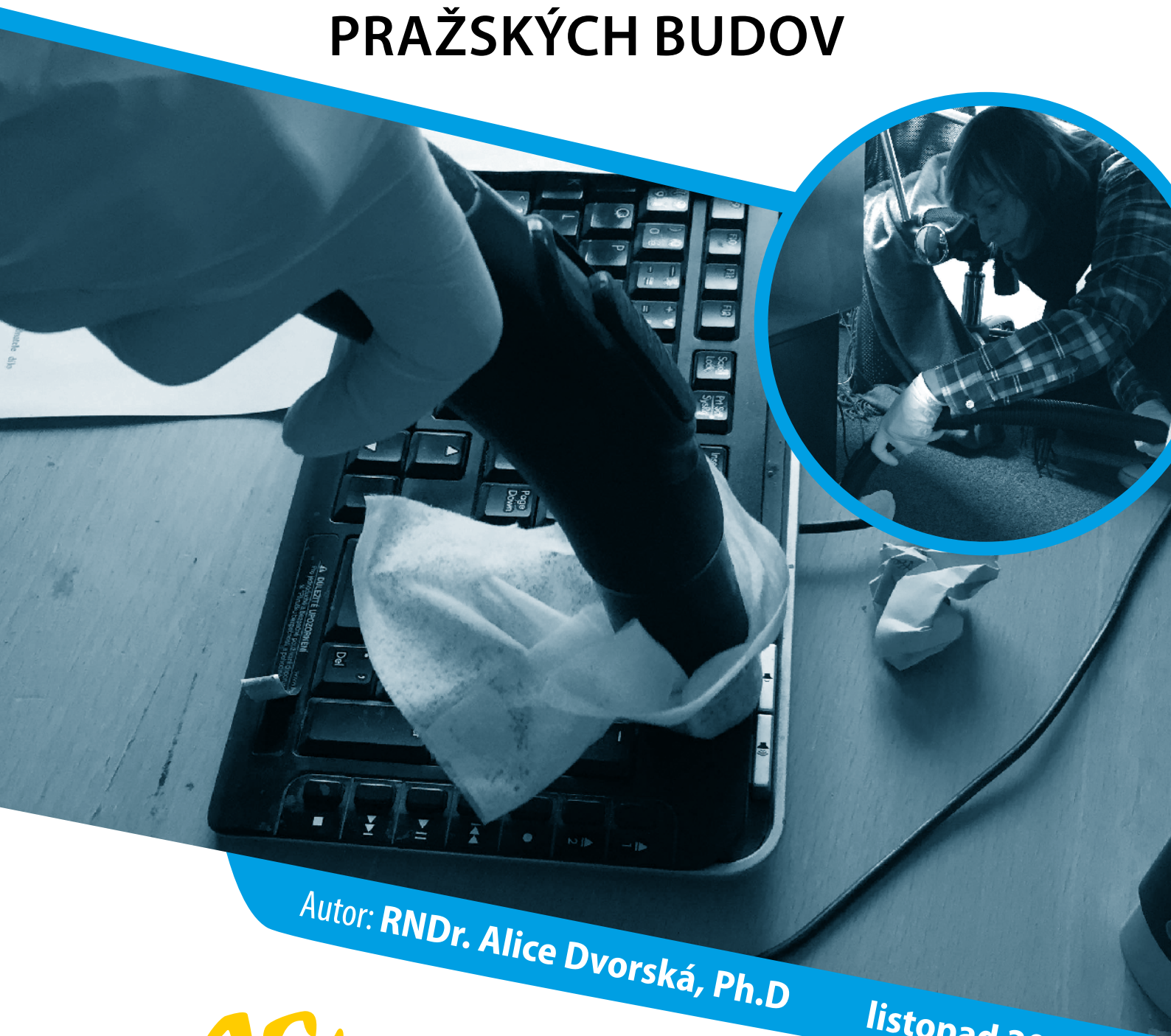


# BROMOVANÉ A ORGANOFOSFÁTOVÉ ZPOMALOVAČE HOŘENÍ V PRACHU VNITŘNÍCH PROSTOR PRAŽSKÝCH BUDOV



Autor: RNDr. Alice Dvorská, Ph.D

listopad 2018



© Arnika

# **Bromované a organofosfátové zpomalovače hoření v prachu vnitřních prostor pražských budov**

*RNDr. Alice Dvorská, Ph.D., listopad 2018*

## **Shrnutí**

Zpomalovače hoření (FRs) zvyšují odolnost různých materiálů proti hoření a jejich použití je na vzestupu z důvodu zvyšujících se nároků na požární bezpečnost vysoce hořlavých materiálů. Organofosfátové a bromované zpomalovače hoření (OPFRs a BFRs) tvoří v současnosti asi 35 % celosvětové produkce zpomalovačů hoření. V EU připadá více než polovina spotřeby BFRs na sektor elektroniky a elektrických zařízení, cca třetina na stavební sektor, zbytek na transport, textilie a další. Aplikace OPFRs zahrnují textilie, elektroniku, plasty a další. Nehalogenované OPFRs jsou také často používané jako plastifikátory a lubrikanty. Starší generaci BFRs představují polybromované difenyletery (PBDEs), hexabromcyklododekan (HBCD) a tetrabrombisfenol A (TBBPA). Mezi jejich negativní vlastnosti patří persistence, schopnost dálkového transportu a jsou také považovány za endokrinní disruptory. Produkce a používání PBDEs a HBCD byla z těchto důvodů zakázána či omezena. Jsou proto nahrazovány novými BFRs, které však již byly také detekovány v různých složkách životního prostředí a jsou rovněž považovány za persistentní. U nových BFRs navíc nejsou k dispozici dostatečné informace o jejich toxicitě, ekotoxicitě a osudu v prostředí, ačkoli jejich chemická struktura naznačuje, že by také mohly představovat zdravotní riziko. Zpomalovače hoření na bázi fosforu (PFRs) jsou další alternativou k zakázaným či omezeným BFRs. OPFRs obsahující chlor jsou však karcinogenní a i některé další OPFRs vykazují problematické vlastnosti jako je persistence nebo toxicita pro vodní organismy. Jednou z nejvýznamnějších cest expozice člověka všem těmto látkám je vnitřní prostředí, kde přichází do kontaktu s prachem tyto látky obsahujícím.

Cílem předložené práce bylo v náhodném vzorku dobrovolně spolupracujících jednotlivců a subjektů stanovit koncentrace BFRs a OPFRs v prachu pražských interiérů. Domácí prach je dobrým indikátorem dlouhodobé kontaminace vnitřního prostředí. Zaměřili jsme se na porovnání kancelářských prostor s bytovými, jelikož vnitřní prostor kanceláří může být těmito látkami více zatížený. Během května až srpna 2018 byly tedy odebrány směsné vzorky prachu z pěti pražských bytů a deseti kancelářských prostor. Odběr vzorků byl proveden pomocí vysavače, na jehož teleskopickou trubku byl pevně přichycen vlhčený ubrousek. Analýza samotných ubrousků prokázala, že výsledky odběrů prachu ve vnitřních prostorách těmito ubrousky ovlivněné nebyly. Do odběrového protokolu byl zaznamenán popis místa odběru vzorku, povrchový materiál a druh a počet elektronických přístrojů. Chemická analýza vzorků byla provedena na Ústavu analýzy potravin a výživy, Vysoké škole chemicko-technologické v Praze.

Nalezené koncentrace různých FRs v různých typech vnitřních prostor reflektovaly široké spektrum použití těchto látek. BFRs obecně lépe odrážely počet elektronických přístrojů ve vzorkovaných místnostech v porovnání s OPFRs, jejichž použití není typické jen pro elektroniku a je dokonce i nad rámec FRs. OPFRs lze až na výjimky označit za prakticky všudypřítomné na rozdíl od BFRs, z nichž řada nebyla v různých typech vnitřních prostor zjištěna nad limitem kvantifikace. Dále lze konstatovat, že koncentrace FRs v bytech byly až

o několik řádů nižší než v pracovních prostorách, což odpovídá zjištěním v odborné literatuře. Nejvyšší zatížení FRs vykazovaly vzorky zahrnující serverovny. Naopak a oproti očekávání vzorky zahrnující počítačové místnosti nevykazovaly vyšší koncentrace BFRs typických pro elektroniku. Některé vzorky z kancelářských prostor odpovídaly svým nižším zatížením spíše prostorám bytů, jiné se u zatížení některými OPFRs blížily prostředí serveroven. Koncentrace většiny BFRs odpovídaly nálezům z evropských bytových a kancelářských prostor reportovaným v odborné literatuře, které jsou zejména u PBDEs nižší než v Severní Americe. Zjištěný koncentrační profil OPFRs v pražských vnitřních prostorách se částečně lišil od profilu zjištěného odbornou studií v Německu, některé konkrétní OPFRs vykazovaly vyšší koncentrace. Zatížení prachu z vnitřních prostor v Německu je však v nižší části rozsahu koncentrací OPFRs nalezených v pracovních prostorách Belgie a Švédska. Zde předloženou práci nelze chápat jako komplexní vědeckou studii. S ohledem na počet odebraných vzorků je spíše vzhledem do současné situace v Praze, který nemá ambice vyčerpávajícím způsobem diskutovat všechny faktory ovlivňující výskyt FRs ve vnitřních prostorách.

Koncentrace FRs v prachu pražských kancelářských i bytových prostor obecně nejsou výrazně vyšší než hodnoty reportované v odborné literatuře. V některých konkrétních prostorách však byly koncentrace některých FRs nalezeny v překvapivé výši a zde by měla být učiněna opatření k jejich snížení, hlavně častý a důkladný úklid prachu v těchto prostorách. Zejména OPFRs lze považovat za prakticky všudypřítomné, což je problematické zejména ve světle výše uvedených problematických vlastností a obecně nedostatku dat o jejich environmentálních a toxikologických vlastnostech. I vlastnosti některých v současnosti používaných BFRs nejsou dostatečně popsány. Zejména u halogenovaných FRs se však lze z důvodu jejich podobné chemické struktury domnívat, že by mohly být podobně problematické jako „typické“ BFRs, chlorované OPFRs jsou považovány za karcinogenní. Z těchto důvodů by mělo být plošné používání BFRs i OPFRs na odborné úrovni dále kriticky zkoumáno a v praxi omezoáno.

## Úvod

Zpomalovače (retardanty) hoření (z anglického „flame retardants“, FRs) jsou chemické látky přidávané k přírodním i syntetickým materiálům za účelem zvýšení jejich odolnosti proti hoření (WHO, 1997). Jejich použití je na vzestupu od konce 50. let 19. století a souvisí se zvyšujícími se nároky na požární bezpečnost vysoce hořlavých materiálů jako je dřevo, plasty, textilie a další. Současná celosvětová spotřeba zpomalovačů hoření činí cca 2 miliony tun ročně a převažuje použití v plastech (85 %). Podle chemického složení je možné zpomalovače hoření rozdělit do čtyř skupin: anorganické, halogenované, na bázi fosforu a na bázi dusíku (Petrová et al., 2015). Největší podíl na celosvětové produkci měl v roce 2016 hydroxid hlinitý (38 %), následovaly organofosfátové (18 %) a bromované (17 %) zpomalovače. Nárůst globální spotřeby zpomalovačů hoření se v příštích letech odhaduje na 3 % ročně (IHS Markit, 2017).

Skupina bromovaných zpomalovačů hoření (BFRs) zahrnuje více než 75 různých organických sloučenin, které lze rozdělit na tři základní skupiny. Bromované monomery (např. bromovaný styren) se přidávají ještě před polymerizací do směsi monomerů a výsledkem je polymer obsahující jak bromované, tak nebromované monomery. Reaktivní BFRs, např. tetrabrombisfenol A (TBBPA), jsou chemicky vázané ve struktuře plastového polymeru. Přidatné zpomalovače hoření, např. polybromované difenyl ethery (PBDEs) a hexabromcyklododekan (HBCD), jsou s polymerem pouze smíchány a mohou tedy být z produktů snadněji vyluhovány (Alaee et al., 2003). V EU připadá více než polovina spotřeby BFRs na sektor elektroniky a elektrických zařízení, cca třetina připadá na stavební sektor, zbytek na transport, textilie a další (Cusack a Perrett, 2006).

Podobně jako jiné halogenované organické látky BFRs zpravidla hůře podléhají biodegradaci, jsou persistentní a mají tendenci se v životním prostředí hromadit (Segev et al., 2014). Díky svým vlastnostem a širokému použití jsou BFRs v životním prostředí všudypřítomné (Kefeni et al., 2011). Některé BFRs jako PBDEs a HBCD se bioakumulují v potravním řetězci a jejich zjištěná přítomnost v živých organismech arktických a antarktických oblastí je důkazem jejich schopnosti dálkového transportu (Sørmo et al., 2006; Aznar-Aleman et al., 2019). Přítomnost BFRs byla prokázána i v lidském organismu (např. Fromme et al., 2016; Covaci et al., 2006; Hites, 2004). BFRs a jejich metabolity mají schopnost narušení hormonálního (endokrinního) systému. Některé studie ukázaly, že expozice člověka i jiných živočichů již malým dávkám těchto látek v kritických momentech vývoje organismu může vést k vážnému narušení hormonálního systému a vývoje nervové soustavy (Legler, 2008). Negativní vliv těchto látek je předpokládán i na reprodukční systém (Lyche et al., 2015) a diskutována je i možná souvislost s diabetem a některými druhy rakoviny (Kim et al., 2014).

U běžné populace dochází k expozici BFRs několika různými cestami, které zahrnují vdechování vzduchu a prachu ve vnitřním prostředí, konzumaci jídla s obsahem BFRs a kontaminované vody a v neposlední řadě také dermální kontakt (Kefeni et al., 2011). Významnost jednotlivých expozičních cest se liší mezi kontinenty i jednotlivými zeměmi. Zatímco v USA je primární cestou expozice vdechování prachu z vnitřních prostor, v evropských zemích se většina BFRs do lidského organismu dostane konzumací zejména živočišné potravy, např. ryb (Harrad et al., 2004; Fromme et al., 2016; Lyche et al., 2015). Specifickou skupinou jsou z pohledu expozice prachem z vnitřních prostor děti, které se často pohybují na zemi, vkládají si ruce do úst apod. Denní příjem BFRs z prachu z vnitřních prostor je u nich o řád vyšší než u dospělých (Fromme et al., 2016). Jelikož je expozice prachem jednou z hlavních cest vstupu FRs do lidského organismu, byla definována řada

opatření na její snížení. Jedná se zejména o časté a důkladné odstraňování prachu z vnitřních prostor vč. stírání vlhkými utěrkami a umývání rukou, zvláště před jídlem (Gibson et al., 2018). Další možností je také vyvarování se elektroniky v dětských pokojích.

Z důvodu výše uvedených negativních vlastností je výroba a používání některých BFRs omezena. Seznam přílohy A Stockholmské úmluvy o persistentních organických polutantech uvádí zástupce PBDEs (tzn. tetraBDE, pentaBDE, hexaBDE a heptaBDE, dekaBDE), HBCD a hexabrombifenyl (HBB). Produkci a používání těchto látek musí signatářské státy této úmluvy eliminovat, u některých těchto látek jsou však povoleny výjimky (UNEP, 2018). Výrobu a používání HBB zakazuje i Protokol o persistentních organických polutantech Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států. Tento Protokol byl v roce 2009 doplněn o pentaBDE a oktaBDE (UNECE, 2018), avšak toto doplnění ještě nevstoupilo v platnost. Na evropské úrovni je důležitým nástrojem nařízení REACH. HBCD je uveden v příloze 14 tohoto nařízení, tj. je na seznamu látek podléhajícím povolení (ECHA, 2018a). Používání některých PBDEs je přílohou 17 tohoto nařízení omezeno (ECHA, 2018b). Dalšími významnými nástroji je směrnice 2002/95/EC o omezení nebezpečných látek v elektronice a elektrickém průmyslu a směrnice 2002/96/EC o odpadních elektrických a elektronických zařízeních.

PBDEs, HBCD a TBBPA bývají někdy nazývány „typickými“ BFRs, protože byly na trh uvedeny již v minulosti. Jejich výše popsané problematické vlastnosti vedly k výrobě a komercializaci nových (alternativních) organobromovaných látek, které jsou v současnosti hojně používané. Sem patří např. 1,2-bis(2,4,6-tribrom-fenoxy)ethan (BTBPE), který na trhu nahradil oktaBDE, dekabromdifenylethan (DBDPE, nahradil dekaBDE), pentabrometylbenzen (PBEB), pentabromtoluen (PBT), hexabrombenzen (HBB) a další (Ezechiáš et al., 2014). I tyto látky byly již detekovány v různých složkách životního prostředí a vnitřním prostředí budov. Jsou tedy také persistentní. Přesto nejsou současné poznatky o jejich toxicitě, ekotoxicitě a osudu v prostředí dostačující (Ezechiáš et al., 2014), u řady z nich je problémem nedostupnost dat o jejich základních vlastnostech jako je poločas života, biokoncentrační faktor apod. (Stieger et al., 2014). Podobná chemická struktura nových BFRs však naznačuje, že by z hlediska zdravotních dopadů mohly být podobně problematické jako „typické“ BFRs (Sugeng et al., 2017).

Další alternativou k zakázaným či omezeným BFRs jsou zpomalovače hoření na bázi fosforu (PFRs). Tyto mohou být organické, anorganické nebo obsahovat halogeny. Podobně jako BFRs jsou některé PFRs v polymerech chemicky vázané a jiné jsou aditivní. Aplikace zahrnují textilie, elektroniku, plasty a další (van der Veen a de Boer, 2012). Nehalogenované OPFRs (např. tri-*iso*-butyl fosfát - TiBP) jsou také často používané jako plastifikátory a lubrikanty (Andersen et al., 2004). Stejně jako u BFRs, byla i u PFRs prokázána jejich přítomnost v různých složkách životního prostředí po celém světě (van der Veen a de Boer, 2012) a také v lidském organismu (Hoffman et al., 2014). Expozice člověka OPFRs zahrnuje stejné cesty jako u BFRs. Vdechování prachu a vzduchu z vnitřních prostor je jednou z nejvýznamnějších cest expozice, protože jedním z hlavních zdrojů OPFRs jsou stavební materiály. Inhalační expozice může být pro zaměstnance kanceláří dokonce významnější u OPFRs než u PBDEs, které nahrazují (Hou et al., 2016). Za karcinogenní jsou považovány OPFRs obsahující chlor, které stejně jako trikresyl fosfát (TCP) vykazují další negativní vlivy na lidské zdraví. TCP a trifenyl fosfát (TPhP) jsou považovány za toxické pro vodní organismy a tris(2-chlorethyl) fosfát (TCEP) je velmi persistentní látkou. Tyto OPFRs tedy nelze považovat za vhodné alternativy k BFRs (van der Veen a de Boer, 2012).

Domácí prach pochází z mnoha zdrojů. Je heterogenním materiálem s velmi proměnlivým chemickým složením, ve kterém se hromadí i různé organické látky. Je tedy dobrým indikátorem dlouhodobé kontaminace vnitřního prostředí (Butte a Heinzow, 2002). Cílem této práce bylo v náhodném vzorku dobrovolně spolupracujících jednotlivců a subjektů stanovit koncentrace BFRs a OPFRs v prachu pražských interiérů. Zaměřili jsme se na porovnání kancelářských prostor s bytovými, jelikož vnitřní prostor kanceláří může být těmito látkami více zatížený (Harrad et al., 2004). Předloženou práci nelze chápat jako komplexní vědeckou studii. Spíše je vzhledem do současné situace v Praze, pro kterou nabízí možné interpretace s ohledem na aktuální stav poznání.

## Odběr vzorků a analýza

Vzorky prachu ve vnitřních prostorách byly odebrány v Praze v pěti bytech a deseti kancelářích od května do srpna 2018 (tabulka č. 1). Zjištěné výsledky jsou anonymizovány, avšak všem zúčastněným osobám a subjektům byly výsledky analýz poskytnuty.

Tabulka č. 1: Umístění a datum odběru vzorků

Označení	Místo	Datum
<b>Byty</b>		
B-P11	Třípokojový dům, činžovní dům, Praha 11	3.7.2018
B-P9	Panelový dům, bývalé koleje, Praha 9	20.8.2018
B-P7	Třípokojový dům, činžovní dům, Praha 7	22.8.2018
B-P5	Činžovní dům, Praha 5	7.8.2018
B-P2	Třípokojový dům, činžovní dům, Praha 2	14.8.2018
<b>Kanceláře</b>		
K-NGO	Nezisková organizace, cihlový dům	15.5.2018
K-DES	Designérská firma, činžovní dům	21.7.2018
K-ZDR	Zdravotní management, kancelářská budova	30.5.2018
K-RA1	Rádio 1, činžovní dům	26.6.2018
K-RA2	Rádio 2, rodinný dům	26.6.2018
K-UNI	Univerzita, panelová prosklená budova	25.6.2018
K-ITD	Programátorský odštěpný závod, prosklená budova	17.8.2018
K-MIN	Ministerstvo, činžovní dům	21.8.2018
K-UMC	Úřad městské části, panelový dům	21.8.2018
K-NAD	Nadace, činžovní dům	2.7.2018

Pro každý byt/pracovní prostor byl v laboratoři vytvořen směsný vzorek z 2 až 6 dílčích vzorků. Do odběrového protokolu byl zaznamenán popis místa odběru vzorku, povrchový materiál a druh a počet elektronických přístrojů (tabulka č. 2). Analýza směsných vzorků je doporučena z důvodu velké prostorové heterogenity koncentrací analyzovaných látek v prachu vnitřních prostor (Jílková et al., 2018) a je také finančně výhodnější.

Tabulka č. 2: Popis vnitřních prostor, ze kterých byly odebrané vzorky (DV – dílčí vzorky)

Označení	Počet DV	Popis místa odběru vzorku
<b>Byty</b>		
B-P11	3	Obývací pokoj (1 vzorek, pod stolem, PVC, stolní počítač), ložnice (1 vzorek, pod stolem, koberec, 1x počítač), kuchyň (1 vzorek, za lednicí, PVC)
B-P9	3	Ložnice (1 vzorek, koberec, 2x notebook), obývací pokoj (1 vzorek u vchodu na zemi, 1 vzorek na polici, koberec, parkety, 2x notebook, monitor, reproduktory, lednice, mikrovlnná trouba)
B-P7	3	Ložnice (2 vzorky, pod oknem a pod gramofonem, koberec, PVC, 1x počítač, televize, gramofon), kuchyň (1 vzorek, pod počítačem, dřevo, lednice)
B-P5	3	Ložnice (1 vzorek, na zemi u stolního počítače, koberec), koupelna (1 vzorek, za pračkou, PVC), obývací pokoj (1 vzorek, kolem stolu na zemi, koberec, stolní počítač, tiskárna)
B-P2	2	Kuchyň (1 vzorek, před skříní, okolí zásuvky, dřevo, 1x notebook, starý gramofon), ložnice (1 vzorek, u postele, dřevo, 2x notebook)
<b>Kanceláře</b>		
K-NGO	4	Kancelář 1 (1 vzorek, police, dřevo, 2x telefon, datové úložiště, router), kancelář 2 (1 vzorek, pod stolem, pod oknem, dlažba, 2-3 notebooky), kancelář 3 (1 vzorek, pod stolem, koberec, 3x počítač), zasedací místnost (1 vzorek, na zemi, koberec, 1x notebook)
K-DES	4	Kancelář 1 (1 vzorek, pod stolem u okna, parkety, 2x stolní počítač), kancelář 2 (3 vzorky, u okna, na stole u okna, pod stolem u stěny, parkety, 3x stolní počítač, tiskárna)
K-ZDR	5	Chodba (1 vzorek, okolí tiskárny, kuchyňka, koberec, skartovačka, 1x počítač), kancelář 1 (2 vzorky, místo za tiskárnou, pod oknem pod stolem, koberec, 4x stolní počítač, tiskárna), kancelář 2 (pod stolem u zásuvky, koberec, příslušenství k notebooku, monitor)
K-RA1	3	Serverovna (1 vzorek, PVC, servery), kancelář (2 vzorky, pod stolem, koberec, 3x stolní počítač, tiskárna)
K-RA2	4	Serverovna (1 vzorek, ve skříní u země, linoleum), kancelář (1 vzorek, vysáto v počítačové desce, koberec, 4x stolní počítač, tiskárna), studio (1 vzorek, pod stolem, koberec, mixážní pult, 1x stolní počítač, mikrofony), studio 2 (1 vzorek, na stěně, linoleum, 2x mikrofon, stěny z molitanu)
K-UNI	6	Přednášková místnost (3 vzorky, ve skříňce na počítač pod oknem, dřevo, na věšáku v zadní části místnosti, u dveří za koši, dřevo, linoleum, 1x počítač), počítačová místnost (3 vzorky, za počítačovými monitory, dřevo, střed místnosti na klávesnicích, pod oknem, PVC, 27 počítačů)
K-ITD	3	Kancelář 1 (1 vzorek, pod stolem, koberec, 32x stolní počítač, 64x monitor), kancelář 2 (1 vzorek, pod stolem, koberec, 8x počítač, 16x monitor), recepce (1 vzorek, pod stolem, koberec, 2x stolní počítač, 2x dataprojektor)
K-MIN	3	Open-space kancelář 1 (2 vzorky, pod stolem, pod tiskárnou,

		koberec, 6x stolní počítač, 2x tiskárna), kancelář (1 vzorek, pod oknem, koberec, PVC, 6x počítač, ventilátor, tiskárna)
K-UMC	4	Zasedací místnost (2 vzorky, pod stolem, koberec, okolí monitorů ve stolech, dřevo, 1x počítač, 8 vestavěných monitorů), kancelář 1 (1 vzorek, pod stolem, koberec, 1x počítač, 1x tiskárna), kancelář 2 (1 vzorek, pod stolem a na stole v okolí monitorů, koberec, PVC, 4x stolní počítač, tiskárna, lednice, mikrovlnná trouba)
K-NAD	4	Kancelář 1 (1 vzorek, u okna pod stolem, koberec, 3x stolní počítač, tiskárna, lednice), chodba (1 vzorek, u vchodu za tiskárnou, PVC, 2x tiskárna), kancelář 2 (2 vzorky, pod stolem u okna, koberec, na monitorech u okna, 5x stolní počítač)

Metoda odběru prachu pro analýzy BFRs a OPFRs byla odvozena od dříve použité metody stěru prachu vlhčenými ubrousky pro analýzy olova. Praxe však ukázala, že přesná aplikace této metody nezajistí odběr dostatečného množství prachu, které by zajistilo detekci BFRs a OPFRs nad limity kvantifikace. Z důvodu vysoké technické náročnosti a rizika kontaminace vzorků bylo upuštěno od metody vysátí prachu do těla vysavače. Metody tedy byly zkombinovány a vlhčený ubrousek byl přichycen gumičkou na teleskopickou trubku vysavače. Z vysavače byly odejmuty veškeré nástavce s výjimkou ohebné hadice. Ústí teleskopické trubky bylo otřeno vlhčeným ubrouskem a ten byl odložen na jiné místo, než kde byl následně proveden sběr vzorku prachu. Osoba odebírající vzorky měla nasazené rukavice. Vysavač byl následně zapnutý na menší otáčky. Podtlak vysavače zajistil přísátí dostatečného množství prachu na ubrousek. Ubrousek byl následně složen a vložen do uzavíratelného plastového sáčku. Pro odběr každého dílčího vzorku prachu byl použitý nový vlhčený ubrousek.

Chemická analýza vzorků byla provedena na Ústavu analýzy potravin a výživy, Vysoké škole chemicko-technologické v Praze. Pro průkaz přítomnosti BFRs byla provedena extrakce vzorku disperzní tuhou fází na sorbentu Florisil<sup>®</sup>. PBDE a další BFRs s výjimkou TBBPA byly ze sorbentu eluovány směsí hexan:dichlormethan (15:85, v:v), TBBPA byl eluován methanolem. Identifikace/kvantifikace cílových látek byla provedena metodou plynové chromatografie s využitím tandemové hmotnostní spektrometrie (GC-MS/MS), analýza TBBPA a izomerů HBCD byla provedena technikou ultra účinné kapalinové chromatografie ve spojení s tandemovou hmotnostní spektrometrií s ionizací elektrosprejem v negativním módu (UHPLC-ESI<sup>-</sup>-MS/MS). OPFRs byly ze vzorku extrahovány třepáním do methanolu a přímo analyzovány pomocí ultra účinné kapalinové chromatografie ve spojení s tandemovou hmotnostní spektrometrií s ionizací elektrosprejem v pozitivním módu (UHPLC-ESI<sup>+</sup>-MS/MS). Kromě vzorků prachu z interiéru byly na obsah BFRs a OPFRs analyzovány i 3 ks čistých vlhčených ubrousků.

## Výsledky

Tabulky č. 3 a 4 obsahují přehled koncentrací „typických“ a nových BFRs a OPFRs v prachu pražských kanceláří a jiných pracovních prostor a bytů. Detailní výsledky (jednotlivé látky a kongenery) jsou prezentovány v příloze studie.



Tabulka č. 3: Koncentrace BFRs a OPFRs v prachu pražských kanceláří a dalších pracovních prostor (ng/g). Hodnoty pod LOQ byly pro účely výpočtů sum nahrazeny polovinou hodnoty tohoto limitu.

	K-NGO	K-DES	K-ZDR	K-RA1	K-RA2	K-UNI	K-ITD	K-MIN	K-UMC	K-NAD
PentaBDE	1,8	2,8	3,4	176,6	10,3	11,6	3,0	2,1	2,2	5,1
OktaBDE	7,3	7,3	9,3	439,1	1 563	22,8	8,7	7,3	12,5	7,8
DekaBDE	2,5	2,5	2,5	1 573	19 271	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
ΣHBCD	116,1	7,5	100,8	1 895	302,2	54,5	98,3	44,2	61,8	226,6
TBBPA	69,4	66,5	1 699	286	5,0	5,0	5,0	164	19 091	14,4
Σnové BFRs	8,5	9,4	818,4	153,7	197,9	161,1	91,5	122,4	2 807	27,8
ΣOPFRs	6 001	3 281	119 699	44 066	5 613 161	95 519	25 794	5 100	34 222	2 809

PentaBDE – Suma kongenerů 28, 47, 49, 66, 85, 99, 100

OktaBDE – Suma kongenerů 153, 154, 183, 196, 197, 203, 206, 207

DekaBDE – kongener 209

ΣHBCD – suma α-, β- a γ-HBCD

Σnové BFRs – suma BTBPE, DBDPE, HBB, OBIND, PBEB, PBT

ΣOPFRs – suma TEP, TPrP, TiBP, TnBP, TBOEP, TEHP, EHDPP, TPhP, CDPP, ΣTCP, TTBPP, TCEP, ΣTCP, ΣTDCPP, TTBNPP

Tabulka č. 4: Koncentrace BFRs a OPFRs v prachu pražských bytů (ng/g). Hodnoty pod LOQ byly pro účely výpočtů sum nahrazeny polovinou hodnoty tohoto limitu.

	B-P11	B-P9	B-P7	B-P5	B-P2
PentaBDE	3,6	4,9	3,2	4,1	3,8
OktaBDE	11,5	7,3	9,1	13,0	7,3
DekaBDE	2,5	2,5	2,5	79,0	2,5
ΣHBCD	7,5	138	41,8	7,5	7,5
TBBPA	5	5	16,9	1297	132
Σnové BFRs	174,4	21,5	43,8	42,5	8,5
ΣOPFRs	2 968	3 583	3 184	2 992	1 210

PentaBDE – Suma kongenerů 28, 47, 49, 66, 85, 99, 100

OktaBDE – Suma kongenerů 153, 154, 183, 196, 197, 203, 206, 207

DekaBDE – kongener 209

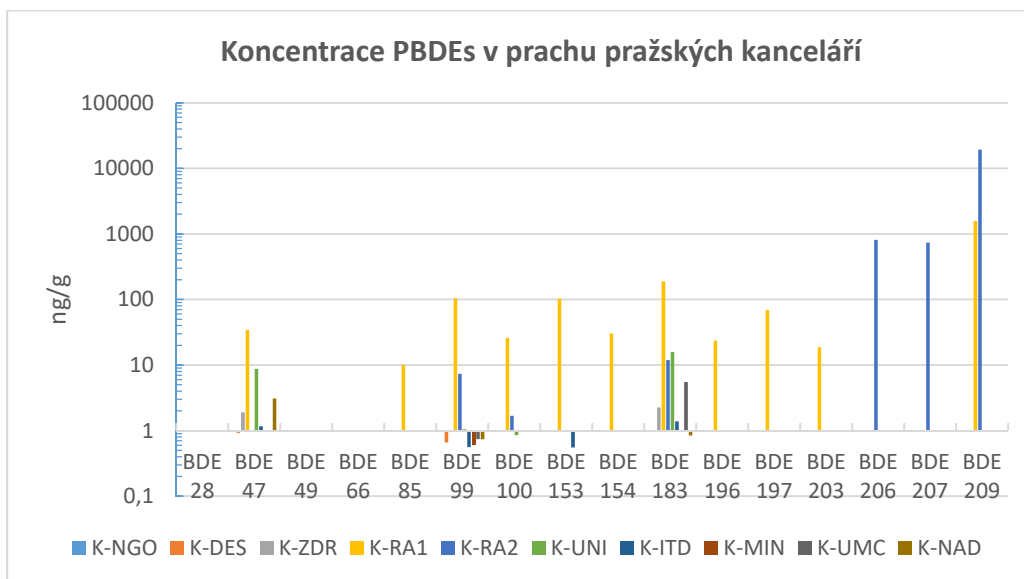
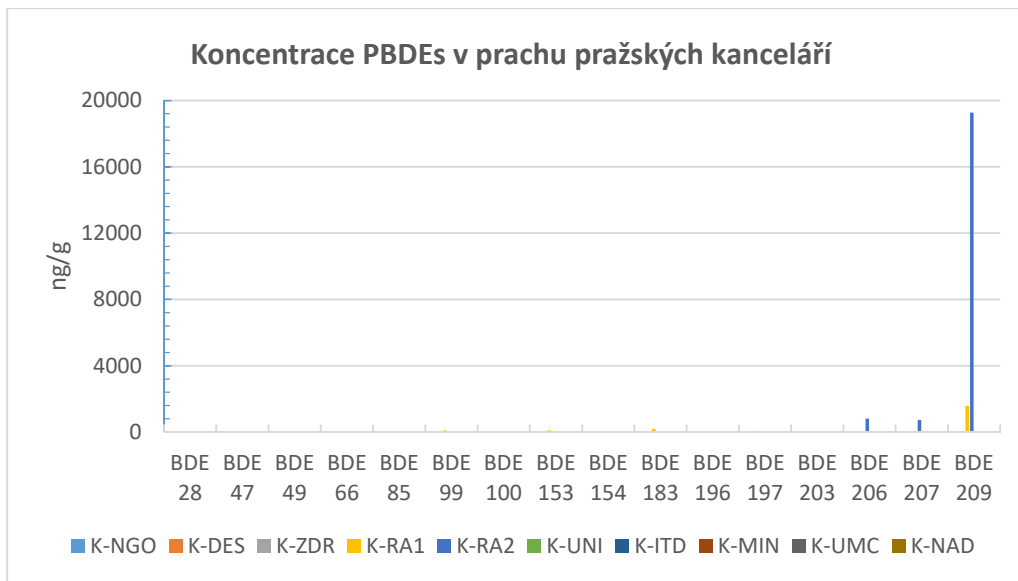
ΣHBCD – suma α-, β- a γ-HBCD

Σnové BFRs – suma BTBPE, DBDPE, HBB, OBIND, PBEB, PBT

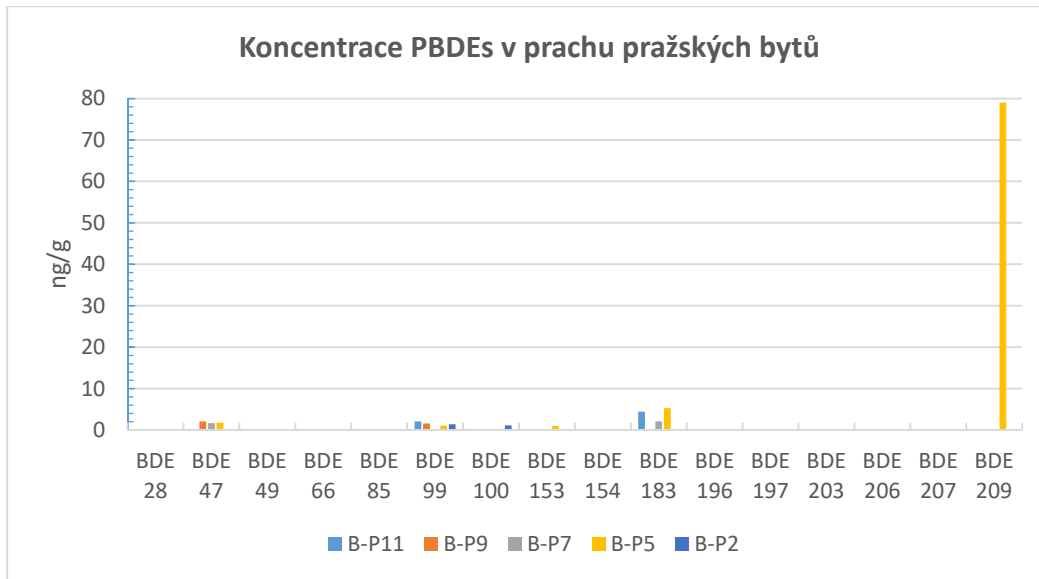
ΣOPFRs – suma TEP, TPrP, TiBP, TnBP, TBOEP, TEHP, EHDPP, TPhP, CDPP, ΣTCP, TTBPP, TCEP, ΣTCP, ΣTDCPP, TTBNPP

Obrázky 1-6 znázorňují zjištěné koncentrace PBDEs, ostatních BFRs a OPFRs v prachu pražských pracovních prostor a bytů. V prvním případě byly výsledky zobrazeny navíc s použitím logaritmického měřítka pro přehlednější znázornění vysokého rozsahu naměřených hodnot.

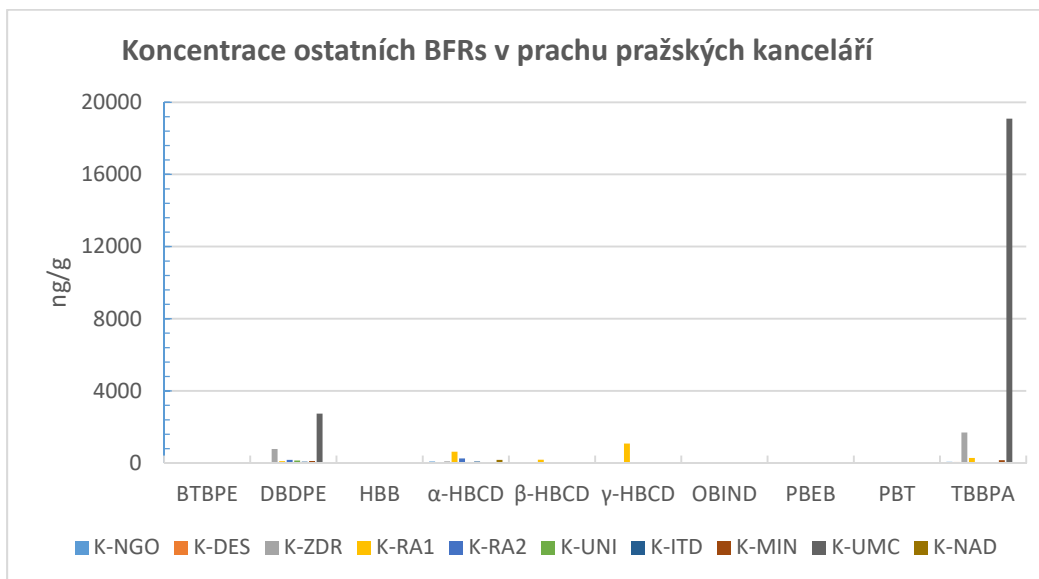
Obrázek č. 1: Koncentrace PBDEs v prachu pražských pracovních prostor zobrazené pomocí lineárního a logaritmického měřítka na osách y. Hodnoty pod LOQ nejsou znázorněny.

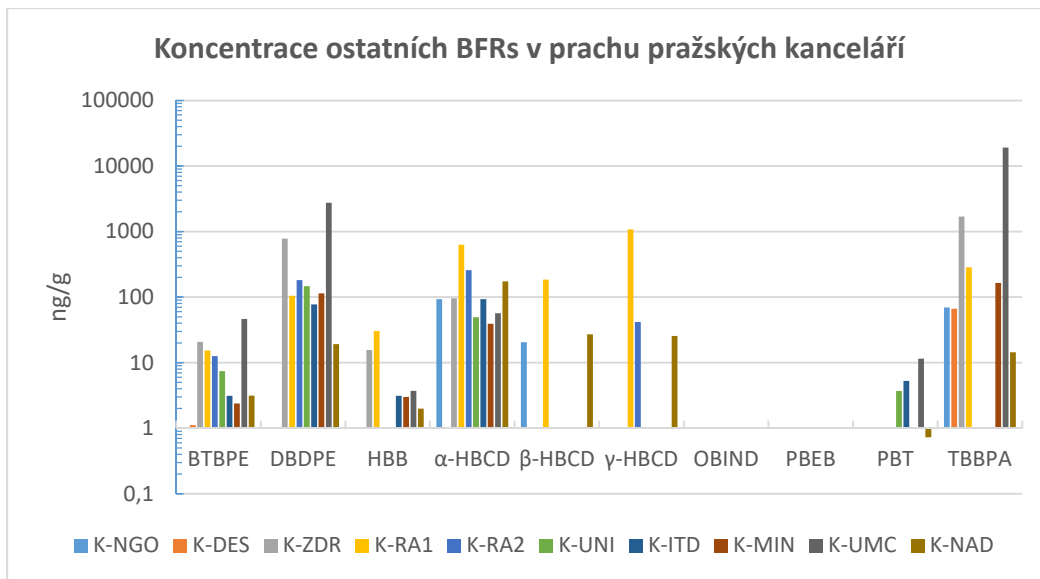


Obrázek č. 2: Koncentrace PBDEs v prachu pražských bytů v ng/g. Hodnoty pod LOQ nejsou znázorněny.

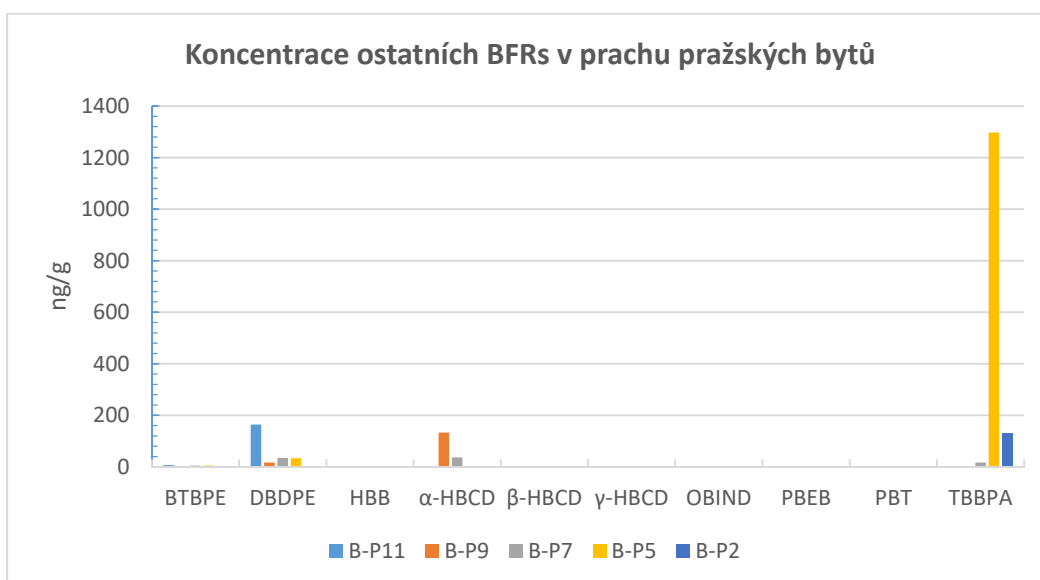


Obrázek č. 3: Koncentrace ostatních BFRs v prachu pražských kanceláří zobrazené pomocí lineárního a logaritmického měřítka na osách y. Hodnoty pod LOQ nejsou znázorněny.

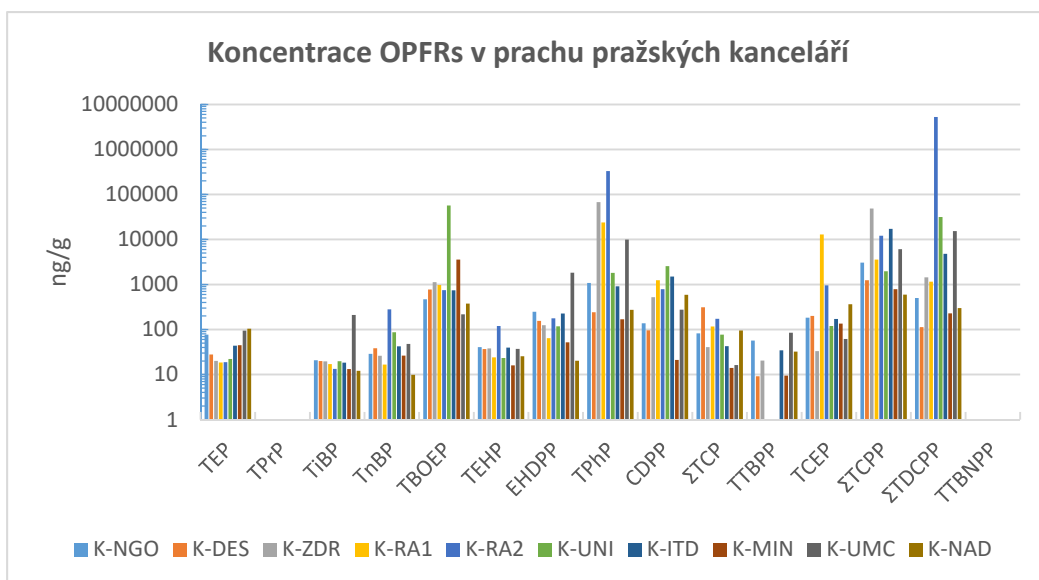
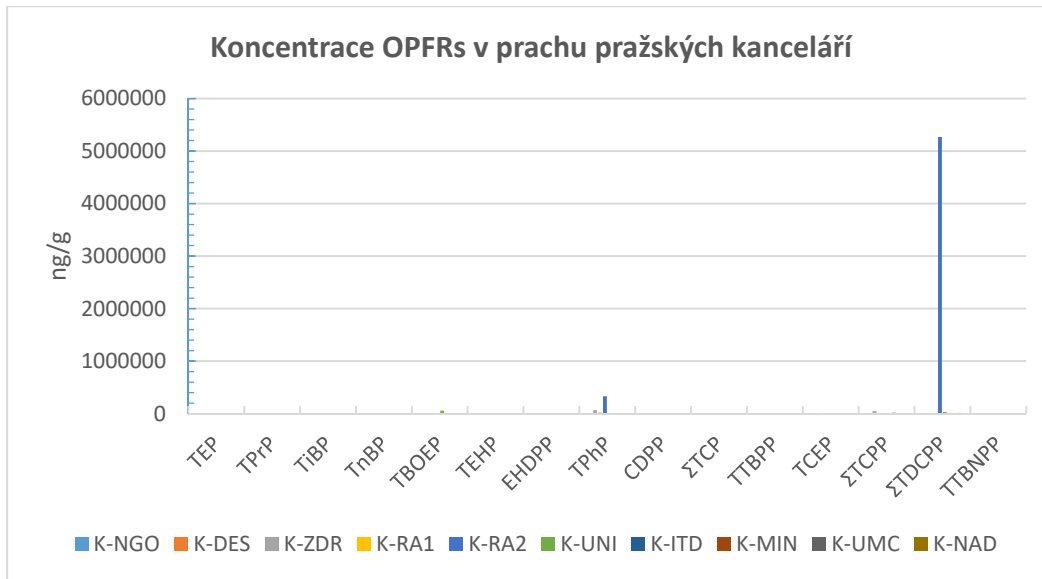




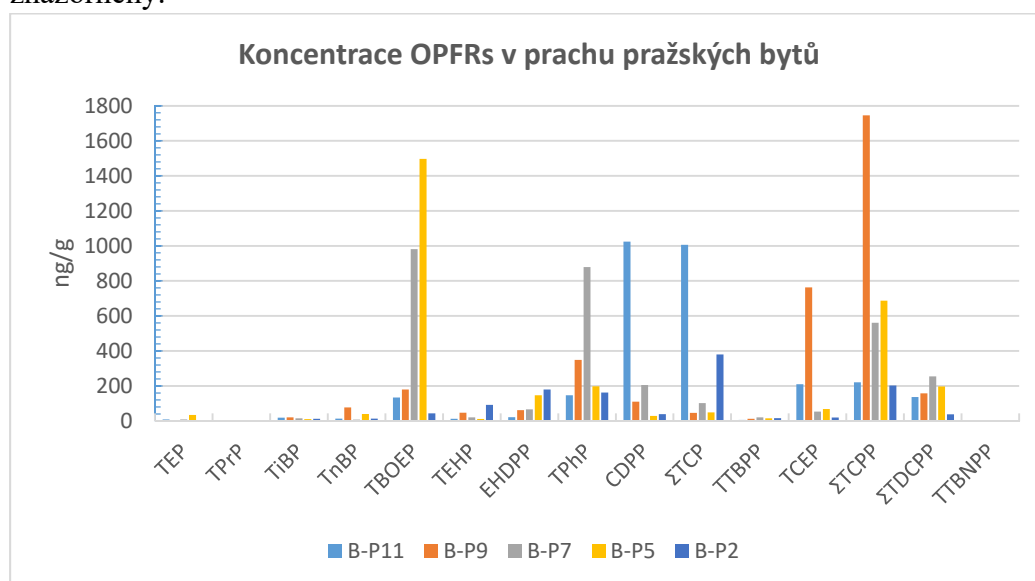
Obrázek č. 4: Koncentrace ostatních BFRs v prachu pražských bytů v ng/g. Hodnoty pod LOQ nejsou znázorněny



Obrázek č. 5: Koncentrace OPFRs v prachu pražských kanceláří zobrazené pomocí lineárního a logaritmického měřítka na osách y. Hodnoty pod LOQ nejsou znázorněny.



Obrázek č. 6: Koncentrace OPFRs v prachu pražských bytů v ng/g. Hodnoty pod LOQ nejsou znázorněny.



Koncentrace PBDEs se v prachu pražských bytů pohybovaly v naprosté většině případů pod LOQ, pouze u BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 a BDE 183 (zástupců komerčních směsí pentaBDE a oktaBDE) byly v několika bytech ojediněle nalezeny koncentrace v řádu jednotek ng/g. V bytě B-P5 byla zjištěna koncentrace BDE 209 (dekaBDE) ve výši 79 ng/g. V pracovních prostorách byly PBDEs zaznamenány častěji a ve vyšších koncentracích, často však také v řádu jednotek ng/g. Pouze v prostorách K-UNI byla zaznamenána koncentrace BDE 183 ve výši 15,8 ng/g a výrazně vyšší koncentrace pak byly u řady PBDEs zjištěny v prostorách K-RA1 a K-RA2. V prostorách K-RA1 byla detekována většina PBDEs. Koncentrace BDE 99, BDE 153 a BDE 183 (zástupců komerčních směsí pentaBDE a oktaBDE) se zde pohybovaly mezi 103 a 189 ng/g a BDE 209 (dekaBDE) bylo zjištěno ve výši 1573 ng/g. V prostorách K-RA2 bylo detekováno méně jednotlivých PBDEs, avšak v porovnání s K-RA1 se některé vyskytovaly ve výrazně vyšších koncentracích. BDE 206 a BDE 207 (zástupci komerční směsi oktaBDE) byly zjištěny na úrovni 811 a 738 ng/g a BDE 209 (dekaBDE) ve výši 19 217 ng/g.

U  $\beta$ -HBCD,  $\gamma$ -HBCD, OBIND, PBEB a PBT nebyly v žádném z bytů nalezeny koncentrace nad LOQ. V prachu z bytu B-P2 nebylo kromě TBBPA (132 ng/g) nalezeno detekovatelné množství ostatních BFRs. TBBPA bylo ještě zjištěno v bytě B-P7 (16,9 ng/g) a B-P5 (1297 ng/g). HBB bylo detekováno ve třech bytech v řádu desetin ng/g, DBDPE ve čtyřech bytech s maximální koncentrací 164 ng/g v bytě B-P11, BTBPE ve čtyřech bytech s koncentracemi do jednotek ng/g a  $\alpha$ -HBCD ve dvou bytech s maximální koncentrací 133 ng/g v bytě B-P9.

OBIND a PBEB nebyly detekovány v úrovních nad LOQ v žádných pracovních prostorách. BTBPE byl zjištěn v prachu většiny pracovních prostor s maximální koncentrací 46,3 ng/g v kancelářích K-UMC. Podobně byl ve většině těchto prostor zjištěn DBDPE (max. koncentrace 2743 ng/g v K-UMC), HBB (max. koncentrace 30,4 ng/g v K-RA1),  $\alpha$ -HBCD (max. koncentrace 630 ng/g v K-RA1) a TBBPA (max. koncentrace 19 091 ng/g v K-UMC).  $\beta$ -HBCD byl zjištěn jen ve třech pracovních prostorách (max. koncentrace 185 ng/g v K-

RA1),  $\gamma$ -HBCD taktéž ve třech (max. koncentrace 1080 opět v K-RA1) a PBT ve čtyřech pracovních prostorách s max. koncentrací 11,5 ng/g v K-UMC.

TPrP a TTBNPP nebyl zjištěn v žádném bytě v úrovni nad LOQ. Ostatní OPFRs byly zjištěny ve všech bytech kromě TEP, který byl v koncentracích nad LOQ (max. koncentrace 34,8 ng/g v bytě B-P5) detekován ve třech bytech z pěti. Koncentrace TiBP, TnBP, TEHP a TTBPP se v bytech pohybovaly v řádu desítek ng/g, koncentrace TPhP v řádu stovek ng/g. V rozsahu dvou koncentračních řádů (desítky až tisícovky ng/g) se pohybovaly koncentrace TBOEP (max. koncentrace 1497 ng/g v bytě B-P5) a CDPP (max. koncentrace 1024 ng/g v bytě B-P11). Koncentrace ostatních OPFRs (EHDPP, TCEP a sumy TCP a TCDPP) se pohybovaly v rozmezí desítek až stovek ng/g. Suma TCPP byla v maximální koncentraci (1746 ng/g) zjištěna v bytě B-P9, v ostatních byla o řád nižší.

Ani v žádné z pracovních prostor nebyly zjištěny koncentrace TPrP a TTBNPP nad úrovní LOQ. TTBPP bylo pod LOQ ve třech pracovních prostorách, v ostatních se jeho koncentrace pohybovaly v řádu jednotek až desítek ng/g. Koncentrace TEP, TiBP, TnBP a TEHP se ve většině pracovních prostor pohybovaly na úrovni desítek ng/g. Koncentrace ostatních OPFRs byly zjištěny variabilní s rozdílem 1 až 4 řádů ng/g v porovnání zkoumaných prostor mezi sebou pro jednotlivé OPFRs. V některých prostorách byly u některých OPFRs zjištěny výrazně vysoké koncentrace, např. TBOEP v K-UNI (57 122 ng/g), TPhP v K-RA2 (331 138 ng/g),  $\Sigma$ TCPP v K-ZDR (48 579 ng/g) a  $\Sigma$ TDCPP opět v K-RA2 (5 266 603 ng/g).

Ve 3 ks čistých ubrousků se koncentrace všech BFRs pohybovaly pod LOQ, pro některé OPFRs byly zjištěny koncentrace v řádu desetin ng/g. Výsledky odběrů prachu ve vnitřních prostorách těmito hodnotami tedy ovlivněné nebyly.

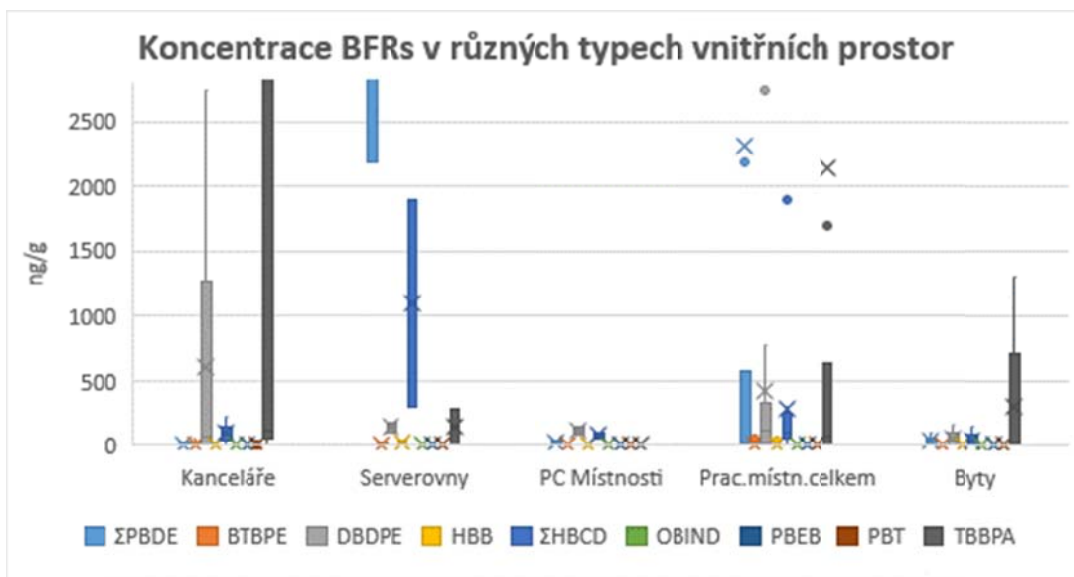
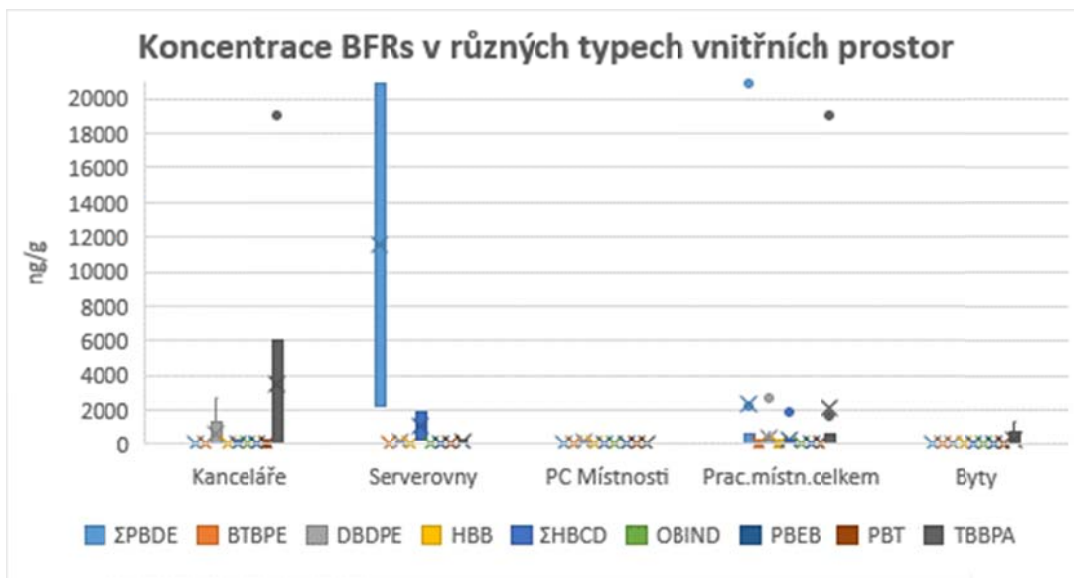
## Diskuse

Základní hypotéza studie zněla, že v prostorách s větším počtem elektronických přístrojů bude prach obsahovat vyšší koncentrace zpomalovačů hoření. V předchozím textu byly slovně popsány obecně vyšší koncentrace BFRs a OPFRs v pracovních prostorách ve srovnání s bytovými. To je v souladu s poznatky v odborné literatuře. Harrad et al. (2004) zjistili řádově vyšší rozdíl v koncentracích  $\Sigma$ PBDEs ve vnitřním ovzduší kanceláří v porovnání s byty ve velké Británii. Kromě přítomnosti elektronických přístrojů však své zjištění diskutovali i z hlediska zatížení venkovního ovzduší těmito látkami, frekvence větrání vnitřních prostor a přítomnosti nábytku obsahujícího polyurethanovou pěnu (molitan). Zhou et al. (2016) porovnávali koncentrace OPFRs v různých typech vnitřního ovzduší v Německu. V bytech zjistili cca šestinovou koncentraci  $\Sigma$ OPFRs v porovnání s kancelářemi. Je třeba podotknout, že u obou studií se jednalo o vzorkování vzduchu, tedy sumu plynné a pevné fáze.

Je také zajímavé podívat se na jednotlivé typy zkoumaných pracovních prostor více do detailu. Obrázky č. 7 a 8 zobrazují krabicové grafy pro koncentrace FRs v diskutovaných dvou typech vnitřních prostor s tím, že pracovní prostory byly ještě dle přítomnosti počítačové techniky (viz tabulka 2) rozděleny na tři podtypy (kanceláře, PC místnosti, serverovny). Křabicový graf znázorňuje rozdělení dat do kvartilů, udává průměr a medián, a znázorňuje odlehle hodnoty. Z krabic mohou vést vertikální čáry nazývané „vousy“. Tyto

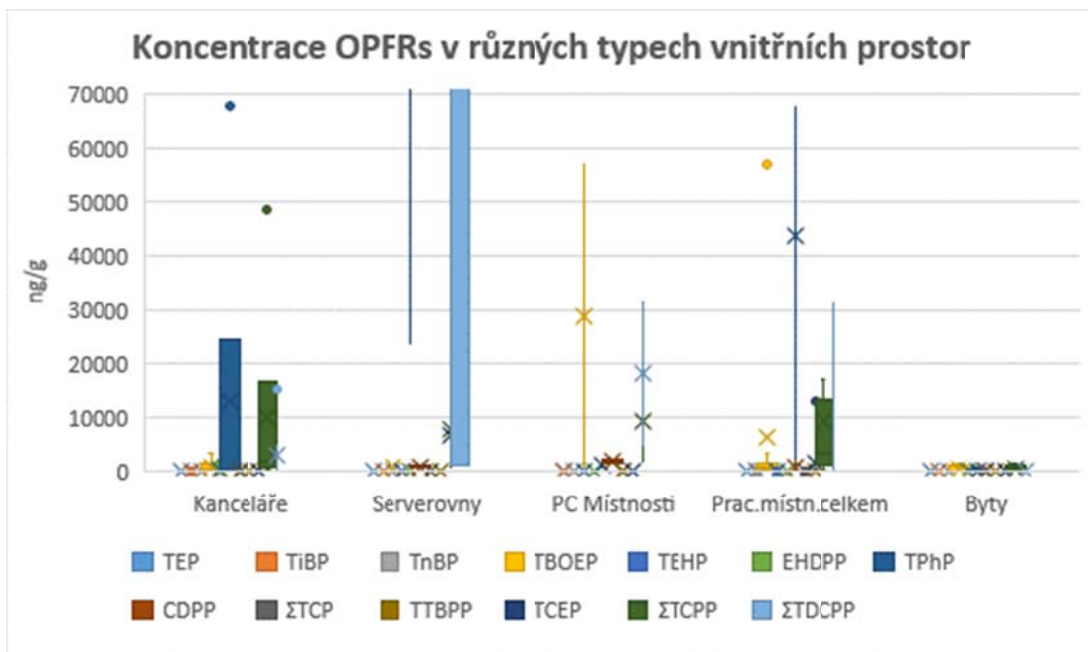
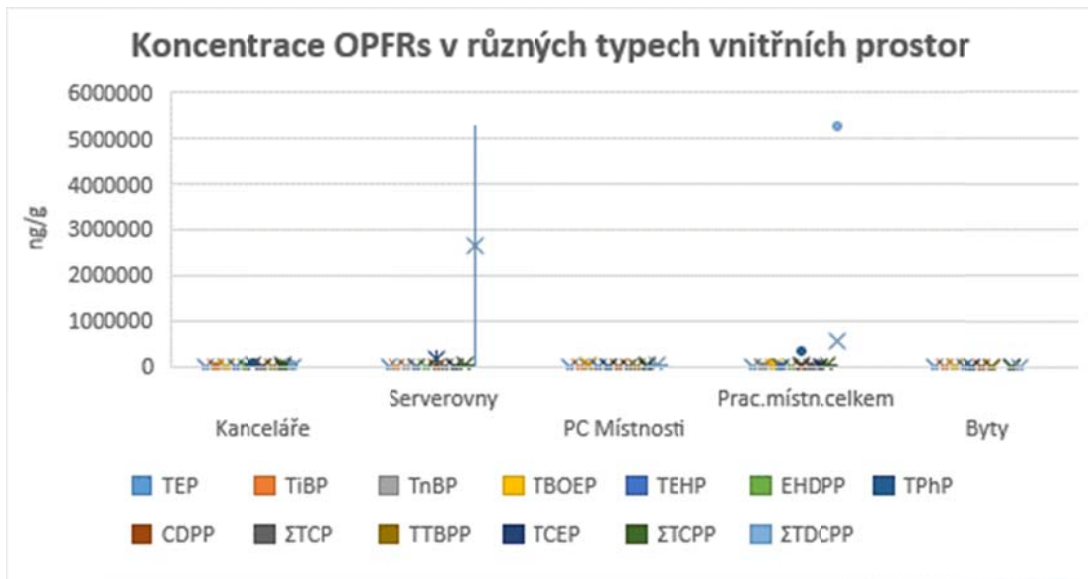
čáry označují proměnlivost mimo horní a dolní kvartily a jakýkoliv bod mimo tyto „vousy“ je považovaný za odlehlou hodnotu.

Obrázek č. 7: Koncentrace BFRs v různých typech vnitřních prostor. Hodnoty pod LOQ byly pro účely statistických výpočtů nahrazeny polovinou hodnoty tohoto limitu. Křížek označuje průměr, vodorovná čára v krabici medián a tečky odlehlé hodnoty. První graf je uveden v plném rozsahu osy y. Ve druhém grafu byla osa y zkrácena do max. rozsahu 2800 ng/g z důvodu lepší přehlednosti.



Obrázek č. 8: Koncentrace OPFRs v různých typech vnitřních prostor. Hodnoty pod LOQ byly pro účely statistických výpočtů nahrazeny polovinou hodnoty tohoto limitu. Křížek označuje průměr, vodorovná čára v krabici medián a tečky odlehlé hodnoty. První graf je uveden v plném rozsahu osy y. Ve druhém grafu byla osa y zkrácena do max. rozsahu 70 000 ng/g z důvodu lepší přehlednosti.





Nejvyšší koncentrace  $\Sigma$ PBDE byla zaznamenána ve směsných vzorcích z rádií (K-RA1 a K-RA2), kde byly do odběru zahrnuté serverovny. Sumě PBDE dominuje BDE 209 (dekaBDE) používaný v plastových krytech elektroniky a v textiliích (Alcock et al., 2003) a který byl ve vysokých koncentracích nalezen právě zde. V ostatních vzorcích z pracovních prostor, a to včetně vzorků zahrnujících počítačové místnosti (K-UNI a K-ITD), se jeho koncentrace pohybují pod LOQ. PentaBDEs (zjištěné ve většině pracovních prostor i bytech) byly naopak používány v polyuretanových pěnách v nábytku, lůžkovinách a do podložek pod koberce se dostávají prostřednictvím recyklace polyuretanové pěny (Alcock et al., 2003). OktaBDEs přítomné v koncentracích nad LOQ pouze ve vzorku K-RA1 byl používán v termoplastech jako je houževnatý polystyren (Alcock et al., 2003) a zde je tedy jeho původ možné hledat v plastových skříních přítomné elektroniky.

Také nejvyšší koncentrace  $\Sigma$ HBCD byla zaznamenána ve vzorku K-RA1, kde byla do odběru zahrnutá serverovna. Jedno z hlavních použití HBCD je v tzv. houževnatém polystyrenu využívaným v elektronice a kabelových rozvaděcích (ECHA, 2009). Výrazně nižší

koncentrace  $\Sigma$ HBCD byly zjištěny ve většině ostatních pracovních prostor a ojediněle v bytech. Další aplikace HBCD zahrnují zejména jiné druhy polystyrenu využívané při zateplování budov a v nábytkových textiliích (ECHA, 2009).

Nejvyšší koncentrace TBBPA byly zaznamenány v běžných kancelářských prostorách a druhé nejvyšší koncentrace TBBPA byly zjištěny v bytech. Použití TBBPA zahrnuje zejména desky plošných spojů, které se nacházejí prakticky ve veškeré složitější elektronice (Alaee et al., 2003) a tato se nacházela ve všech typech vnitřních prostor. Zajímavé je, že TBBPA nebyl zjištěn v koncentracích nad LOQ ve vzorcích pracovních prostor zahrnujících počítačové místnosti (K-UNI a K-ITD). DBDPE byl zjištěn téměř ve všech vzorcích všech typů vnitřních prostor, nejvyšší koncentrace byly zaznamenány v běžných kancelářských prostorách. DBDPE je komerčně významná alternativa k dekaBDE a je používán v různých plastech a textiliích (Ricklund et al., 2010).

Kromě TPrP a TTBNPP byly OPFRs zjištěny v koncentracích nad LOQ téměř ve všech vzorcích. Vzorky zahrnující serverovny (K-RA1 a K-RA2) obsahovaly nejvyšší koncentrace  $\Sigma$ TDCPP a TPhP. Výrazně vyšší, než v jiných prostorách byly tyto OPFRs i ve vzorcích K-ZDR, K-UNI a K-UMC. TDCPP je nejvíce používán v polyuretanových pěnach. Aplikacím TPhP dominují plastifikátory např. v PVC a lubrikanty, i když je někdy používán i jako zpomalovač hoření v polyuretanových pěnach (Andresen et al., 2004). Vzorek K-UNI zahrnující počítačovou místnost vykazoval nejvyšší koncentraci TBOEP. Tato látka je převážně používána jako plastifikátor v pryžích a plastech (Andresen et al., 2004). Všechny typy pracovních prostor vykazovaly podobné koncentrace  $\Sigma$ TDCPP, které byly výrazně vyšší než v prostorách bytových. Použití tohoto zpomalovače hoření dominují polyuretanové pěny (Andresen et al., 2004). Prakticky plošné zastoupení OPFRs ve všech typech vnitřních prostor odráží jejich široké spektrum použití, kterému na rozdíl od BFRs nedominuje elektronika. Použití OPFRs také není na rozdíl od některých BFRs v současné době regulováno.

Tento detailnější pohled do výsledků potvrzuje, že zjištěné koncentrace FRs nezávisí pouze na počtu elektronických přístrojů, ale i na jejich druhu a v případě OPFRs zejména na dalším vybavení vnitřních prostor. V odborné literatuře jsou diskutovány i další faktory ovlivňující výsledky měření koncentrací FRs v prachu a ovzduší vnitřních prostor, které zde však z důvodu omezeného rozsahu studie nebyly zohledněny. Jedná se např. o stáří budov (Sha et al., 2018), intenzitu úklidu vnitřních prostor, počet hodin provozu elektronických přístrojů a využívání režimu stand-by (Sugeng et al., 2018), variabilitu koncentrací FRs v prachu v rámci jedné místnosti, rozdíly mezi složením prachu z podlahy a výše situovaných povrchů (Al-Omran a Harrad, 2018; Jílková et al., 2018) a další.

Pro účely srovnání zjištěných koncentrací BFRs v prachu pražských vnitřních prostor s jinými studii byla použita přehledová publikace Fromme et al. (2016). Data v ní prezentovaná demonstrují rozdíly mezi zatížením vnitřních prostor mezi jednotlivými kontinenty, kdy prach z vnitřních prostor v Severní Americe vykazuje až o dva koncentrační řády PBDEs vyšší zatížení než prach z vnitřních prostor v jiných světadílech včetně Evropy. U TBBPA a BTBPE je tento rozdíl na úrovni jednoho koncentračního řádu. U koncentrací HBCD a DBDPE v prachu Fromme et al. (2016) neshledává rozdíly mezi kontinenty. Koncentrace PBDEs zjištěné v prachu vnitřních prostor v Praze většinou v řádu jednotek ng/g odpovídají zastoupení těchto látek v prachu vnitřních prostor zjištěnému v řadě evropských studií uvedených ve Fromme et al. (2016). Výjimku tvoří vzorek K-RA1, jehož koncentrace PBDEs se přibližují severoamerickým. Koncentrace BDE 209 (dekaBDE) ve vzorku K-RA2 19 271 ng/g je o řád vyšší než všechny koncentrace uvedené ve studii Fromme et al. (2016).

Koncentrace TBBPA zjištěné v prachu vnitřních prostor v Praze odpovídají spíše nálezům vyšších koncentrací u severoamerických studií, koncentrace BTBPE odpovídají nálezům nižších koncentrací u evropských studií. Koncentrace HBCD a DBDPE odpovídají nálezům ve studiích evropských i amerických, které se u těchto látek mezi sebou výrazně neliší.

O hladinách OPFRs v prachu z vnitřních prostor je v odborné literatuře dostupné méně informací, než je tomu u BFRs. Publikace Brommer et al. (2012) prezentuje koncentrační data OPFRs z deseti německých kanceláří. V nich dominoval TBOEP s průměrnými 7000 ng/g, následoval TCPP s 3000 ng/g a TPhP s 2500 ng/g. Toto jsou dle autorů studie hodnoty v nižší části rozsahu koncentrací OPFRs nalezených v pracovních prostorách v Belgii a Švédsku. Ostatní OPFRs se ve zkoumaných německých kancelářích vyskytovaly v koncentracích řádu stovek ng/g. Českým kancelářím oproti tomu dominoval TPhP s průměrnou koncentrací 13 236 ng/g následovaný ΣTCPPs s průměrnými 10 060 ng/g. Jedná se o koncentrace o řád vyšší než v německých kancelářích. Oproti tomu bylo TBOEP s průměrem 1091 ng/g v českých kancelářích je hodnotou sedmkrát nižší oproti německým. Vzorky obsahující prach odebraný v serverovnách a počítačových místnostech zde porovnávány nejsou z důvodu odlišného vnitřního vybavení v porovnání s běžnými kancelářemi.

Fromme et al. (2016) ve své práci shromáždili data o koncentracích BFRs v domácím prachu, jejich příjmu potravou, koncentracích v krvi dětí a pupečnickové krvi stejně jako v mateřském mléce v různých zemích a světadílech. Na základě těchto dat a současných poznatků o toxikologii těchto látek konstatují, že expozice PBDE a HBCD nepředstavuje ve zkoumaných zemích zdravotní riziko s výjimkou PBDE a zejména BDE 47 v USA. Evropské země včetně České republiky vykazují nižší koncentrace BFRs v domácím prachu i lidské populaci v porovnání se severní Amerikou (Kalachová et al., 2012; Lyche et al., 2015). Tyto závěry byly s výjimkou prostor zahrnujících serverovny (vzorky K-RA1 a K-RA2 s vysokými koncentracemi PBDEs) a TBBPA potvrzeny i ve zde prezentované studii. Bylo by tedy možné se domnívat, že zjištěné koncentrace BFRs v interiérech pražských budov kromě vzorků K-RA1 a K-RA2 (v serverovnách lze ovšem oproti pobytům v bytech a kancelářích předpokládat minimum stráveného času) nepředstavují pro jejich uživatele zdravotní riziko. Fromme et al., (2006) a Ezechiáš et al. (2014) však upozorňují, že pro BFRs kromě PBDEs a HBCD není dostupný dostatek dat o expozici a toxikologických aspektech těchto látek tak, aby bylo možné provést řádnou analýzu rizik.

Kalachová et al. (2012) konstatují, že nejsou dostupná data o koncentracích FRs v potravinách a ovzduší v ČR. Lyche et al. (2015) podobně jako Fromme et al. (2006) upozorňují na překračování akceptovatelné dávky BFRs orální cestou asi u desetiny dětí v USA, podobný problém však nezjistili v jiných zemích. Vyzdvihují důležitost výzkumu dalších významných cest expozice, konkrétně příjmu potravou. To zdůvodňují poznatky z pokusů na zvířatech i epidemiologických studií, které zjistily endokrinní efekty u dávek podobných jimi zjištěné míře expozice. Kromě nedostatečně popsaného orálního příjmu FRs potravou však nejsou uspokojivě charakterizovány ani další cesty expozice, např. dermálního kontaktu s lůžkovinami a nábytkem, které BFRs i OPFRs také obsahují (Zheng et al., 2017). V současné době tedy není možné provést odhad celkového příjmu těchto látek běžnou populací.

## Závěr

Koncentrace PBDEs se v prachu pražských bytů pohybovaly v naprosté většině případů pod limitem kvantifikace. V pracovních prostorách byly PBDEs zaznamenány častěji a ve vyšších koncentracích, často v řádu jednotek ng/g. Až o několik řádů vyšší však byly koncentrace PBDE zjištěny v pracovních prostorách dvou pražských rádií, kde byly vzorky odebrány i v serverovnách. BDE 209 (dekaBDE) zde bylo detekováno v koncentracích až desítek µg/g. Jen některé z ostatních BFRs byly detekovány v některých pražských bytech, nejvyšší koncentrace vykazoval TBBPA (až jednotky µg/g). Většina ostatních BFRs byla zjištěna ve většině pracovních prostor, a to obvykle v koncentracích o jeden až dva řády vyšších než v prostorách bytových. Nejvyšší byly opět koncentrace TBBPA, v případě úřadu jedné městské části byly zjištěny na úrovni desítek µg/g. Až na TPrP a TTBNPP byly prakticky ve všech bytech a pracovních prostorách zjištěny koncentrace OPFRs nad limitem kvantifikace. Jejich koncentrace se u bytů pohybovaly v řádu jednotek ng/g až jednotek µg/g, u pracovních prostor byl jejich rozsah od jednotek ng/g po jednotky mg/g. Nejvyšší koncentrace OPFRs byly zjištěny v kancelářských prostorách firmy zabývající se zdravotním managementem, v pracovních prostorách rádií, univerzity a úřadu městské části.

Nalezené koncentrace různých FRs v různých typech vnitřních prostor reflektovaly široké spektrum použití těchto látek. BFRs obecně lépe odrážely počet elektronických přístrojů ve vzorkovaných místnostech v porovnání s OPFRs, jejichž spektrum použití je i nad rámec FRs. OPFRs lze až na výjimky označit za prakticky všudypřítomné na rozdíl od BFRs, z nichž řada nebyla v různých typech vnitřních prostor zjištěna nad limitem kvantifikace. Jedním z důvodů může být, že používání „typických“ BFRs bylo v minulosti již zakázáno či omezeno a ve vnitřních prostorách tedy převažují zdroje nových BFRs a OPFRs. Dále lze konstatovat, že koncentrace FRs v bytech byly až o několik řádů nižší než v pracovních prostorách, což odpovídá zjištěním v odborné literatuře. Nejvyšší zatížení FRs vykazovaly vzorky zahrnující serverovny. Naopak a oproti očekávání vzorky zahrnující počítačové místnosti nevykazovaly vyšší koncentrace BFRs typických pro elektroniku. Některé vzorky z kancelářských prostor odpovídaly svým nižším zatížením spíše prostorám bytů. Koncentrace většiny BFRs odpovídaly nálezům z evropských bytových a kancelářských prostor reportovaným v odborné literatuře, které jsou zejména u PBDEs nižší než v Severní Americe. Zjištěný koncentrační profil OPFRs v pražských vnitřních prostorách se částečně lišil od profilu zjištěného odbornou studií v Německu, některé konkrétní OPFRs vykazovaly vyšší koncentrace. Zatížení prachu z vnitřních prostor v Německu je však dle autorů příslušné studie v nižší části rozsahu koncentrací OPFRs nalezených v pracovních prostorách Belgie a Švédska.

V této studii vyslovené poznatky je třeba z důvodu malého počtu odebraných vzorků považovat pouze za indikativní. Ve studii také nebyly brány v potaz ostatní faktory ovlivňující koncentrace FRs v prachu vnitřních prostor jako je stáří budov, režim provozu elektronických přístrojů, intenzita úklidu apod. Kvalita měření byla zajištěna analýzou tří vlhčených ubrousků, jejichž obsah FRs neovlivnil výsledky vzorkování. Nebyl však plně realizován terénní slepý pokus (field blank), kdy je odběrové médium (v tomto případě vlhčený ubrousek) exponované vzduchu ve vnitřním prostoru, nasazeno na teleskopickou trubku vypnutého vysavače, sejmuto a následně vystaveno stejnému transportu a zpracování jako vzorky (Jílková et al., 2018).

Známé nepříznivé vlastnosti „typických“ BFRs vedly k omezení jejich používání a nedostatek dat o environmentálních a toxikologických vlastnostech řady nových BFRs v současné době neumožňuje potvrzení bezpečnosti jejich užívání. Podobná chemická struktura nových BFRs

však naznačuje, že by z hlediska zdravotních dopadů mohly být podobně problematické jako „typické“ BFRs. V současnosti používané další alternativy v podobě OPFRs v některých případech také nelze považovat za vhodné z důvodu jejich nepříznivých environmentálních a ekotoxikologických vlastností, OPFRs obsahující chlor jsou navíc považovány za karcinogenní. Také u posouzení vhodnosti OPFRs je problémem nedostatek dat. V současnosti jsou postupně halogenované retardanty nahrazovány nehalogenovanými alternativami. Anorganické přísady, jako hydroxid hlinitý a hořečnatý byly navrženy jako alternativy šetrné k životnímu prostředí. Nicméně jejich použití je po technické stránce omezeno. Jedním z preferovaných mechanismů je v současnosti kombinace dusíkatých látek zpomalujících hoření a sloučenin fosforu. Dalšími diskutovanými alternativami jsou nanomateriály (Petrová et al., 2015). Jiným přístupem může být i zlepšený design výrobků a využití alternativních materiálů (např. kovových skříní u elektroniky).

Závěrem lze konstatovat, že koncentrace FRs v prachu pražských kancelářských i bytových prostor obecně nejsou výrazně vyšší než hodnoty reportované v odborné literatuře. V některých konkrétních prostorách však byly koncentrace některých FRs v prachu nalezeny v překvapivé výši a zde by měla být učiněna opatření k jejich snížení. Zejména OPFRs lze považovat za prakticky všudypřítomné. Z výše uvedených důvodů obecného nedostatku odborných poznatků o těchto látkách a již zjištěných problematických vlastností některých z nich by mělo být plošné používání BFRs i OPFRs na odborné úrovni dále kriticky zkoumáno a v praxi omezováno.

## Literatura

Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., Bergman, Å., 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environment International* 29, 683-689.

Alcock, R.E., Sweetman, A.J., Prevedouros, K., Jones, K.C., 2003. Understanding levels and trends of BDE-47 in the UK and North America: an assessment of principal reservoirs and source inputs. *Environment International* 29, 691-698.

Al-Omran, L.S., Harrad, S., 2018. Within-room and within-home spatial and temporal variability in concentrations of legacy and “novel” brominated flame retardants in indoor dust. *Chemosphere* 193, 1105-1112.

Andresen, J.A., Grundmann, A., Bester, K., 2004. Organophosphorus flame retardants and plasticisers in surface waters. *Science of the Total Environment* 332, 155-166.

Aznar-Alemany, Ó., Yang, X., Alonso, M.B., Schneider Costa, E., Torres, J.P.M., Malm, O., Barceló, D., Eljarrat, E., 2019. Preliminary study of long-range transport of halogenated flame retardants using Antarctic marine mammals. *Science of the Total Environment* 650, 1889-1897.

Brommer, S., Harrad, S., van den Eede, N., Covaci, A., 2012. Concentrations of organophosphate esters and brominated flame retardants in German indoor dust samples. *Journal of Environmental Monitoring* 14, 2482-2487

Butte, W., Heinzow, B., 2002. Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 175, 1-46.

Covaci, A., Gerecke, A.C., Law, R.J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N.V., Leslie, H., Allchin, C.R., de Boer, J., 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the Environment and Humans: A Review. *Environmental Science & Technology* 40, 3679-3688.

Cusack, P., Perrett, T., 2006. The EU RoHS Directive and its implications for the plastics industry. *Plastics Additives & Compounding*, May/June 2006, 46-49.

ECHA, 2009. Background document for hexabromocyclododecane and all major diastereoisomers identified (HBCDD). Document developed in the context of ECHA's first Recommendation for the inclusion of substances in Annex XIV, 1 June 2009.

ECHA, 2018a. Registered substances. European Chemicals Agency, Helsinki. Dostupné na <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances> (říjen 2018)

ECHA, 2018b. Substances restricted under REACH. European Chemicals Agency, Helsinki. Dostupné na <https://echa.europa.eu/substances-restricted-under-reach> (říjen 2018)

Ezechiáš, M., Covino, S., Cajthaml, T., 2014. Ecotoxicity and biodegradability of new brominated flame retardants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 110, 153-167.

Fromme, H., Becher, G., Hilger, B., Völkel, W., 2016. Brominated flame retardants - Exposure and risk assessment for the general population. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 219, 1-23.

Gibson, E.A., Stapleton, H.M., Calero, L., Holmes, D., Burke, K., Martinez, R., Cortes, B., Nematollahi, A., Evans, D., Herbstman, J.B., 2018. Flame retardant exposure assessment: findings from a behavioral intervention study. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, <https://doi.org/10.1038/s41370-018-0049-6>.

Harrad, S., Wijesekera, R., Hunter, S., Halliwell, C., Baker, R., 2004. Preliminary assessment of U.K. human dietary and inhalation exposure to polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science & Technology* 38, 2345-2350.

Hites, R.A., 2004. Polybrominated Diphenyl Ethers in the Environment and in People: A Meta-Analysis of Concentrations. *Environmental Science & Technology* 38, 945-956.

Hou, R., Xu, Y., Wang, Z., 2016. Review of OPFRs in animals and humans: Absorption, bioaccumulation, metabolism, and internal exposure research. *Chemosphere* 153, 78-90.

Hofmann, K., Daniels, J.L., Stapleton, H.M., 2014. Urinary metabolites of organophosphate flame retardants and their variability in pregnant women. *Environment International* 63, 169-172.

IHS Markit, 2017. Flame retardants - Report. Specialty Chemicals Update Program. Dostupné na <https://ihsmarkit.com/products/chemical-flame-retardants-scup.html> (říjen 2018).

Jílková, S., Melymuk, L., Vojta, Š., Vykoukalová, M., Bohlin-Nizzetto, B., Klánová, J., 2018. Small-scale spatial variability of flame retardants in indoor dust and implications for dust sampling. *Chemosphere* 206, 132-141.

Kalachová, K., Hrádková, P., Lanková, D., Hajšlová, J., Pulkrabová, J., 2012. Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic. *Science of the Total Environment* 441, 182-193.

Kefeni, K.K., Okonkwo, J.O., Olukunle, O.I., Botha, B.M. 2011. Brominated flame retardants: sources, distribution, exposure pathways, and toxicity. *Environmental Reviews* 19, 238-253.

Kim, Y.R., Harden, F.A., Toms, L.M.L., Norman, R.E., 2014. Health consequences of exposure to brominated flame retardants: A systematic review. *Chemosphere* 106, 1-19.

Legler, J., 2008. New insights into the endocrine disrupting effects of brominated flame retardants. *Chemosphere* 73, 216-222.

Lyche, J.L., Rosseland, C., Berge, G., Polder, A., 2015. Human health risk associated with brominated flame-retardants (BFRs). *Environment International* 74, 170-180.

Petrová, Š., Soudek, P., Vaněk, T., 2015. Retardanty hoření, jejich použití a vliv na životní prostředí. *Chemické listy* 109, 679-686.

Ricklund, N., Kierkegaard, A., McLachlan, M.S., 2010. Levels and potential sources of decabromodiphenyl ethane (DBDPE) and decabromodiphenyl ether (DecaBDE) in lake and marine sediments in Sweden. *Environmental Science & Technology* 38 44, 1987-1991.

Segev, O., Kushmaro, A., Brenner, A., 2014. Environmental Impact of Flame Retardants (Persistence and Biodegradability). *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6, 478-491.

Sha, B., Dahlberg, A.K., Wiberg, K., Ahrens, L., 2018. Fluorotelomer alcohols (FTOHs), brominated flame retardants (BFRs), organophosphorus flame retardants (OPFRs) and cyclic volatile methylsiloxanes (cVMSs) in indoor air from occupational and home environments. *Environmental Pollution* 241, 319-330.

Sørmo, E.G., Salmer, M.P., Jenssen, B.M., Hop, H., Bæk, K., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Falk-Petersen, S., Gabrielsen, G.W., Lie, E., Skaare, J.U., 2006. Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25, 2502-2511.

Stieger, G., Scheringer, M., Ng, C.A., Hungerbühler, K., 2014. Assessing the persistence, bioaccumulation potential and toxicity of brominated flame retardants: data availability and quality for 36 alternative brominated flame retardants. *Chemosphere* 116, 118-123.

Sugeng, E.J., de Cock, M., Schoonmade, L.J., van de Bor, M., 2017. Toddler exposure to flame retardant chemicals: Magnitude, health concern and potential risk- or protective factors of exposure: Observational studies summarized in a systematic review. *Chemosphere* 184, 820-831.

Sugeng, E.J., de Cock, M., Leonards, P.E.M., van de Bor, M., 2018. Electronics, interior decoration and cleaning patterns affect flame retardant levels in the dust from Dutch residences. *Science of the Total Environment* 645, 1144-1152.

UNECE, 2018. Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs). Dostupné na [http://www.unece.org/env/lrtap/pops\\_h1.html](http://www.unece.org/env/lrtap/pops_h1.html) (říjen 2018)

UNEP, 2018. All POPs listed in the Stockholm Convention. Dostupné na <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx> (říjen 2018)

Van der Veen, I., de Boer, J., 2012. Phosphorus flame retardants: Properties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis. *Chemosphere* 88, 1119-1153.

WHO, 1997. Environmental Health Criteria 192. Flame-retardants: A general introduction. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland, Dostupné na <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc192.htm#PartNumber:1> (říjen 2018).

Zheng, X., Qiao, L., Covaci, A., Sun, R., Guo, H., Zheng, J., Luo, X., Xie, Q., Mai, B., 2017. Brominated and phosphate flame retardants (FRs) in indoor dust from different microenvironments: Implications for human exposure via dust ingestion and dermal contact. *Chemosphere* 184, 185-191.



Zhou, L., Hiltcher, M., Gruber, D., Püttmann, W., 2016. Organophosphate flame retardants (OPFRs) in indoor and outdoor air in the Rhine/Main area, Germany: comparison of concentrations and distribution profiles in different microenvironments. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 10992–11005.

## Zkratky

BTBPE – 1,2-bis(2,4,6-tribrom-fenoxy)ethan  
BDE – bromovaný difenyl ether  
BFRs – bromované zpomalovače hoření  
CDPP – kresyl difenyl fosfát  
DBDPE – dekabromdifenylethan  
EHDPP – 2-ethylhexyl difenyl fosfát  
ECHA – Evropská agentura pro chemické látky  
HBB – hexabrombenzen  
HBCD – hexabromcyklododekan  
LOQ – limit kvantifikace  
OBIND – oktabromtrimetylfenylindan  
OPFRs – organofosfátové zpomalovače hoření  
PBDEs – polybromované difenyl ethery  
PBEB – pentabrometylbenzen  
PBT – pentabromtoluen  
PFRs – zpomalovače na bázi fosforu  
REACH – registrace, evaluace (hodnocení), autorizace a omezování chemických látek  
TBBPA – tetrabrombisfenol A  
TBOEP – tris(2-butoxyethyl) fosfát  
TCP – trikresyl fosfát  
TCEP – tris(2-chlorethyl) fosfát  
TCPP – tris(2-chlorpropyl) fosfát  
TDCPP – tris(1,3-dichlorpropyl) fosfát  
TEHP – tris(2-ethylhexyl) fosfát  
TEP – triethyl fosfát  
TiBP – tri-*iso*-butyl fosfát  
TnBP – tri-*n*-butyl fosfát  
TPhP – trifenyl fosfát  
TPrP – tripropyl fosfát  
TTBNPP – tris(tribromneopentyl) fosfát  
TtBPP – tris(4-*terc*-butylfenyl) fosfát  
UNECE – Evropská hospodářská komise OSN  
UNEP – Program OSN pro životní prostředí  
WHO – Světová zdravotnická organizace

## Příloha

Koncentrace BFRs a OPFRs v prachu pražských kanceláří a dalších pracovních prostor (ng/g)

	K-NGO	K-DES	K-ZDR	K-RA1	K-RA2	K-UNI	K-ITD	K-MIN	K-UMC	K-NAD
BDE 28	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 47	< 0,5	<b>0,921</b>	<b>1,91</b>	<b>34,2</b>	< 0,5	<b>8,74</b>	<b>1,16</b>	< 0,5	< 0,5	<b>3,09</b>
BDE 49	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<b>0,948</b>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 66	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 85	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<b>10</b>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 99	< 0,5	<b>0,66</b>	< 0,5	<b>105</b>	<b>7,36</b>	<b>1,05</b>	<b>0,56</b>	<b>0,602</b>	<b>0,74</b>	<b>0,736</b>
BDE 100	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<b>26</b>	<b>1,68</b>	<b>0,855</b>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 153	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<b>103</b>	< 0,5	< 0,5	<b>0,554</b>	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 154	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<b>30,5</b>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 183	< 0,5	< 0,5	<b>2,25</b>	<b>189</b>	<b>11,9</b>	<b>15,8</b>	<b>1,38</b>	< 0,5	<b>5,5</b>	<b>0,842</b>
BDE 196	< 1,0	< 1,0	< 1,0	<b>23,6</b>	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
BDE 197	< 1,0	< 1,0	< 1,0	<b>69,3</b>	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
BDE 203	< 1,0	< 1,0	< 1,0	<b>18,7</b>	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
BDE 206	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	<b>811</b>	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
BDE 207	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	<b>738</b>	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
BDE 209	< 5,0	< 5,0	< 5,0	<b>1573</b>	<b>19271</b>	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
BTBPE	< 0,5	<b>1,12</b>	<b>20,8</b>	<b>15,3</b>	<b>12,6</b>	<b>7,43</b>	<b>3,12</b>	<b>2,39</b>	<b>46,3</b>	<b>3,15</b>
DBDPE	< 10	< 10	<b>779</b>	<b>105</b>	<b>182</b>	<b>147</b>	<b>77,2</b>	<b>114</b>	<b>2743</b>	<b>19,2</b>
HBB	< 0,5	< 0,5	<b>15,6</b>	<b>30,4</b>	< 0,5	< 0,5	<b>3,13</b>	<b>3</b>	<b>3,72</b>	<b>1,99</b>
α-HBCD	<b>93,1</b>	< 5,0	<b>95,8</b>	<b>630</b>	<b>258</b>	<b>49,5</b>	<b>93,3</b>	<b>39,2</b>	<b>56,8</b>	<b>174</b>
β-HBCD	<b>20,5</b>	< 5,0	< 5,0	<b>185</b>	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	<b>27</b>
γ-HBCD	< 5,0	< 5,0	< 5,0	<b>1080</b>	<b>41,7</b>	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	<b>25,6</b>
OBIND	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
PBEB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
PBT	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<b>3,69</b>	<b>5,27</b>	< 0,5	<b>11,5</b>	<b>0,727</b>
TBBPA	<b>69,4</b>	<b>66,5</b>	<b>1699</b>	<b>286</b>	< 10	< 10	< 10	<b>164</b>	<b>19091</b>	<b>14,4</b>
TEP	<b>76,9</b>	<b>28</b>	<b>20,1</b>	<b>18,6</b>	<b>18,9</b>	<b>22,2</b>	<b>43,7</b>	<b>44,7</b>	<b>94,5</b>	<b>104</b>
TPrP	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
TiBP	<b>20,8</b>	<b>19,9</b>	<b>19,6</b>	<b>17,1</b>	<b>13,3</b>	<b>19,7</b>	<b>18,4</b>	<b>13,2</b>	<b>210</b>	<b>12,1</b>
TnBP	<b>28,8</b>	<b>38,5</b>	<b>26,2</b>	<b>16,6</b>	<b>280</b>	<b>86,9</b>	<b>42,2</b>	<b>26,4</b>	<b>47,9</b>	<b>9,9</b>
TBOEP	<b>470</b>	<b>773</b>	<b>1130</b>	<b>974</b>	<b>749</b>	<b>57122</b>	<b>746</b>	<b>3577</b>	<b>218</b>	<b>376</b>
TEHP	<b>40,8</b>	<b>36,9</b>	<b>38,2</b>	<b>24,1</b>	<b>120</b>	<b>23,3</b>	<b>39,8</b>	<b>16</b>	<b>37</b>	<b>25,4</b>
EHDPP	<b>248</b>	<b>156</b>	<b>125</b>	<b>64,5</b>	<b>177</b>	<b>118</b>	<b>227</b>	<b>51,9</b>	<b>1829</b>	<b>20,2</b>
TPhP	<b>1084</b>	<b>243</b>	<b>67688</b>	<b>23901</b>	<b>331138</b>	<b>1810</b>	<b>913</b>	<b>169</b>	<b>9958</b>	<b>274</b>
CDPP	<b>138</b>	<b>95,8</b>	<b>524</b>	<b>1240</b>	<b>784</b>	<b>2550</b>	<b>1505</b>	<b>21,1</b>	<b>275</b>	<b>590</b>
ΣTCP	<b>82,1</b>	<b>312</b>	<b>40,5</b>	<b>117</b>	<b>173</b>	<b>77,1</b>	<b>42,6</b>	<b>14</b>	<b>16,2</b>	<b>95,5</b>
TTBPP	<b>56,8</b>	<b>9,14</b>	<b>20,4</b>	< 5,0	< 5,0	< 5,0	<b>34,5</b>	<b>9,44</b>	<b>84,6</b>	<b>32,4</b>
TCEP	<b>184</b>	<b>201</b>	<b>33</b>	<b>12941</b>	<b>960</b>	<b>120</b>	<b>171</b>	<b>135</b>	<b>61,5</b>	<b>364</b>
ΣTCP	<b>3062</b>	<b>1247</b>	<b>48579</b>	<b>3583</b>	<b>12135</b>	<b>1973</b>	<b>17181</b>	<b>786</b>	<b>6087</b>	<b>598</b>
ΣTDCPP	<b>501</b>	<b>113</b>	<b>1447</b>	<b>1159</b>	<b>5266603</b>	<b>31587</b>	<b>4822</b>	<b>229</b>	<b>15296</b>	<b>300</b>
TTBNPP	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

Koncentrace BFRs a OPFRs v prachu pražských bytů (ng/g)

	B-P11	B-P9	B-P7	B-P5	B-P2
BDE 28	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 47	< 0,5	2,1	1,67	1,77	< 0,5
BDE 49	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 66	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 85	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 99	2,1	1,57	< 0,5	1,1	1,39
BDE 100	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,13
BDE 153	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,952	< 0,5
BDE 154	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BDE 183	4,45	< 0,5	2,07	5,31	< 0,5
BDE 196	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
BDE 197	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
BDE 203	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
BDE 206	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
BDE 207	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
BDE 209	< 5,0	< 5,0	< 5,0	79	< 5,0
BTBPE	7,13	0,54	5,29	5,21	< 0,5
DBDPE	164	17,1	34,9	33,7	< 10
HBB	< 0,5	0,884	0,627	0,635	< 0,5
α-HBCD	< 5,0	133	36,8	< 5,0	< 5,0
β-HBCD	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
γ-HBCD	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
OBIND	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
PBEB	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
PBT	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
TBBPA	< 10	< 10	16,9	1297	132
TEP	9,21	< 5,0	8,52	34,8	< 5,0
TPrP	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
TiBP	19	21	15,2	10,5	12,3
TnBP	13,2	77,7	8,19	39,8	13,8
TBOEP	134	180	981	1497	43,5
TEHP	12,3	47,2	21,1	11,6	91,7
EHDPP	21,8	61,9	66,4	147	180
TPhP	147	349	879	198	162
CDPP	1024	110	205	28,9	39,2
ΣTCP	1006	46,4	102	49,4	380
TTBPP	5,78	12,5	20,7	15,6	16,4
TCEP	210	763	53,2	68,3	19,7
ΣTCP	221	1746	561	687	203
ΣTDCPP	137	158	255	197	38,2
TTBNPP	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10



Publikace vznikla za finanční podpory hlavního města Prahy.  
Nemusí vyjadřovat stanoviska dárců.