

BAKTERIÁLNÍ DEGRADACE POLYBROMOVANÝCH DIFENYLETHERŮ

JANA VRKOSLAVOVÁ, HANA STIBOROVÁ,
TEREZA ZEMANOVÁ, MARTINA MACKOVÁ
a KATEŘINA DEMNEROVÁ

Ústav biochemie a mikrobiologie, Vysoká škola chemicko-
technologická, Technická 5, 166 28 Praha 6
Jana.Vrkoslavova@vscht.cz

Došlo 10.1.11, přijato 3.3.11.

Klíčová slova: polybromované difenylethery, toxicita,
biodegradace

Obsah

1. Úvod
2. Fyzikálně-chemické a toxikologické vlastnosti polybromovaných difenyletherů
3. Bakteriální degradace polybromovaných difenyletherů
 - 3.1. Anaerobní degradace
 - 3.2. Aerobní degradace
4. Závěr

1. Úvod

Požáry byly od nepaměti hlavními příčinami ztrát na životech a škod na majetku. Během posledních několika desetiletí jsou díky moderním technologiím vyráběny a používány ohnivzdorné látky, které redukuje možnost vznícení a hoření široké škály textilií, plastů, stavebního materiálu a elektronického vybavení¹. Jde o tzv. retardátory (zpomalovače) hoření. Mechanismus jejich účinku spočívá v tom, že produkty jejich rozkladu různými způsoby zabraňují hoření. Tyto produkty vznikají při teplotě nižší, než je teplota, při které se rozkládá (hoří) polymerní matrice, v níž jsou obsaženy². Retardátory hoření dělíme dle způsobu jejich začlenění do matrice. Aditivní retardátory hoření jsou pouze rozpuštěné v matrici, proto mají tendenci se z této matrice uvolňovat a vstupovat do životního prostředí. Reaktivní retardátory hoření jsou do matrice začleněny kovalentní vazbou, proto je jejich uvolňování do životního prostředí obtížnější^{2,3}. Bromované retardátory hoření představují nejvýznamnější skupinu retardátorů hoření a zahrnují širokou škálu látek⁴, např. polybromované bifenyly (PBB), polybromované difenylethery (PBDE), hexabromcyklododekan (HBCD) a tetrabrombisfenol A (TBBPA). V naší studii jsme se soustředili na PBDE. Jejich nevýhodou je, že patří do skupiny aditivních retardátorů hoření.

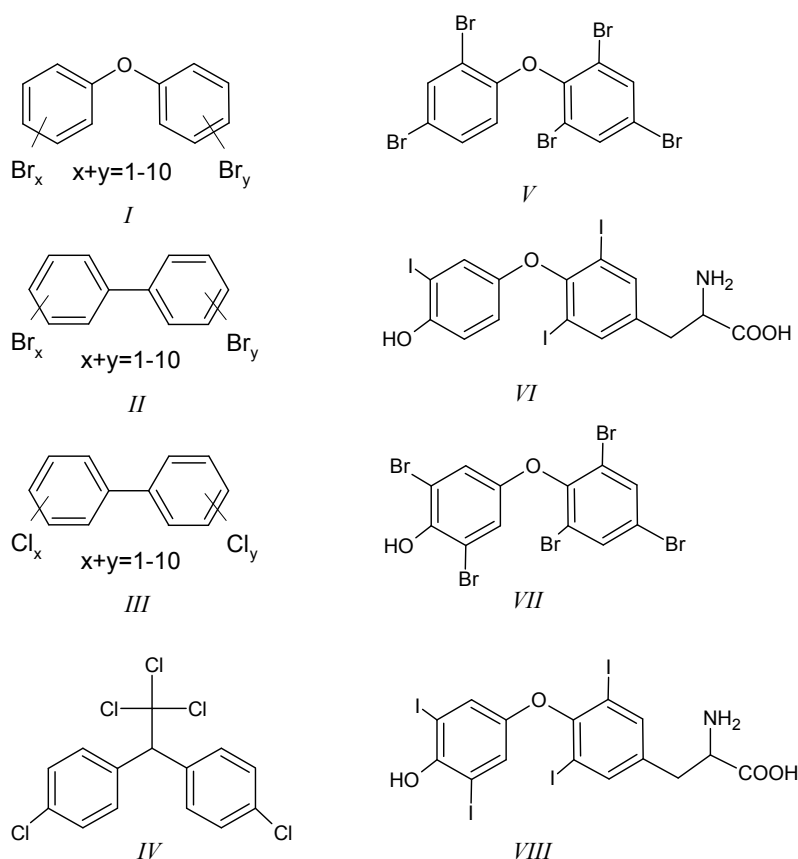
Výroba PBDE začala v roce 1965. V roce 1981 byla prokázána přítomnost těchto látek v tukové tkáni ryb (Švédsko, Viskan River)⁵ a později také v jiných vzorcích, jak v abiotických (vzduch, prach, sedimenty řek, kaly z čistíren odpadních vod), tak i v biotických (zejména ryby, savci a ptáci)⁶⁻⁹. Výskyt PBDE byl prokázán také v lidské tukové tkáni, mateřském mléce a krvi^{6,10}. Hlavní zdroje PBDE pro lidský organismus jsou prach^{11,12} a konzumace tučných ryb¹². Několik studií popisuje také transport PBDE ze zeminy a kalů z čistíren odpadních vod do rostlin, které pak mohou hrát důležitou roli transportérů PBDE v potravním řetězci¹³⁻¹⁵.

Široký výskyt PBDE v životním prostředí a jejich toxicita jsou důvodem k podrobnějšímu studiu jejich distribuce, vlastností a možností jejich degradací v životním prostředí. Cílem tohoto referátu je stručný přehled o fyzikálně-chemických, toxikologických vlastnostech PBDE a možnostech jejich degradace pomocí bakterií.

2. Fyzikálně-chemické a toxikologické vlastnosti polybromovaných difenyletherů

Obecný chemický vzorec polybromovaných difenyletherů (PBDE) je $C_{12}H_{(9-0)}Br_{(1-10)}$. Chemická struktura těchto látek a jejich metabolitů je podobná chemické struktuře polychlorovaných bifenyly (PCB), polybromovaných bifenyly (PBB) a dichlordifenyltrichlorethanu (DDT) – viz obr. 1. Z této podobnosti vyplývají podobné fyzikálně-chemické vlastnosti a také podobné negativní účinky na lidské zdraví^{16,17}. Podobně jako PCB tvoří PBDE 209 kongenerů. Za normálních podmínek jsou PBDE pevné nebo kapalné látky s bodem varu vyšším než 300 °C. Jejich rozdělovací koeficient oktanol/voda ($\log K_{ow}$) se pohybuje v rozmezí 4-10, jde tedy o vysoce hydrofobní látky¹⁸, díky čemuž mají schopnost pevně se sorbovat na pevné částice jako např. zemina, sedimenty nebo prachové částice^{6,19}. Těkavost PBDE je nepřímo úměrná počtu atomů bromu v molekule. Proto se výše bromované kongenery sorbují na částice a jsou méně mobilní ve vzduchu na rozdíl od níže bromovaných kongenerů, které jsou snadno přenášeny vzduchem do velkých vzdáleností⁴.

Vzhledem ke strukturální podobnosti PBDE, zejména tetra- a penta- kongenerů obsažených v technické směsi PentaBDE, a jejich hydroxylovaných derivátů s hormony štítné žlázy tyroxinem (3,3',5,5'-tetrajodtyronin, T4) a trijodtyroninem (3,3',5- trijodtyronin, T3) viz obr. 1, působí PBDE jako endokrinní disruptory. Dále mohou mít neurotoxické a v případě dekaBDE i karcinogenní účinky (byly zatím prokázány pouze u dekaBDE, a to po podávání vysokých dávek této látky)^{5,17,20,21}. Samotná akutní toxicita PBDE je velmi nízká, projevuje se minimálními dráždivými účinky. Subakutní/subchronická toxicita se projevuje zvětšením jater, ledvin a štítné žlázy²⁰.



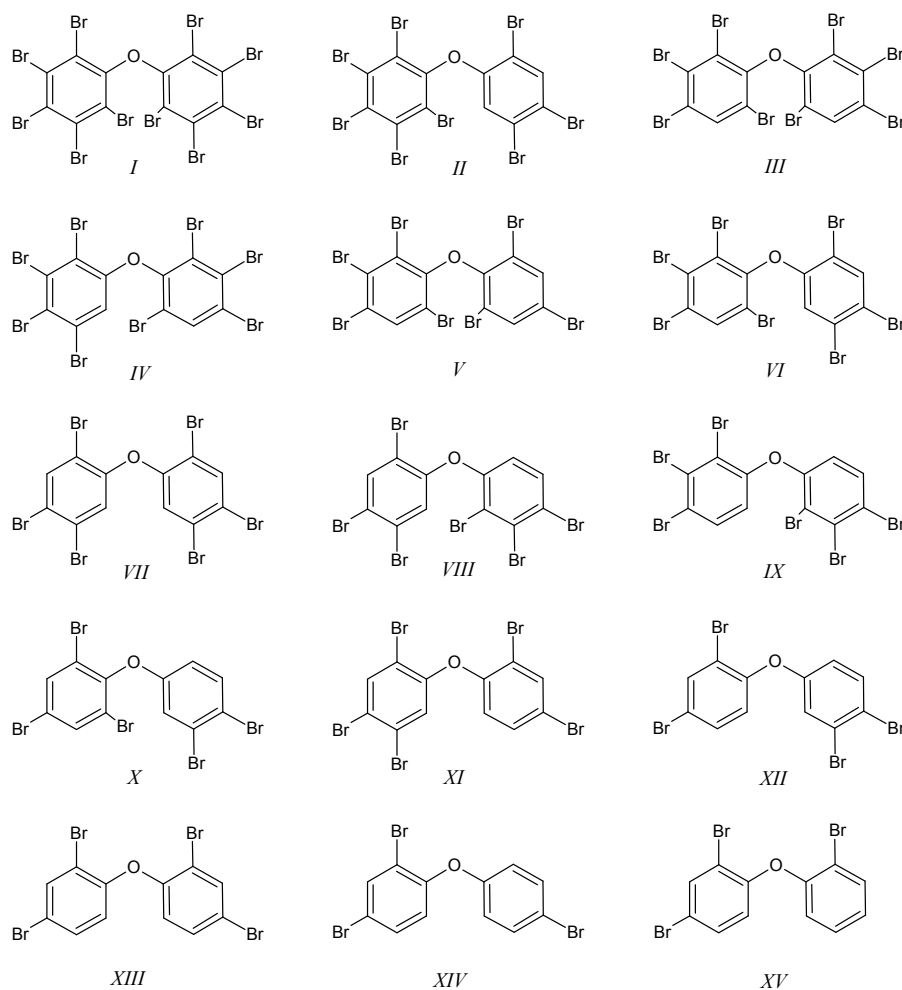
Obr. 1. Chemická struktura polybromovaných difenyletherů (PBDE) a strukturně podobných sloučenin: *I* PBDE; *II* polybromované bifenyly (PBB); *III* polychlorované bifenyly (PCB); *IV* dichlordifenyltrichlorethan (DDT); *V* 2,2',4,4',6-pentabromdifenylether (BDE 100); *VI* 3,3',5'-trijodtyronin (T3); *VII* 4'-hydroxy-2,3',4,5',6-pentabromdifenylether; *VIII* 3,3',5,5'-tetrajodtyronin (tyroxin, T4)

3. Bakteriální degradace polybromovaných difenyletherů

Studium mikrobiální degradace převážně perzistentních halogenovaných sloučenin vedlo k objevení řady dehalogenačních enzymů a mechanismů²²⁻²⁴. Klíčovým krokem při degradaci těchto sloučenin je dehalogenace. Během této reakce je halogen nejčastěji nahrazen atomem vodíku nebo hydroxylovou skupinou²⁵. Reduktivní dehalogenace PBDE probíhá za anaerobních podmínek a vznikají při ní méně bromované kongenery – atom bromu je nahrazen atomem vodíku. Velmi málo je však známo o aerobní degradaci těchto látek. V tomto případě dochází k oxidativní dehalogenaci, při níž je halogen substituován hydroxylovou skupinou. Chemické struktury jednotlivých kongenerů PBDE vyskytujících se dále v textu (pokud nejsou uvedeny systematickým názvem) jsou uvedeny na obr. 2.

3.1. Anaerobní degradace

Jednu z prvních studií anaerobní degradace PBDE vedoucí ke vzniku níže bromovaných kongenerů popsal Gerecke a spol.²⁶. Experiment byl proveden s odpadním kalem kontaminovaným BDE 209 (dekaBDE). Koncentrace tohoto kongeneru byla navýšena přidávkem technické směsi DekabDE (směs deka- a nonaBDE). Pro stimulaci degradace byly do vzorků kalu přidány tzv. aktivátory degradace, konkrétně 4-brombenzoová kyselina, 2,6-dibrombifenylyl, tetrabrombisfenol A (TBBPA), hexabromcyklododekan (HBCD) a dekabrombifenylyl. Pozitivní vliv aktivátorů degradace byl již dříve zmíněn ve studii o degradaci PCB²⁷. Po 238denní kultivaci za anaerobních podmínek došlo k poklesu původní koncentrace BDE 209 (dekaBDE) o 30 % a bylo zaznamenáno zvýšení koncentrace kongenerů nonaBDE a vznik kongenerů oktaBDE, které nebyly obsaženy v původní technické směsi ani ve sterilním kontrolním vzorku. V případě kultivace bez aktivátorů degradace byl nárůst koncentrace výše zmíněných kongenerů přibližně poloviční.



Obr. 2. Přehled jednotlivých kongenerů polybromovaných difenyletherů (PBDE) zmíněných v textu: I BDE 209; II BDE 203; III BDE 197; IV BDE 196; V BDE 184; VI BDE 183; VII BDE 153; VIII BDE 138; IX BDE 128; X BDE 119; XI BDE 99; XII BDE 66; XIII BDE 47; XIV BDE 28; XV BDE 17

Tokarz III a spol.²⁸ studoval degradaci PBDE v sedimentu s nedetegovatelným množstvím PBDE nebo v biomimetickém systému (BS), který simuloval sediment s optimálními methanogenními podmínkami. Sediment nebo biomimetický systém byly obohaceny buď o BDE 47 (tetraBDE) nebo BDE 99 (pentaBDE) – kongenery, které se nejvíce vyskytují v organismech nebo BDE 209 (dekaBDE) – nejvíce produkovaný a nejpoužívanější kongener. V BS docházelo k podstatně rychlejšímu a účinnějšímu debromacím. Zatímco v BS došlo k debromaci BDE 209 (dekaBDE) na penta- a tetraBDE již za 24 hodin, tak v sedimentu proběhla výraznější debromace až po třech a půl letech. Přestože došlo ke zvýšení koncentrace ev. vzniku nona- až hexaBDE, tak dominantní zastoupení měl neustále kongener BDE 209 (dekaBDE) a z níže bromovaných nona- a oktaBDE. Debromace BDE 99 (pentaBDE) nebo BDE 47 (tetraBDE) trvaly v BS řádově několik dnů,

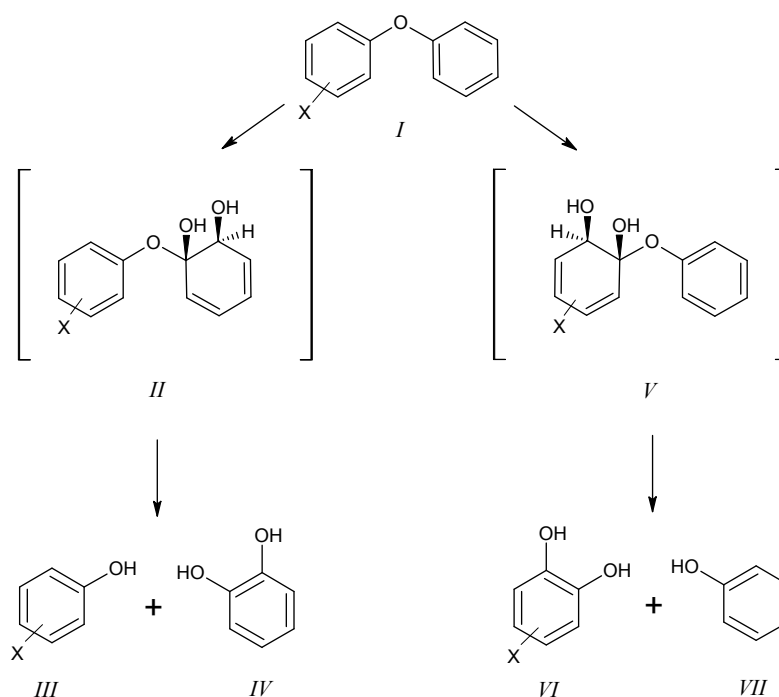
na rozdíl od debromací v sedimentu, které byly detegovatelné až po osmi měsících. Hlavními produkty degradace BDE 99 (pentaBDE) byly v obou případech tetra- a triBDE. U BDE 47 (tetraBDE) byla pozorována nejnižší debromační aktivita. V BS došlo po 15 dnech k debromaci pouze z 12 %, a to na kongenery BDE 28 a BDE 17 (triBDE). V sedimentu poklesla koncentrace tohoto kongeneru o více než 30 %. Nebyl však zaznamenán vznik méně bromovaných produktů (mimo nepatrný nárůst BDE 17 (triBDE)), z čehož můžeme usoudit, že degradace probíhala pravděpodobně jiným mechanismem než je reduktivní debromace. Protože řada vznikajících produktů - BDE 184 (heptaBDE), BDE 128 a BDE 138 (hexaBDE), BDE 99 a BDE 119 (pentaBDE) a BDE 47 a BDE 66 (tetraBDE) - má atomem bromu substituované obě polohy *para*, tj. 4,4', jsou tyto kongenery více rezistentní k mikrobiální degradaci.

Anaerobní debromace PBDE byla potvrzena u několi-

ka bakteriálních druhů. Tuto schopnost prokázal He a spol.²⁹ u bakterie *Sulfurospirillum multivorans*, dvou kmenů bakterie rodu *Dehalococcoides* ev. jejich nabohacených kultur se schopností reduktivní dehalogenace chlorovaných sloučenin. Degradáční experiment probíhal v definovaných minerálních médiích obohacených o BDE 209 (dekaBDE) nebo směs OktaBDE (směs nona-, okta-, hepta- a hexaBDE kongenerů). Pouze u bakterie *S. multivorans* se schopností dechlorovat tetrachlorethen (PCE) a trichlorethen (TCE) – vysoce chlorované molekuly ethenu - byla po dvou měsících kultivace zaznamenána debromace BDE 209 (dekaBDE). Detegovány byly okta- a heptaBDE. Degradace směsi OktaBDE však neproběhla ani po jednom roku kultivace. Naopak ostatní studované bakterie a jejich kultury byly schopny směs OktaBDE degradovat na směs hepta- až diBDE. U bakterie *D. ethenogenes* 195 docházelo k debromaci na hepta- až pentaBDE během šesti měsíců kultivace. Debromace nabohacenou kulturou EC195 byla rychlejší a účinnější. Již po třech měsících byly stanoveny také tetra- a diBDE. Bakterie *Dehalococcoides* sp. BAV1 vykazovala debromační aktivitu pouze v kombinaci s kulturou EC195. Produkty degradace byly tetra-, tri- a diBDE. Lze tedy předpokládat, že *D. ethenogenes* 195 debromuje výše bromované kongenery a *Dehalococcoides* sp. BAV1 níže bromované kongenery. Kultura ANAS projevila debromační aktivitu, pokud došlo k její kombinaci s *D. ethenogenes* 195. Jako produkty byly stanoveny hepta- až diBDE.

Z celkové studie vyplynulo, že *ortho*-substituované (polohy 2,2',6,6') nebo *para*-substituované (polohy 4, 4') kongenery PBDE, např. BDE 99 (2,2',4,4',5-pentaBDE) nebo BDE 47 (2,2',4,4'-tetraBDE), jsou více rezistentní mikrobiální degradaci, protože se nacházejí jako produkty debromací. Podobný závěr měl ve studii také Tokarz III a spol.²⁸

Robrock a spol.³⁰ provedli podrobnější studii týkající se debromace směsi OktaBDE (směs deka-, nona-, okta-, hepta- a hexaBDE kongenerů), sedmi kongenerů PBDE obsažených v technické směsi OktaBDE (DE-79) - BDE 203, BDE 197, BDE 196 (octaBDE), BDE 183 (heptaBDE), BDE 153 (hexaBDE) – a dvou kongenerů nejvíce zastoupených v životním prostředí - BDE 99 (pentaBDE) a BDE 47 (tetraBDE). K debromaci, která probíhala v definovaných minerálních médiích, byly použity bakterie rodů *Dehalococcoides*, *Dehalobacter*, *Desulfitobacterium* a *Desulfomonile*. K debromaci směsi OktaBDE byly použity kmeny *Desulfitobacterium hafniense* PCP-1, *Desulfitobacterium chlororespirans* Co23, *Desulfitobacterium dehalogenans* JW/IU-DC1, *Dehalobacter restrictus* PER-K23 a *Desulfomonile tiedjei* DCB-1 a kultura bakterií rodu *Dehalococcoides* získaná nabohacovací kultivací v přítomnosti TCE – ANAS195. Pouze u bakterie *Desulfomonile tiedjei* DCB-1 debromace nebyla zaznamenána. Produktem debromace ostatních bakterií byla směs níže bromovaných kongenerů pohybující se v rozmezí hepta- až triBDE včetně kongenerů BDE 47 (tetraBDE)



Obr. 3. Degradace monohaloogenovaných derivátů difenyletheru (DE) bakterii *Sphingomonas* sp. SS3: I monohaloogenovaný DE; II monohaloogenovaný 1,2-dihydroxy-1,2-dihydrodifenylether; III monohaloogenovaný fenol; IV katechol; V monohaloogenovaný 1,2-dihydroxy-1,2-dihydrodifenylether; VI monohaloogenovaný katechol; VII fenol

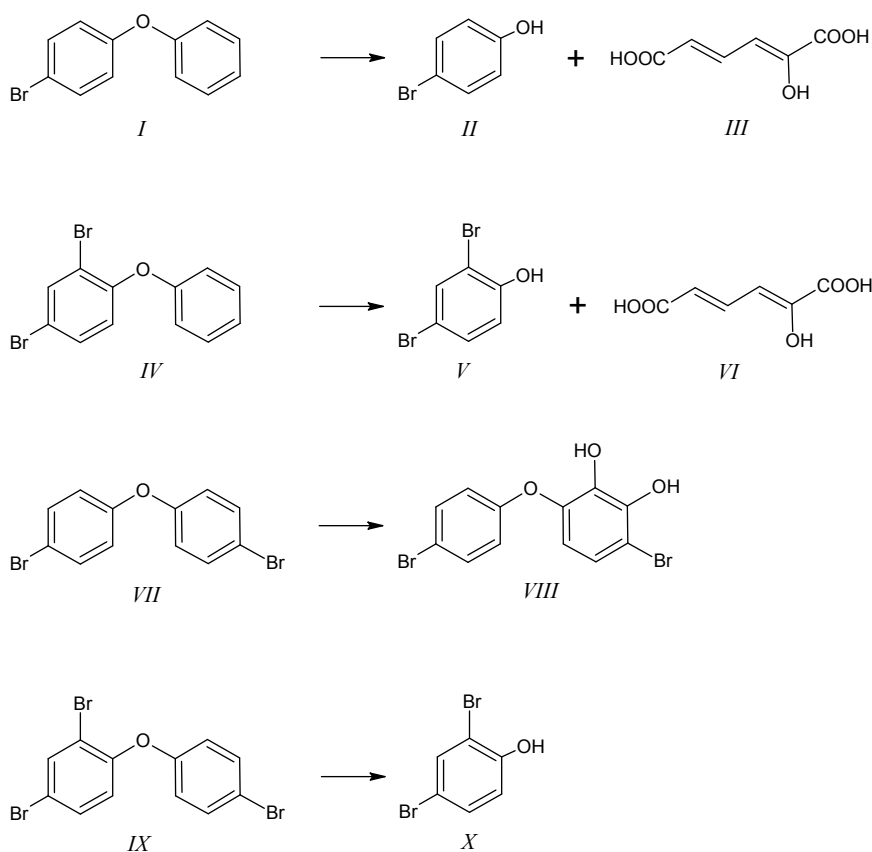
a BDE 99 (pentaBDE), které mají atomy bromu substituované obě polohy *para*. Pro degradaci jednotlivých kongenerů byly využity *D. restrictus* a *D. hafniense* a nabohacená kultura ANAS195. Všechny zvolené kongenery byly během tří měsíců debromovány na níže bromované kongenery, avšak její účinnost se u jednotlivých kultur lišila. Debromace probíhala přednostně v polohách *meta* (polohy 3,3',5,5'), ale také v polohách *para* (polohy 4,4'), pokud byl atom bromu v této poloze mezi dvěma dalšími atomy bromu. Obecně byla debromace delší pro výše bromované kongenery, což je v souladu se studií, kterou provedl Tokarz III a spol.²⁸ Tento trend je spojován se stoupajícím hydrofobním charakterem a s počtem atomů bromu na molekule difenyletheru.

3.2. Aerobní degradace

V případě aerobních degradací vznikala rozmanitější spektra produktů. Vznikaly nejen hydroxylované PBDE, ale také produkty vznikající štěpením etherové vazby. Schmidt a spol.³¹ popsali degradační dráhu difenyletheru (DE) a jeho monohalogenovaných derivátů. Použil bakterii

Sphingomonas sp. SS3, která byla izolována ze vzorku zeminy ze skládky průmyslového odpadu nabohacovací kultivací s 4-fluordifenyloxyethanem. Po měsíční adaptaci rostla bakterie také v přítomnosti 4-chlordifenyloxyethanu a 4-bromdifenyloxyethanu. Obr. 3 demonstruje degradační dráhu halogenovaných difenyletherů vedoucí ke vzniku fenolu a halogenovaného katecholu (v případě oxidace na halogenovaném jádru) nebo halogenovaného fenolu a katecholu (v případě oxidace na nehalogenovaném jádru). V přítomnosti 4-bromdifenyloxyethanu byla zaznamenána nejdelší doba zdvojení bakterií. Její délka byla nepřímo úměrná biodostupnosti substrátu, která narůstá s jeho rozpustností.

Kim a spol.³² ve své studii použili bakterii *Sphingomonas* sp. PH-07 izolovanou z odpadního kalu nabohacovací kultivací s DE. Bakterie byla dále použita pro studium degradace DE a pěti vybraných bromovaných difenyletherů. Bakterie kompletně transformovala DE během šesti dnů na fenol a 2-hydroxymukonovou kyselinu. V případě transformace 4-bromdifenyloxyethanu a 2,4-dibromdifenyloxyethanu vznikly 2-hydroxymukonová kyselina a bromované fenoly. K dalším produktům transformace



Obr. 4. Nejvýznamnější produkty transformace polybromovaných difenyletherů (PBDE) bakterií *Sphingomonas* sp. PH-07: *I* 4-bromdifenyloxyethan; *II* 4-bromfenol; *III* 2-hydroxymukonová kyselina; *IV* 2,4-dibromdifenyloxyethan; *V* 2,4-dibromfenol; *VI* 2-hydroxymukonová kyselina; *VII* 4,4'-dibromdifenyloxyethan; *VIII* 2',3'-dihydroxy-4,4'-dibromdifenyloxyethan; *IX* 2,4,4'-tribromdifenyloxyethan; *X* 2,4-dibromfenol

patřily také bromované katecholy. Při transformaci 4,4'-dibromdifenyloetheru vznikal 2',3'-dihydroxy-4,4'-dibromdifenyloether a v minimálním množství 4-bromfenol. Produktem transformace 2,4,4'-tribromdifenyloetheru byl 2,4-dibromfenol (obr. 4). 2,4,6-Tribromdifenyloether transformován nebyl. Během osmi dnů bylo transformováno 23 % 4-bromdifenyloetheru, 14 % 2,4-dibromdifenyloetheru a 8 % 4,4'-dibromdifenyloetheru, což poukazuje na značný vliv polohy atomů bromu na molekule DE na transformaci PBDE. Poloha může buď omezit přístup do aktivního místa enzymu nebo významně snížit biodostupnost substrátu. Vznik výše uvedených produktů transformace svědčí o štěpení etherové vazby po oxidaci na atomech uhlíku C2 a C3, resp. C2' a C3' pokud jsou uhlíky C2 a C4 bromovány (případ 2,4-dibromdifenyloetheru) na rozdíl od oxidace na atomech uhlíku C1 a C2 v případě bakterie *Sphingomonas* sp. SS3.

Nejnovejší studie popisuje degradaci mono- až hexa-BDE pomocí PCB degradujících bakterií *Rhodococcus jostii* RHA1, *Burkholderia xenovorans* LB400, bakterie *Rhodococcus* sp. RR1 se schopností degradovat benzol - směs benzenu, toluenu, etylbenzenu a xylenů (BTEX) a bakterie *Pseudonocardia dioxanivorans* CB1190 schopnou štěpit etherovou vazbu 1,4-dioxanu nebo tetrahydrofuranu³³. Kmen CB1190 byl schopen transformovat pouze BDE 3 (4-monoBDE), a to jen ze 17 %. Důvodem může být značně odlišná chemická struktura PBDE od 1,4-dioxanu a tetrahydrofuranu. Navíc u této bakterie nebyla pozorována degradace halogenovaných sloučenin. Kmen RR1 částečně transformoval pouze BDE 3 (4-monoBDE) a BDE 7 (2,4-diBDE), tj. PBDE s jedním nebromovaným kruhem. Kmen LB400 jako jediný částečně transformoval hexaBDE, konkrétně BDE 138, a to z 18 %. Kmeny RHA1 a LB400 byly schopny během tří dnů degradovat z více než 90 % mono- a diBDE, dále také tri- a tetraBDE, a z 10 až 45 % pentaBDE. U těchto kmenů byl objeven rozdíl při transformaci BDE 3 (4-monoBDE) a BDE 47 (tetraBDE). Zatímco kmen RHA1 byl schopen štěpit všechny vazby mezi atomy uhlíku a bromu u BDE 3 (4-monoBDE) a BDE 47 (tetraBDE), tak kmen LB400 pouze transformoval BDE 3 (4-monoBDE) na hydroxylovaný monoBDE. Navíc ani u jednoho kmene nebyl zaznamenán vznik 4-bromfenolů ani 2,4-dibromfenolů. Robrock a spol.³³ došli k obecnému závěru, že schopnost transformace klesá s rostoucí velikostí a hydrofobicitou molekul, což redukuje vstup molekul do buněk. Navíc se stoupajícím počtem atomů bromu na molekule klesá možnost hydroxylace a enzymatické reakce.

4. Závěr

Polybromované difenyloethery a další xenobiotika, která pronikla díky činnosti člověka do životního prostředí, mají negativní vliv na živé organismy. PBDE jsou vysoce hydrofobní sloučeniny, které se chovají jako endokrinní disruptory a vykazují neurotoxické účinky. Vzhledem ke svým vlastnostem se mohou transportovat vzdu-

chem na velké vzdálenosti (níže bromované kongenery), akumulovat se na pevné částice (prach, sediment, zemina) a v tukových tkáních a vstupovat do potravního řetězce. V tomto článku byly shrnuty základní fyzikálně-chemické a toxikologické vlastnosti těchto látek a možnosti jejich degradace pomocí bakterií.

Práce byla podpořena grantem MŠMT NPVII 2B06151 a výzkumným záměrem MSM 6046137305.

Zkratky

TCE	trichlorethen
PCE	tetrachlorethen
DE	diethylether
DE-79	technická směs oktaBDE
HBCD	hexabromcyklododekan
PBB	polybromované bifenyly
PBDE	polybromované difenyloethery
TBBPA	tetrabrombisfenol A

LITERATURA

- Alaee M., Wennig R. J.: *Chemosphere* 46, 579 (2002).
- Rahman F., Langford K. H., Scrimshaw M. D., Lester J. N.: *Sci. Total. Environ.* 275, (2001).
- de Wit C. A.: *Chemosphere* 46, 583 (2002).
- Watanabe I., Sakai S.: *Environ. Int.* 29, 665 (2003).
- Vonderheide A. P., Müller K. E., Meija J., Welsh G. L.: *Sci. Total Environ.* 400, 425 (2008).
- Hites R. A.: *Environ. Sci. Technol.* 38, 945 (2004).
- Chen D., Mai B., Song J., Sun Q., Luo Y., Luo X., Zeng E. Y., Hale R. C.: *Environ. Sci. Technol.* 41, 1828 (2007).
- Hajšlová, J., Pulkrabová, J., Poustka, J., Čajka, T., Randák, T.: *Chemosphere* 69, 1195 (2007).
- Knoth, W., Mann, W., Meyer, R., Nebhuth, J.: *Chemosphere* 67, 1831 (2007).
- Pulkrabová J., Hrádková P., Hajšlová J., Poustka J., Nápravníková M., Poláček V.: *Environ. Int.* 35, 63 (2009).
- Allen J., McClean M. D., Stapleton H. M., Webster T. F.: *Environ. Int.* 34, 1085 (2008).
- Frederiksen M., Vorkamp K., Thomsen M., Knudsen L. E.: *Int. J. Hyg. Environ. Health* 212, 109 (2009).
- Müller K. E., Müller-Spitz S. R., Henry H. F., Vonderheide A. P., Soman R. S., Kinkle B. K., Shann J. R.: *Environ. Sci. Technol.* 40, 6662 (2006).
- Huang H., Zhang S., Christie P., Wang S., Xie M.: *Environ. Sci. Technol.* 44, 663 (2010).
- Vrkoslavová J., Demnerová K., Macková M., Zemanová T., Macek T., Hajšlová J., Pulkrabová J., Hrádková P., Stiborová H.: *Chemosphere* 81, 381 (2010).
- Hardy M. L.: *Chemosphere* 46, 757 (2002).
- McDonald T. A.: *Chemosphere* 46, 745 (2002).
- Poustka J., Hajšlová J., Kazda R.: *Bromované retardátory hoření – environmentální xenoestrogeny.*

- VÚRV, Praha 2004.
19. Hale R. C., La Guardia M. J., Harvey E., Gaylor M. O., Mainor T. M.: *Chemosphere* 64, 181 (2006).
 20. Darnerud P. O., Eriksen G. S., Johannesson T., Larsen P. B., Viluksela M.: *Environ. Health Perspect.* 109, 49 (2001).
 21. Darnerud P. O.: *Environ. Int.* 29, 841 (2003).
 22. van Pée K., Unversucht S.: *Chemosphere* 52, 299 (2003).
 23. Macková M., Vrchotová B., Francová K., Sylvestre M., Tomaniová M., Lovecká P., Demnerová K., Macek T.: *Eur. J. Soil Biol.* 43, 233 (2007).
 24. Vošahlíková M., Pazlarová J., Demnerová K.: *Chem. Listy* 98, 903 (2004).
 25. Janssen D. B., Oppentocht J. E., Poelarends G. J.: *Curr. Opin. Biotechnol.* 12, 254 (2001).
 26. Gerecke A. C., Hartmann P. C., Heeb N. V., Kohler H. E., Giger W., Schmid P., Zennegg M., Kohler M.: *Environ. Sci. Technol.* 39, 1078 (2005).
 27. Wu Q. Z., Bedard D. L., Wiegel J.: *Environ. Sci. Technol.* 33, 595 (1999).
 28. Tokarz III J. A., Ahn M., Leng J., Filley T. R., Nies L.: *Environ. Sci. Technol.* 42, 1157 (2008).
 29. He J., Robrock K. R., Alvarez-Cohen L.: *Environ. Sci. Technol.* 40, 4429 (2006).
 30. Robrock K. R., Korytár P., Alvarez-Cohen L.: *Environ. Sci. Technol.* 42, 2845 (2008).
 31. Schmidt S., Wittich R., Erdman D., Wilkes H., Francke W., Fortnagel P.: *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 2744 (1992).
 32. Kim Y., Nam I., Murugesan K., Schmidt S., Crowley D. E., Chang Y.: *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 77, 187 (2007).
 33. Robrock K. R., Coelhan M., Sedlak D. L., Alvarez-Cohen L.: *Environ. Sci. Technol.* 43, 5705 (2009).

J. Vrkoslavová, H. Stiborová, T. Zemanová, M. Macková, and K. Demnerová (*Department of Biochemistry and Microbiology, Institute of Chemical Technology, Prague*): **Bacterial Degradation of Polybrominated Diphenylethers**

Polybrominated diphenylethers (PBDEs) are used as flame retardants in various plastic products. PBDEs are persistent, hydrophobic, bioaccumulative, and toxic organic compounds. Despite their low acute toxicity, the low-brominated congeners act as endocrine disruptors and neurodevelopment toxicants. They have been found in both abiotic (air, dust, sediments or sewage sludge) and biotic samples (marine mammals and fish, birds that feed on fish or birds of prey). Studies have confirmed their presence in human blood, adipose tissue and in milk. This review summarizes current knowledge about physicochemical and toxic properties of PBDEs and the possibility of their bacterial degradation.