

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra environmentálního inženýrství a ochrany prostředí**



**Persistentní organické látky v životním prostředí**

**Bakalářská práce**

Vedoucí práce: MUDr. Magdaléna Zimová, CSc.

Bakalant: Hana Kusá

**2011**

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením MUDr. Magdalény Zimové, CSc., a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 28. dubna 2011

---

Hana Kusá

## **Poděkování**

Zvláštní poděkování chci věnovat vedoucí práce MUDr. Magdaléně Zimové, CSc., za její trpělivost a cenné rady při vedení práce.

V Praze 28. dubna 2011

## **Abstrakt**

Persistentní organické látky jsou vzhledem ke svým vlastnostem (persistence, bioakumulace, toxicita a přenos na dlouhé vzdálenosti) nebezpečné jak člověku, tak i životnímu prostředí. Na tomto základě byla vydána Stockholmská úmluva o persistentních organických látkách, která zakazuje nebo značně omezuje ty nejvíce nebezpečné látky. Na jejím seznamu se nyní nachází 21 polutantů, ale už nyní se jedná o dalších. Aby Česká republika dostála spolupráci a požadavkům Úmluvy, zhotovila Národní implementační plán ke Stockholmské úmluvě, kde si stanovila jednotlivé cíle a opatření, kterých by do určitých let měla dosáhnout, a to jak v rámci odstraňování POPs, tak v omezení úniku POPs či monitoringu a biologického monitoringu POPs ve všech složkách životního prostředí. Česká republika aktivně spolupracuje na mezinárodní úrovni v problematice POPs a její výsledky jsou díky špičkovým výzkumným pracovištím velkým přínosem.

## **Klíčová slova**

persistence, toxicita, bioakumulace, Stockholmská úmluva, karcinogen, chemické látky v prostředí.

## **Abstract**

Persistent organic pollutants, due to their characteristics (persistence, bioaccumulation, toxicity and transfer to long distance), are dangerous to humans and environment. On this basis, issued the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, which prohibits or significantly restricts the most dangerous substances. On the list is now 21 pollutants, but it is already been discussed to be more of them. To comply with cooperation and requirements of the Convention, the Czech Republic made the National Implementation Plan for the Stockholm Convention, which has set specific objectives and actions that would be reached in next several years. The main objectives are POPs removal, emission limitation of POPs, and monitoring and biological monitoring of POPs in all components of the environment. The Czech Republic is actively cooperating in the issue of POPs internationally. The results are a great benefit due to the top research institutions.

## **Keywords**

persistence, toxicity, bioaccumulation, Stockholm convention, carcinogen, environmental chemicals.

## Přehled zkratk

<b>BAT</b>	(Best Available Techniques) – Nejlepší dostupné techniky k předcházení či omezování emisí do životního prostředí
<b>CENIA</b>	Česká informační agentura životního prostředí
<b>CLRTAP</b>	Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší překračující hranice států
<b>ČHMÚ</b>	Český hydrometeorologický ústav
<b>ČIŽP</b>	Česká inspekce životního prostředí
<b>ČR</b>	Česká republika
<b>ECHA</b>	(European Chemicals Agency) - Evropská agentura pro chemické látky
<b>EIA</b>	(Environmental Impact Assessment) - Systém posuzování vlivů na životní prostředí
<b>EMEP</b>	(European Monitoring and Evaluation Programme) - Program spolupráce při monitorování a vyhodnocování dálkového přenosu látek znečišťujících ovzduší v Evropě
<b>EPA</b>	(United States Environmental Protection Agency) – Agentura ochrany životního prostředí pro Spojené státy
<b>ES</b>	Evropské společenství
<b>EU</b>	Evropská unie
<b>IARC</b>	(International Agency for Research on Cancer) – mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny
<b>IPPC</b>	Integrovaná prevence a omezování znečištění
<b>IRZ</b>	Integrovaný registr znečišťování
<b>JISŽP</b>	Jednotný informační systém o životním prostředí
<b>MŠMT</b>	Ministerstvo školství, mládeže a tělovýchovy
<b>MZ</b>	Ministerstvo zdravotnictví
<b>MZE</b>	Ministerstvo zemědělství
<b>MŽP</b>	Ministerstvo životního prostředí
<b>NIKM</b>	Národní inventarizace kontaminovaných míst
<b>NIP</b>	Národní implementační plán Stockholmské úmluvy
<b>PAU</b>	Polyaromatické uhlovodíky

<b>POPs</b>	Persistentní organické látky
<b>REACH</b>	registrace, evaluace, autorizace, chemických látek (zkratka Nařízení EU)
<b>RECETOX</b>	Centrum pro výzkum toxických látek v prostředí
<b>SEA</b>	(Strategic Environmental Assessment) - Systém strategického posuzování vlivů na životní prostředí
<b>SEKM</b>	Systém evidence kontaminovaných míst
<b>SÚ</b>	Stockholmská úmluva o persistentních organických látkách
<b>SZÚ</b>	Státní zdravotní ústav
<b>ÚKZÚZ</b>	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
<b>UNEP</b>	(United Nations Environment Programme) – Program OSN pro životní prostředí
<b>VÚV T.G.M.</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
<b>WHO</b>	(World Health Organisation) - Světová zdravotnická organizace

## Obsah

1. Úvod .....	11
2. CÍLE PRÁCE .....	12
3. OBECNÁ CHARAKTERISTIKA POPS.....	13
3.1. <i>Toxické účinky POPS</i> .....	13
3.2. <i>Persistence</i> .....	13
3.3. <i>Bioakumulace a kumulace</i> .....	14
3.4. <i>Dálkový transport</i> .....	14
4. ZHODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH A EKOLOGICKÝCH RIZIK POPS.....	14
5. ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKY A VLASTNOSTI JEDNOTLIVÝCH VYBRANÝCH POPS.....	15
5.1. <i>POPs ve Stockholmské úmluvě od 2001</i> .....	15
5.1.1. Aldrin .....	15
5.1.2. Chlordan.....	16
5.1.3. DDT .....	17
5.1.4. Dieldrin .....	18
5.1.5. Endrin.....	19
5.1.6. Heptachlor.....	20
5.1.7. Hexachlorbenzen .....	21
5.1.8. Mirex.....	22
5.1.9. Toxafen .....	23
5.1.10. Polychlorované bifenyly .....	24
5.1.11. Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany .....	26
5.2. <i>POPs ve Stockholmské úmluvě od 2009</i> .....	27
5.2.1. Chlordecon.....	27
5.2.2. Hexabrombifenyly .....	28
5.2.3. Hexabromdifenyly ether a heptabromdifenyly ether .....	29
5.2.4. Alfa hexachlorcyklohexan.....	29
5.2.5. Beta hexachlorcyklohexan.....	30
5.2.6. Lindan .....	31
5.2.7. Pentachlorbenzen.....	32
5.2.8. Perfluoroktan sulfonany.....	33
5.2.9. Tetrabromdifenyly ether a pentabromdifenyly ether.....	34
6. LEGISLATIVA V OBLASTI POPS V ČR A EU .....	35
6.1. <i>Stockholmská úmluva</i> .....	35
6.1.1. Národní implementační plán Stockholmské úmluvy o POPS (NIP) .....	37
6.1.2. Národní POPS centrum.....	38
6.2. <i>Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší překračující hranice států</i> .....	39
6.2.1. Protokol o persistentních organických polutantech.....	39
6.3. <i>Basilejská úmluva</i> .....	39
6.4. <i>Rotterdamská úmluva</i> .....	40



6.5. REACH .....	41
7. MONITORING POPS .....	42
7.1. Globální monitorovací plán POPS.....	42
7.2. Monitoring POPS v ČR .....	43
7.3. MONET.....	44
7.4. Projekt GENASIS.....	46
7.5. Biomonitoring POPS v ČR.....	46
7.5.1. Aktivní biomonitoring ÚKZÚZ .....	46
7.5.2. Biomonitoring na základě tělních tekutin.....	47
7.6. Integrovaný registr znečišťování.....	48
7.7. Staré ekologické zátěže .....	49
8. PŘEHLED TECHNOLOGIÍ POUŽITELNÝCH KE ZNEŠKODŇOVÁNÍ POPS.....	50
9. EKONOMICKÉ NÁSTROJE NAKLÁDÁNÍ S POPS.....	52
10. DOBROVOLNÉ NÁSTROJE NAKLÁDÁNÍ S POPS .....	53
11. DISKUSE.....	55
12. ZÁVĚR .....	57
13. SEZNAM LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ .....	58
14. SEZNAM POUŽITÝCH OBRÁZKŮ A TABULEK .....	65
15. PŘÍLOHY .....	65

## 1. Úvod

Organické chemické látky dnes můžeme najít rozšířené prakticky po celé planetě, a to i na místech tisíce kilometrů vzdálených od místa původního použití. Dostávají se do jednotlivých složek prostředí z různých zdrojů, a to jak přírodních, tak i antropogenních. Látky mohou být transportovány ve složkách, kam byly primárně vypouštěny, mohou přecházet do dalších složek prostředí, během tohoto svého transportu mohou být chemicky transformovány a vytvářet sekundární znečištění. Mohou se také díky svým vlastnostem kumulovat jak v neživých složkách prostředí, tak v živých organismech, mohou být toxické (Holoubek, 2000).

Pravděpodobně nejproblémovější skupinou organických sloučenin v prostředí jsou persistentní organické polutanty, dále jen (POPs), proto byla proti nim v mezinárodních úmluvách přijata opatření (Holoubek et al., 2007).

Z důvodů vlastností POPs byla přijata jako nástroj Stockholmská úmluva o persistentních látkách (dále jen SÚ), která u vybraných látek stanovila omezení (nebylo přijato na všechny látky, prozatím na ty, co mají největší dopad na zdraví člověka nebo na životní prostředí) (Holoubek et al., 2001).

## 2. Cíle práce

Tato práce je rešeršního charakteru, jejím cílem byla práce s odbornou literaturou a dalšími zdroji, na jejichž základě jsem zhodnotila POPs z hlediska jejich vlivu na zdraví a životní prostředí. Dále jsem popsala současný stav legislativy v České republice (ČR) a Evropské unii (EU), zabývající se touto problematikou, a analyzovala ekonomické i dobrovolné nástroje při nakládání s nimi.

Práce také zahrnuje popisy a charakteristické vlastnosti vybraných látek ze SÚ, která stanovuje jejich omezení, a to jak od roku 2001 (aldrin, chlordan, DDT, dieldrin, endrin, heptachlor, hexachlorbenzen, mirex, toxafen, PCBs, PCDD, PCDF), tak i nové od roku 2009 (alfaHCH, betaHCH, chlordecon, hexabrombifenyl, hepta- and hexaBDE, lindan, PeCB, PFOS/PFOS-F, tetra- a pentaBDE). Dále práce popisuje jejich historii a migraci v životním prostředí.

Pozornost jsem mimo jiné věnovala i monitoringu a biomonitoringu POPs v ČR. Práce hodnotí současný stav nakládání s POPs, včetně technologií jejich odstraňování.

Jelikož téma práce je celkem široké, snažila jsem se vybrat to hlavní a nejvýstižnější z této problematiky. Konkrétní látky ze SÚ jsem si vybrala proto, abych POPs lépe porozuměla a mohla nahlížet na celou problematiku objektivněji.

### Cíle práce ze zadání

- Zhodnocení zdravotních a ekologických rizik při nakládání s POPs.
- Provedení analýzy současných legislativních, ekonomických a dobrovolných nástrojů při nakládání s POPs v ČR a EU.
- Zhodnocení stávajících opatření k zlepšení celého systému nakládání s těmito látkami a komoditami odpadů s cílem minimalizace zdravotních a environmentálních rizik na základě poznatků o současném stavu nakládání s látkami typu POPs.

### **3. Obecná charakteristika POPs**

POPs jsou nebezpečné chemické látky, které jsou uznávány jako vážná globální hrozba nejen pro lidské zdraví, ale i ekosystémy. Některé POPs jsou v současné době nebo byly v minulosti používány jako pesticidy, jiné jsou chemické látky záměrně vyrobené v průmyslových procesech např. při výrobě zboží (rozpouštědla, léčiva, polyvinylchlorid) nebo vznikají jako sekundární produkt při spalování v průmyslu. POPs jsou široce přítomné v životním prostředí ve všech koutech světa. Každý člověk si nese zátěž organismu z těchto látek, především ve své tukové tkáni. Většina ryb, ptáků, savců a jiných volně žijících organismů je kontaminována POPs. Některé z těchto látek mohou být nebezpečné přírodnímu prostředí již v malých koncentracích (Holoubek, 2007; Weinberg, 2008).

#### **3.1. Toxické účinky POPs**

Jako toxicita se definuje schopnost látky způsobovat poškození nebo smrt živých organismů (Holoubek et al., 2001).

POPs jsou toxické pro různé organismy. Některé z nich mohou způsobovat vznik rakoviny, jiné podporují její průběh (Holoubek, 2000).

Laboratorní i terénní experimenty publikované v odborné literatuře potvrzují fakt, že řada POPs má škodlivé účinky na lidské zdraví. Mnohé z nich mohou poškozovat vnitřní orgány (játra, ledviny, žaludek), mohou porušovat imunitní, nervový a dýchací systém, působí na hladiny jaterních enzymů. Některé z nich také vyvolávají u experimentálních zvířat vznik zhoubných nádorů (Holoubek et al., 2001).

#### **3.2. Persistence**

POPs mají schopnost zůstat v prostředí po dlouhou dobu beze změny. Persistentní látky jsou odolné vůči chemickému, fotochemickému, termickému i biochemickému rozkladu. To umožňuje jejich koloběh v prostředí a kumulaci v půdách, sedimentech i živých organismech (Holoubek, 2000).

### **3.3. Bioakumulace a kumulace**

Další vlastností POPs je právě hromadění se v živých organismech, kde se vážou na tuky, čili bioakumulují. Je to proces, ve kterém živé organismy mohou zachytávat a koncentrovat chemické látky přímo z okolního prostředí, ve kterém žijí, nebo nepřímo z jejich potravy (Holoubek, 2000; Holoubek, 2007).

### **3.4. Dálkový transport**

POPs jsou schopny cestovat od původního zdroje do oblastí vzdálených stovky až tisíce kilometrů, kde se nikdy nevyráběly a nepoužívaly, např. Arktida a Antarktida (Holoubek, 2000).

## **4. Zhodnocení zdravotních a ekologických rizik POPs**

POPs vstupují do prostředí z různých zdrojů a může tak dojít k pronikání těchto látek do potravních řetězců. Jako příklad můžeme uvést spalování odpadů, kdy může jednak docházet k jejich emisím do ovzduší, pokud nejsou spalovny vybaveny odpovídajícími stupni čištění spalin, jednak jsou vysoké koncentrace POPs vázány na povrchu částic popílku. Pokud tento není ukládán na specializovaných skládkách, mohou se POPs dostávat do ovzduší, vod i půd a mohou tak pronikat do potravních řetězců. Množství POPs, které se dostávají do lidského organismu dýcháním, požíváním potravy nebo kontaktem s pokožkou, nepředstavují okamžité ohrožení zdraví (akutní otravu). Avšak vzhledem k ukládání a hromadění POPs v lidském tuku, je člověk z dlouhodobějšího hlediska vystaven negativním vlivům, od dýchacích potíží, nevolnosti, svalového třesu, až po možné nádorové onemocnění. Může docházet i k přenosu látek POPs přes placentu, do mateřského mléka a odtud tedy i na potomstvo. Ve zvláštním ohrožení expozicí POPs mohou být populace, jejichž hlavní přísunem potravy jsou ryby a další vodní živočichové, jelikož většina polutantů má malou rozpustnost ve vodě, ale zároveň se usazují do sedimentů na dně

a do tukových tkání vodních živočichů. Stejně tak je více citlivá skupina obyvatel, jako jsou staří lidé, děti, či lidé s oslabenou imunitou (Holoubek, 2006; EPA, 2009). Z živočichů mají POPs nejhorší dopad na vodní organismy. Právě díky jejich nerozpustnosti ve vodě, ukládání na dně a pronikání do tukové tkáně mají negativní dopad hlavně na ryby a korýše, posléze i na vodní ptáky (EPA, 2009).

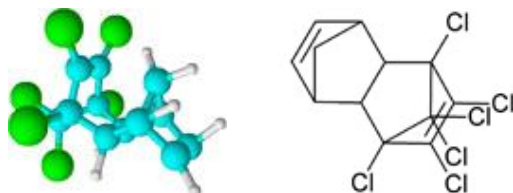
## 5. Základní charakteristiky a vlastnosti jednotlivých vybraných

### POPs

Na základě opatření proti POPs byla vydána SÚ, která stanovuje omezení těmto látkám. Zatím je na seznamu SÚ 21 látek, které jsou nejvíce ohrožující, ale jedná se o dalších. V roce 2001 byly do SÚ přijaty aldrin, chlordan, DDT, dieldrin, endrin, heptachlor, hexachlorbenzen, mirex, toxafen, PCBs, PCDD/ PCDF, v roce 2009 se seznam rozšířil o alfaHCH, betaHCH, chlordecon, hexabrombifenyl, hepta- and hexaBDE, lindan, PeCB, PFOS/PFOS-F, tetra- a pentaBDE (Holoubek et al., 2001; IPEN, 2009).

#### 5.1. POPs ve Stockholmské úmluvě od 2001

##### 5.1.1. Aldrin



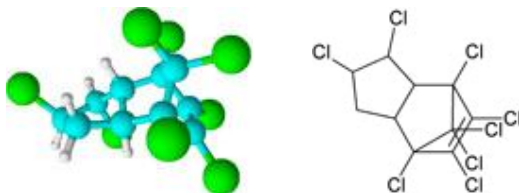
*Zdroj: Genesis, 2010*

Aldrin patří mezi organochlorové pesticidy. Byl vyráběn od roku 1950 a používal se jako insekticid. Široce se využíval na ochranu plodin, jako je kukuřice nebo brambory. Také se ukázal jako účinná ochrana dřevěných konstrukcí proti termitům. Aldrin je rostlinami a živočichy snadno metabolizován na dieldrin. V důsledku toho

jsou zbytky aldrinu jen vzácně nalezeny v jídle či živočiších, a kdyžtak jen v malém množství. To se silně váže na půdní částice a je silně resistantní vůči vyluhování do podzemních vod. Důležitým mechanismem úniku z půdy je vypařování. Vzhledem ke své persistentní povaze a hydrofobnosti, je aldrin znám biokoncentrací, hlavně ve své přeměně podobě. Aldrin je pro člověka toxický. Smrtelná dávka pro dospělého muže byla odhadnuta okolo 5g, což odpovídá 83 mg / kg tělesné hmotnosti. Znamky a příznaky intoxikace mohou zahrnovat bolesti hlavy, závratě, nevolnost, malátnost a zvracení, po nichž může následovat škrábání svalů a křeče. Podle IARC (2010) neexistují dostatečné důkazy karcinogenity aldrinu u lidí a u pokusných zvířat jsou důkazy značně omezené, proto je aldrin zařazen do skupiny Group 3 - neklasifikováno jako karcinogenní u lidí. Rostliny jsou ovlivněny až při extrémně vysokém dávkování. Toxicita aldrinu u vodních organismů je poměrně variabilní, vodní hmyz je však nejcitlivější skupinou bezobratlých (Ritter, 1995; Genasis, 2010a).

V současnosti je výroba a použití aldrinu zakázáno v mnoha zemích včetně zemí EU. Pouze v některých rozvojových zemích se aldrin stále používá (Genasis, 2010a).

### 5.1.2. Chlordan



*Zdroj: Genasis, 2010*

V minulosti se chlordan používal jako insekticid na zemědělské plodiny. Je nerozpustný ve vodě, ale rozpustný v organických rozpouštědlech, olejích a tucích. Snadno se váže na vodní sedimenty a koncentruje se v tuku organismů. Je korozivní, poškozují některé plasty, pryž, železo a zinek (Genasis, 2010a).

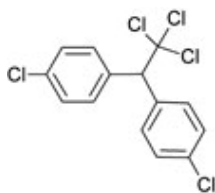
Rané studie týkající se vystavení pracovníků chlordanem při jeho výrobě po dobu 15 let neprokázaly žádné toxické účinky. V průzkumu 1105 pracovníků, kde většina používala chlordan, pouze tři přisuzovali onemocnění právě chlordanu. Jednalo se např. o mírnou závrať, bolesti hlavy, oslablost). Vystavení chlordanu nebylo

spojováno se zvětšeným rizikem úmrtnosti na rakovinu. Významné změny v imunitním systému byly zaznamenány u jedinců, kteří si stěžovali na vliv vystavení chlordanem na jejich zdraví. Po pokusech na laboratorních zvířatech krmených stravou s obsahem chlordanu IARC rozhodla, že zatímco není dostatečně prokázána karcinogenita chlordanu u lidí, u experimentálních zvířat je důkazů dostatek (Ritter, 1995).

IARC klasifikovala chlordan jako Group 2B – možný lidský karcinogen (IARC, 2010).

V současné době je jeho výroba a používání zakázáno v mnoha zemích světa včetně České republiky. Nicméně stále může docházet k sekundárním únikům z bývalých skladišť, skládek odpadů a kontaminovaných zemin, kde může být chlordan přítomen ještě z doby, kdy jeho použití nebylo zakázáno. Přirozené úniky chlordanu neexistují (Genesis, 2010a).

### 5.1.3. DDT



*Zdroj: Genesis, 2010*

DDT neboli dichlordifenyltrichlormethylmethan je jedním z nejstarších a nejnámějších insekticidů. DDT bylo syntetizováno již v roce 1874, ale jeho insekticidní vlastnosti byly objeveny až v roce 1939 (Genesis, 2010a).

Během druhé světové války bylo hojně využíváno k ochraně vojáků a civilistů před šířením malárie, tyfu a dalšími přenosnými nemocemi. Po druhé světové válce se začalo DDT používat na široký výběr zemědělských plodin a dále i proti přenášeným nemocem (Ritter, 1995).

Zejména v 50. a 60. letech 20. století byl nejmasověji využívaným insekticidem. Po zjištění jeho ekotoxických účinků se začalo diskutovat nejen z hlediska zdravotnického či ekologického, ale i z hlediska hospodářského a politického (Genesis, 2010a).

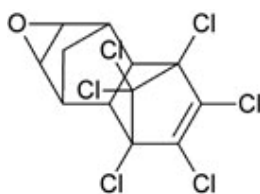


Narůstající znepokojení kvůli nepříznivým účinkům na životní prostředí, vedlo v 70. letech k přísným omezením a zákazům v mnoha rozvinutých zemích. DDT je vysoce nerozpustné ve vodě, ale rozpustné v organických rozpouštědlech a tucích. Lze ho najít ve všech složkách životního prostředí. Co se týče zdravotních následků u lidí, DDT bylo používáno na velké množství lidí, kteří byli v rámci programu boje proti tyfu a v tropických zemích proti malárii touto látkou postříkáni. Nebyla však prokázána spojitost s nemocemi či podrážděním. Studie zahrnující lidské dobrovolníky nevedly k žádným pozorovaným nežádoucím účinkům. Nevýznamný nárůst úmrtnosti na rakovinu jater a výrazné zvýšení úmrtnosti na cerebrovaskulární onemocnění, tzv. „mozková mrtvice“, byl pozorován u pracovníků podílejících se na výrobě DDT (Ritter, 1995).

IARC klasifikuje DDT jako možný lidský karcinogen a řadí ho do skupiny Group 2B (IARC, 2010).

V ČR se DDT nevyrábí od roku 1974. Výroba a užívání se celosvětově omezuje. Je regulována Stockholmskou úmluvou. DDT je stále používán v tropických zemích proti komárům přenášejícím malárii, dokud nebude objevena jiná účinná, ale ekologicky bezpečná látka (Genesis, 2010a).

#### 5.1.4. Dieldrin



*Zdroj: Genesis, 2010*

Dieldrin jako organochlorový pesticid byl dříve hojně využíván v zemědělství jako insekticidní přípravek. Je také produktem rozkladu dalšího insekticidu aldrinu (Genesis, 2010a).

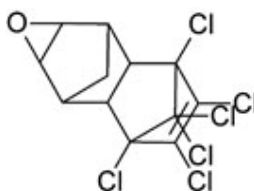
Dieldrin se silně váže na půdní částice, a proto je velmi odolný vůči vyplavování do podzemních vod. Vypařováním se z půdy ztrácí. Je trvalé povahy, a také je znám svojí biokoncentrací. Ve studii, kde byly dodávány předměty obsahující dieldrin

dobrovolníkům po dobu dvou let, se neprokázal žádný negativní vliv. Všichni pokračovali ve výborném zdravotním stavu, a klinické, fyziologické a laboratorní nálezy zůstaly v podstatě nezměněny po dobu expozice a 8 měsíců sledování. Naopak studie prováděná na pracovnících s rostlinami spojenými s používáním aldrinu a dieldrinu prokázala významný nárůst rakoviny jater a žlučových cest. IARC dospěla k závěru, že neexistují dostatečné důkazy pro karcinogenitu dieldrinu u lidí, a jsou omezené důkazy u pokusných zvířat (Ritter, 1995).

Dieldrin byl klasifikován jako Group 3 nekarcinogenní pro člověka (IARC, 2010), naopak EPA (2004) uvádí zařazení do skupiny Group 2B jako možný lidský karcinogen.

Dieldrin se může vstřebávat inhalačně, orálně nebo kontaktem s kůží nebo okem. V těle se může ukládat v tucích, a proto jsou nebezpečné expozice i v malých dávkách. Může se vyskytovat i v krvi a orgánech. K metabolické přeměně dieldrinu dochází v játrech. Smrtelná dávka pro člověka je 1,5 – 5 g. Dieldrin ovlivňuje centrální nervovou soustavu, způsobuje bolest hlavy, závratě, svalový třes, zvracení. Může také poškozovat játra a imunitní systém. Používání dieldrinu je v ČR zakázáno, vzhledem ke SÚ. V prostředí se ale stále vyskytuje díky svým persistentním vlastnostem z doby, kdy se používal. Dalším zdrojem mohou být materiály a suroviny pocházející ze země, kde zatím výroba a použití zakázány nebyly (Genesis, 2010a).

### 5.1.5. Endrin



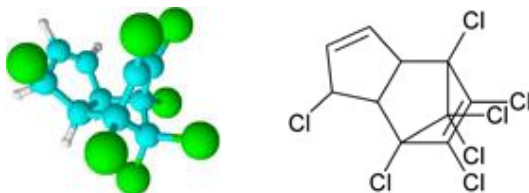
*Zdroj: Genesis, 2010*

V minulosti se endrin hojně používal na celou škálu zemědělských plodin (např. obilniny, bavlna, cukrová třtina, ovoce) jako insekticid, ale i jako rodenticid (proti hlodavcům) či avicid (proti ptákům). Ukázalo se, že je toxický i pro jiné živočichy

kromě cílové skupiny škůdců. Nejvíce byly ohrožené populace stěhovavých ptáků a šelem, proto bylo používání a výroba endrinu ve většině zemí, včetně ČR, zakázána. Největší nebezpečí endrinu je jeho schopnost bioakumulovat. Je toxický zejména pro vodní organismy, hlavně pro ryby, fytoplankton a vodní bezobratlé. Není příliš rozpustný ve vodě, proto jeho koncentrace v podzemních a povrchových vodách jsou celkem nízké. Většina endrinu se vyskytuje navázána na sedimenty na dně. V malém množství se může vypařováním z půdy dostat do vzduchu. U člověka může endrin vstupovat dermálně, inhalačně nebo orálně. Ovlivňuje hlavně nervovou soustavu. Vystavení endrinu způsobuje bolesti hlavy, závratě, zvracení, ztrátu chuti k jídlu, nespavost a dočasnou hluchotu. Vyšší dávky endrinu vyvolávají křeče, obtížné dýchání, třes a zmatenost. Podle IARC (2010) je endrin nekarcinogenní pro člověka – Group 3 (Genasis, 2010a).

V ČR nejsou žádné aktivní zdroje emisí endrinu, ale endrin může být obsažen v surovinách a materiálech (např. textilní surovina) dovážených ze zemí, kde ještě k zákazu výroby a použití nedošlo (Genasis, 2010a).

### 5.1.6. Heptachlor

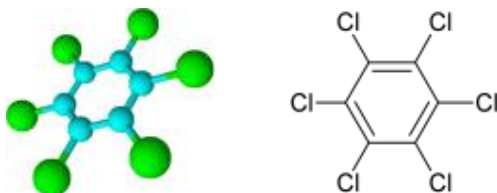


*Zdroj: Genasis, 2010*

Heptachlor je vyrobená chemikálie, která se dříve používala k hubení hmyzu v domácnostech, budovách a na potravinových plodinách. Za tímto účelem nebyla použita od roku 1988. Neexistují žádné přirozené formy heptachloru. Ten se navíc vlivem působení bakterií a rozkladem v tělech živočichů rozpadá na heptachlorepoxid, který je také toxický a perzistentní, sám se rozkládá velice pomalu. Heptachlor může cestovat vzduchem na velké vzdálenosti od místa, kde byl uvolněn, např. staré ekologické zátěže, místa dřívější výroby pesticidů (ATSDR, 2007).

Heptachlor a jeho produkty rozpadu se silně vážou na půdní částice, proto je málo pravděpodobná kontaminace podzemní vody, avšak mohou se odpařovat do ovzduší ze svrchní části půdy. Dále vstupují do těl organismů, kde se hromadí v tukových tkáních, a tak dochází ke kumulaci v potravním řetězci. Obecně jsou nejohroženější organismy na vrcholu potravních pyramid. Člověk může přijímat heptachlor orálně (kontaminovanou potravou), inhalačně či stykem s kůží. Vstřebávání heptachloru kůží je poměrně rychlé. Jako projevy expozice se mohou vyskytnout podrážděnost, zvýšená tvorba slin, zhoršení paměti, koncentrace a koordinace pohybů, závratě, svalový třes. Dlouhodobá expozice může poškozovat játra a imunitní systém. Klasifikace IARC (2010) řadí heptachlor do skupiny 2B jako možný lidský karcinogen (Genasis, 2010a).

### 5.1.7. Hexachlorbenzen



*Zdroj: Genasis, 2010*

Hexachlorbenzen je organochlorovaná sloučenina s akutní toxicitou a s vlastností akumulace v živých tkáních. Používal se jako fungicid na obilí již od roku 1933. Měl také komerční využití a to např. jako součást při výrobě munice či pyrotechniky. Dnes vzniká při výrobě chlorovaných rozpouštědel, při výrobě pesticidů či při nevhodném spalování odpadů, které obsahují chlór. Je nutno poznamenat, že pouze malá část HCB, jakožto druhotného produktu, se dostane do životního prostředí (Genasis, 2010a).

HCB má tendenci zůstat v prostředí po dlouhou dobu. Pokud je uvolněn do půdy, má poločas rozpadu 3 – 6 let. Je-li uvolněn do povrchových vod (jezera, řeky a potoky), poločas je od 2,7 do 5,7 let, a pokud je propuštěn do podzemních vod, je poločas 5,3 až 11,4 let. Vzhledem ke špatné rozpustnosti ve vodě, bude většina HCB zůstat na

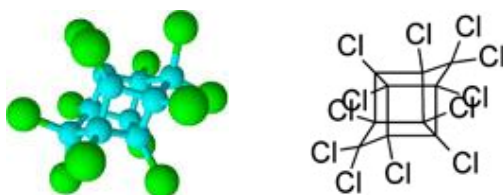
částicích na dně jezer, řek a potoků. Odpařování HCB není významné za normálních podmínek (ATSDR, 2002).

Člověk může být vystaven HCB, pokud žije v blízkosti průmyslové oblasti, kde se HCB neúmyslně vyrábí jako vedlejší produkt či jako minoritní část jiného chemického výrobku. Také může být vystaven, žije-li nedaleko nebezpečné skládky odpadu, kde je HCB uložen. Na těchto místech může být přenášen vzduchem na prachových částicích. Stupně jeho výskytu ve vzduchu okolo těchto míst nejsou známy. Dále můžeme přijít do styku s HCB v kontaminovaném jídle či vodě, kde se HCB může vyskytovat spíše v menší míře (ATSDR, 2002).

Bylo provedeno mnoho studií toxicity na laboratorních zvířatech (myši, krysy, králíci i opice), kde bylo objeveno široké spektrum nežádoucích vlivů. IARC to uzavřela s tím, že neexistují dostatečné důkazy karcinogenicity HCB u lidí, avšak u zvířat ano. Proto řadí HCB do skupiny 2B, jako možný lidský karcinogen (Ritter, 1995; IARC, 2010).

V ČR se HCB nevyrábí od roku 1968, kdy byla jeho výroba ukončena ve Spolaně Neratovice. Jako vedlejší produkt však vzniká při výrobě průmyslových chemikálií, jako jsou tetrachlormetan, perchlorethylen, trichlorethylen či pentachlorbenzen, např. ve Spolku pro chemickou a hutní výrobu v Ústí nad Labem (Holoubek, 2003).

### 5.1.8. Mirex



Zdroj: Genasis, 2010

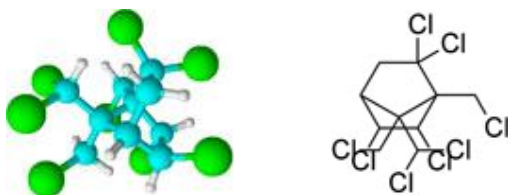
Mirex byl používán jako insekticid, od roku 1955, nebo jako zpomalovač hoření. Má podobnou strukturu jako chlordecon. Patří mezi nejstabilnější látky vůbec. Je persistentní, hromadí se v půdě, sedimentech či tělech organismů. Pro různé živočichy má kromě toxického dopadu i účinky teratogenní a karcinogenní (Genasis, 2010a).

Mirex jako insekticid byl zřejmě používán pouze v USA. Jeho výroba tam byla zastavena v roce 1976 a jeho používání bylo zakázáno v roce 1978. Přesto díky jeho silné persistenci stále zůstává v prostředí. Nesnadno se rozpouští, proto jeho koncentrace ve vodách nejsou vysoké. Z povrchových vod či vlhkých půd se může odpařovat do ovzduší, kam se také dostává navázán na částice půdy a prachu. Mimo akumulaci v půdách a sedimentech, mirex se také hromadí v tělech organismů a dochází tak k transportu v potravním řetězci. Snižuje klíčivost rostlin, působí toxicky na koryše, ryby, řasy (ATSDR, 1996; Genesis, 2010a).

Mirex může vstupovat do těla inhalačně nebo orálně. Pokusy na potkanech přinesly výsledky v podobě poklesu tělesné hmotnosti, morfologické změny jaterních buněk, šedý zákal až úmrtnost. O působení mirexu u lidí není dostatek informací. IARC (2010) zařadila mirex jako možný lidský karcinogen – skupina 2B (Ritter, 1995; Genesis, 2010a).

V České republice nebyl mirex nikdy vyráběn ani používán, proto zde patrně není významnější kontaminace (Genesis, 2010a).

### 5.1.9. Toxafen



*Zdroj: Genesis, 2010*

Toxafen je směs různých chlorovaných sloučenin. Byl to jeden z nejvíce aplikovaných pesticidů v USA do roku 1982, kdy byla většina jeho použití zrušena. Všechna registrovaná využití byla zakázána v roce 1990. Toxafen se používal převážně na bavlnu a dále pak na ovoce, obilniny, olejniny. Působil také částečně proti roztočům, sloužil i proti parazitům (vši, klíšťaťata, mouchy) hospodářských zvířat (ATSDR, 2010; Genesis, 2010a).

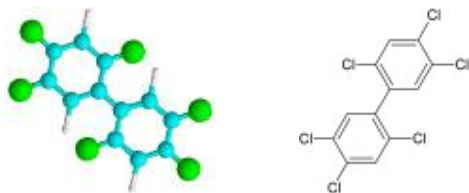
Je to látka persistentní, rozkládá se velice pomalu. Do prostředí se může uvolňovat z míst, kde byla v minulosti aplikovaná či ze skládek. Má nízkou rozpustnost ve vodě, čili pravděpodobnost větší kontaminace podzemních vod je malá. Toxafen je

převážně přítomen v půdě, v sedimentech na dně jezer a potoků či ve vzduchu v důsledku odpařování. Vzduchem může být přenášen na velké vzdálenosti. Další vlastností je bioakumulace v tukové tkáni ryb a savců. Tím se dostává do potravního řetězce (ATSDR, 2010).

Toxafen se může dostávat do těla orálně, inhalačně či stykem s kůží. Byly prováděné studie na dobrovolnících, avšak nebyla zjištěna žádná přímá souvislost zdravotních problémů či úmrtí s toxafenem. U laboratorních zvířat, kde jim byla podávána strava s obsahem toxafenu, už byly zřejmé histologické změny ve štítné žláze, játrech či ledvinách. IARC (2010) proto toxafen klasifikovala jako skupinu 2B - možný lidský karcinogen (Ritter, 1995).

V současné době je výroba a používání toxafenu zakázáno. Na území ČR se toxafen podle dostupných údajů nikdy nevyráběl, jeho používání bylo zakázáno v roce 1986. Podle některých informací však v letech 1963 – 1987 bylo do bývalého Československa dovezeno velké množství přípravků, které toxafen obsahovaly (Holoubek, 2003).

#### 5.1.10. Polychlorované bifenyly



*Zdroj: Genesis, 2010*

Polychlorované bifenyly, dále jen PCBs, jsou směsí až 209 jednotlivých chlorovaných sloučenin, které se liší svými chemickými i fyzikálními vlastnostmi a toxicitou. Rozdíl spočívá v umístění atomů chlóru na aromatickém jádře. Jejich společnou vlastností je nízká rozpustnost ve vodě a velmi nízká tenze par. Jsou rozpustné ve většině organických rozpouštědel a v tucích, mají stálý chemický a fyzikální charakter. Jsou to látky antropogenního původu. Byly objeveny na přelomu 19. a 20. století a od 30. let se začaly používat v průmyslu (transformátorové, hydraulické, teplosměnné, dielektrické kapaliny, aditiva do plastů, inkoustů, lepidel,

barev, sádry, apod.). V 70. letech bylo zjištěno, že se PCBs nerozkládají, hromadí se v potravním řetězci a mohou ohrožovat lidské zdraví a životní prostředí. Proto byla výroba zakázána. (Genasis, 2010a).

V bývalém Československu, kde se výroba PCBs rozběhla od roku 1959, však došlo ke zcela jinému vývoji. Nehledě na alarmující a obecně dostupné informace o nebezpečnosti PCBs, zde právě po roce 1972 jejich výroba začala narůstat a dosáhla vrcholu kolem roku 1980, aniž by jejich používání bylo kontrolováno z hlediska ohrožení zdraví a životního prostředí. Teprve poté, co byly prokazovány masivní kontaminace např. hovězího masa, mléka, másla a ryb, byla výroba PCBs v roce 1984 ukončena i v Československu (Holoubek, 2003).

Dnes se mohou PCBs dostávat do prostředí převážně díky nezákonné nebo nesprávné likvidaci nebezpečných odpadů s jejich obsahem, spalování některých odpadů či únikům ze starých transformátorů obsahující PCB (ATSDR, 2001).

Nesnadno se rozkládají v životním prostředí. Vlivem jejich vysoké persistence jsou PCBs přítomné v životním prostředí po celém světě. Navíc se mohou přenášet na dlouhé vzdálenosti a ukládat se na místa hodně vzdálená od svého vzniku či aplikace. PCBs se také silně vážou na půdní částice či na vodní sedimenty, kde jejich poločas rozpadu činí několik měsíců až let (EPA, 1999; ATSDR, 2001).

PCBs jsou toxické pro vodní organismy, nízkou akutní toxicitu mají pro ptáky a byla zjištěna i u laboratorních zvířat. Hlavním zdrojem expozice PCBs u lidí je kontaminovaná potrava, zejména ryby. PCBs se koncentrují v játrech, tukových tkáních a mateřském mléce. Mohou také procházet placentou. Expozice PCBs ovlivňuje např.: mozek, játra, imunitní systém, oči, srdce, štítnou žlázu, reprodukční systém, může způsobovat rakovinu jater. Protože existuje dostatek důkazů na laboratorních zvířatech, ale omezené důkazy karcinogenity u lidí, IARC (2010) klasifikuje PCBs jako pravděpodobné karcinogeny člověka – 2A (Ritter, 1995).



### 5.1.11. Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany



Zdroj: Genesis, 2010

PCDD a PCDF nebyly nikdy záměrně vyráběny a používány. Nepatrná množství byla připravena pouze pro analytické a experimentální účely. Tyto látky nemají žádné využití. Zdroje emisí těchto látek můžeme rozdělit na antropogenní a přírodní. PCDD a PCDF obecně vznikají při nekontrolovaném hoření rozličných materiálů. Mezi přirozené emise můžeme tedy zařadit činné sopky a lesní požáry. Antropogenních zdrojů, které mají potenciál uvolňovat PCDD a PCDF, je celá řada.

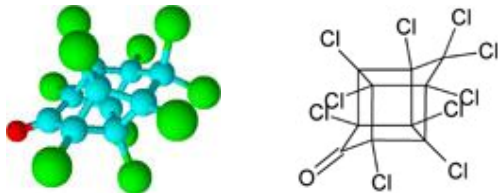
Můžeme jmenovat zejména následující:

- nekontrolované spalování rozličných materiálů, například odpadů ze zemědělství
- veškerý další průmysl, kde probíhají spalovací procesy, jako jsou například ocelárny, železárny, teplárny, elektrárny
- Tyto látky také vznikají v průmyslu při výrobě papíru a celulózy
- V neposlední řadě je třeba zmínit vznik PCDD a PCDF během spalování paliv v motorových vozidlech
- Největší nebezpečí představují především procesy spalování materiálů s obsahem chloru
- Mezi nejvýznamnější zdroje dříve patřily spalovny odpadů. Dnes je většina spaloven odpadů vybavena moderním řízením spalovacích procesů a kvalitním systémem čištění spalin, popřípadě technologií dopalování

Nacházejí se ve všech formách životního prostředí včetně člověka. Do organismu mohou být vdechnuty nebo požitý s kontaminovanými potravinami. (Genesis, 2010a).

## 5.2. POPs ve Stockholmské úmluvě od 2009

### 5.2.1. Chlordecon



Zdroj: Genasis, 2010

Jedná se o látku strukturou i vlastnostmi podobnou mirexu. Chlordecon se nejvíce používal v letech 1960 až 1970. Používal se proti hmyzu na banánech, citrusových plodech a tabáku. Chlordecon je také známý pod obchodním názvem Kepone®. Mezi roky 1977 a 1978 byly registrované produkty obsahující chlordecon zrušeny (ATSDR, 1995).

Díky persistentním vlastnostem je však chlordecon stále přítomný v životním prostředí. Je velmi stálý a v přírodních podmínkách se nepředpokládá téměř žádná degradace. Doba rozpadu je i několik let. Velmi silně se váže na organickou hmotu v půdách a sedimentech. Někdy může docházet k částečnému vyluhování do podzemních vod. V ovzduší se vyskytuje navázán na prachové částice. Vzhledem ke své nízké rozpustnosti se ve vodě nevyskytuje v příliš vysokých koncentracích. Nicméně i tak je toxický pro vodní bezobratlé. Úbytek bezobratlých ovlivňuje i rybí populace (ATSDR, 1995; Genasis, 2010a).

Působení chlordeconu na člověka, jak inhalačně, orálně, tak i dotykem, může poškozovat nervový systém, kůži, játra či mužský reprodukční systém. Studie na zvířatech prokázaly stejné účinky, ale navíc i vliv na vývoj či vliv na reprodukci samic. Není známo, zda může chlordecon vyvolávat rakovinu u lidí, nicméně testy na zvířatech ukazují, že způsobuje rakovinu jater, ledvin a nadledvinek. IARC (2010) ho řadí do skupiny 2B jako možný lidský karcinogen (ATSDR, 1996; Genasis, 2010a).

V České republice nebyl nikdy vyráběn ani používán. Prakticky zde nejsou žádné zdroje úniku způsobené jeho používáním. Může být přítomen v surovinách a

materiálech dovážených ze zemí, kde se zatím ještě používá. V roce 2009 byl zařazen k látkám do Stockholmské úmluvy (Genasis, 2010a).

### 5.2.2. Hexabrombifenyl



*Zdroj: Genasis, 2010*

Hexabrombifenyl patří do širší skupiny polybromované bifenyly (PBBs). Podle dostupných údajů bylo používání a výroba zastavena ve většině, ne-li všech zemích. Nicméně je možnost, že se stále vyrábí v některých rozvojových zemích. V Evropské unii je výroba a používání hexabrombifenyly zakázáno. Od roku 2009 je na seznamu látek Stockholmské úmluvy (POPRC, 2007; Genasis, 2010a).

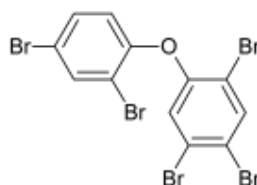
Hexabrombifenyl byl používán jako zpomalovač hoření, díky svým nehořlavým a samozhášecím schopnostem. PBBs jsou přidávány do plastických hmot využívaných pro výrobu elektroniky a elektrických domácích spotřebičů a plastických pěn (IRZ, 2010a).

Hexabrombifenyl je stabilní a vysoce persistentní v životním prostředí. Degradace čistě v přírodě je považována za nepravděpodobnou. Je vysoce bioakumulativní. Jeho přítomnost byla zjištěna i u volně žijících živočichů v Arktidě, z čehož lze usuzovat jeho potenciál v šíření se na dlouhé vzdálenosti. Hexabrombifenyl se může do životního prostředí uvolňovat při užívání výrobků, kde je obsažen a také při jejich likvidaci. Hlavním zdrojem jejich úniku je prach a vznikající částice z používaných výrobků. Kromě ovzduší je můžeme nalézt i ve vodních sedimentech (UNEP, 2006a; POPRC, 2007; IRZ, 2010a).

Většina informací o účincích PBBs na lidské zdraví pochází ze studií populací v Michiganu, kde se kontaminace PBBs dostala náhodně do potravinového řetězce. Lidé trpěli různými příznaky (jaterní, kožní, neurologické). U zvířat byly prokázány na základě testů orální expozic nežádoucí účinky na játrech, ledvinách, dále neurologické či imunologické. Po inhalačním vystavení nebyly zaznamenány žádné

významné účinky. IARC (2010) však hexabrombifenyl klasifikuje jako možný lidský karcinogen – 2B (ATSDR, 2004).

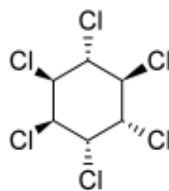
### 5.2.3. Hexabromdifenyl ether a heptabromdifenyl ether



*Zdroj: Genesis, 2010*

Mezi nejvýznamnější vlastnosti C-oktaBDE patří jejich nehořlavost a samozhášecí schopnost. V EU bylo v posledních letech uvádění na trh a používání C-oktaBDE zakázáno, ale předpokládá se, že v některých zemích se stále vyrábí a používá jako zpomalovač hoření. Silně se váže v půdě a sedimentech, rozkladu podléhá velmi pomalu. C-oktaBDE vykazuje ze studií malé nebo žádné toxické účinky na vodní či půdní organismy. V rámci EU je však klasifikován jako „toxický“ (UNEP, 2006c).

### 5.2.4. Alfa hexachlorcyklohexan



*Zdroj: Genesis, 2010*

$\alpha$ -HCH je majoritní vedlejší produkt při výrobě lindanu. Jeho rozpustnost ve vodě je nízká, ale je dobře rozpustný v organických rozpouštědlech. Je středně toxický pro savce, jelikož se pomalu rozkládá v prostředí a může se akumulovat v živočišných tkáních (Genesis, 2010a).

Úniky  $\alpha$ -HCH do prostředí jsou způsobeny především užíváním technického HCH jako pesticidu. Dochází především k pomalým průsakům do podzemních vod. Pokud se  $\alpha$ -HCH dostane do atmosféry, může, stejně jako lindan, podléhat suché a mokré

depozici. Biodegradace probíhá pomalu za aerobních podmínek a poměrně rychle za anaerobních podmínek.  $\alpha$ -HCH částečně biokoncentruje v rybách a jiných akvatických organismech. Naměřená data ukazují, že  $\alpha$ -HCH se vyskytuje ve všech složkách životního prostředí, i v lidech (Genesis, 2010a).

Humánní expozice pochází především z kontaminované potravy. Karcinogenita u lidí však nemá dostatečné podklady. Dietární příjem  $\alpha$ -HCH způsobuje zvýšenou pravděpodobnost nádoru v pěti různých kmenech u myši a krys. Proto se  $\alpha$ -HCH klasifikuje jako možný lidský karcinogen – B2 (Genesis, 2010a).

### 5.2.5. Beta hexachlorcyklohexan

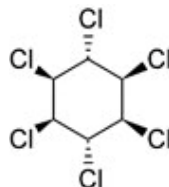


*Zdroj: Genesis, 2010*

$\beta$ -HCH je jedním z isomerů technické směsi hexachlorcyklohexanu (7-10%). Díky svým vlastnostem, jako je relativně vysoká rozpustnost ve vodě a vysoká perzistence, byl isomer beta spolu s isomerem alfa i čistým lindanem zařazen v roce 2009 na seznam SÚ.  $\beta$ -HCH nebyl nikdy samostatně užíván. Úniky  $\beta$ -HCH do prostředí jsou způsobeny především užíváním technického HCH jako pesticidu (Genesis, 2010a).

$\beta$ -HCH vykazuje akutní toxické účinky pro vodní organismy a byl u této látky pozorován estrogenní efekt u populací ryb. Toxikologické studie demonstrují u  $\beta$ -HCH neurotoxicitu a hepatotoxicitu. IARC (2010) ho klasifikuje jako B2 - pravděpodobný lidský karcinogen. Některé epidemiologické studie indikují, že expozice  $\beta$ -HCH mohou hrát roli v incidenci karcinomů prsu v lidské populaci. Naměřená data ukazují, že  $\beta$ -HCH se vyskytuje ve všech složkách životního prostředí, jakožto i v lidských tkáních a tekutinách. Humánní expozice pochází především z kontaminované potravy (Genesis, 2010a).

### 5.2.6. Lindan



Zdroj: Genesis, 2010

Lindan nebo-li  $\gamma$ -HCH je izomerem látky hexachlorcyklohexanu, syntetické chemické látky. V minulosti se používal jako insekticid na ovoce, zeleninu, tabák, okrasné dřeviny i pro ochranu dobytka a domácích zvířat. V domácnosti byl obsahem šampónů a past či sloužil k hubení vší a zákožky svrabové. (ATSDR, 2005; IRZ, 2010b).

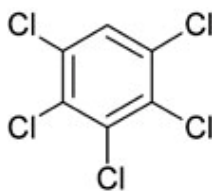
Vzhledem k jeho toxicitě byl zakázán v 52 zemích a v dalších 33 byl přísně omezen. Mimo toxicitu má potenciál k bioakumulaci a stabilitě. Tím rozumíme fakt, že je v životním prostředí nesnadno odbouratelný a šíří se potravním řetězcem směrem k jeho vrcholu, tzn. od nižších živočichů k velkým predátorům (IPEN, 2009; IRZ, 2010b).

Ve vzduchu se může lindan vyskytovat ve formě navázané na prachové částice nebo jako plyn. V atmosféře může setrvávat po dlouhou dobu a může být transportován na dlouhé vzdálenosti. Atmosférickou depozicí může přecházet do vody nebo půdy. Vyluhování lindanu do podzemních vod se vyskytuje zřídka. Z povrchových vod se lindan může odpařit. V půdě, sedimentech a vodě se lindan činností řas, plísní a bakterií rozkládá na méně toxické sloučeniny, tento proces je však velmi pomalý (Toft, 2004; IRZ, 2010b).

Lindan je toxický pro hmyz a ryby. U člověka může lindan vstupovat do těla orálně, inhalačně nebo kontaktem s kůží. Akutní inhalace lindanu vyvolává podráždění nosu a hrtanu, poškození krve (anemie) a poškození kůže. Orální expozicí je ovlivňována nervová soustava (křeče, záchvaty). Mezi projevy patří dále nevolnost, zvracení a poškození svalů a kardiovaskulárního systému. Chronická inhalace lindanu poškozuje játra, ledviny, krev, nervovou soustavu a kardiovaskulární a imunitní systém. IARC (2010) hodnotí lindan jako možný lidský karcinogen – 2B (IRZ, 2010b).

Výroba a použití lindanu je v ČR zakázáno. V minulosti bylo nejvýznamnějším zdrojem lindanu jeho použití jako insekticidu a emise unikající při jeho výrobě, skladování a transportu. Nelze vyloučit jeho přítomnost v produktech dovezených ze zemí, kde se může dosud používat (textilní suroviny, dřevo). V současné době může lindan unikat ze skládek nebezpečných odpadů nebo erozí půdy, na kterou byl v minulosti aplikován. Specifickou otázkou mohou být staré ekologické zátěže, ze kterých se může uvolňovat do okolního prostředí. Podezřelé mohou být například objekty v minulosti využívané jako sklady agrochemikálií, případně objekty výroby pesticidů a podobně (IRZ, 2010b).

### 5.2.7. Pentachlorbenzen



Zdroj: Genesis, 2010

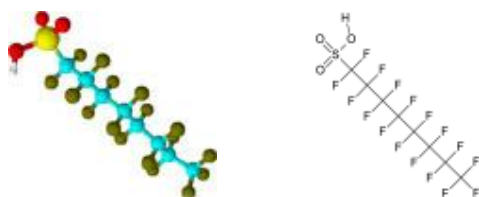
Dříve se pentachlorbenzen (PeCB) využíval jako fungicid, zpomalovač hoření, součást produktů PCB nebo jako chemický meziprodukt při výrobě pesticidu Kvintozenu. Ten se dnes vyrábí jinou metodou bez použití pentachlorbenzenu.

PeCB je považován za persistentní s vysokým bioakumulačním potenciálem a vzhledem k jeho fyzikálním a chemickým vlastnostem a persistenci ve vzduchu, má PeCB potenciál pro dálkový transport přes atmosféru (UNEP, 2007).

V současné době vstupuje PeCB do prostředí z různých zdrojů. Avšak přírodní zdroj emisí pentachlorbenzenu neexistuje. Všechny emise do prostředí jsou tedy antropogenní. Pentachlorbenzen se může vyskytovat v odpadních vodách z papíren, celulózek, železáren, oceláren, ropných rafinerií, chemických továren, skládek odpadů a čistíren odpadních vod. Do prostředí se může také dostávat při používání látek, které obsahují pentachlorbenzen jako příměs. Vzniká jako produkt přirozené degradace hexachlorbenzenu a lindanu. Může se uvolňovat při spalování komunálního odpadu (pokud jsou přítomny organochlorové látky nebo současně uhlovodíkové polymery a chlor) (IRZ, 2010c).

V současné době je množství pentachlorbenzenu emitovaného do prostředí minimální. V prostředí však setrvává kontaminace vzniklá v minulosti. PeCB nalezneme v atmosféře, půdách, sedimentech a vodě. V rámci EU je PeCB hodnocen jako látka, která je velmi toxická pro vodní organismy. Pro člověka je PeCB mírně jedovatý, ale není klasifikován jako karcinogen. PeCB může vstupovat do těla inhalačně nebo orálně (kontaminovanou potravou nebo pitnou vodou). Krátkodobá expozice ovlivňuje centrální nervovou soustavu. Při chronické expozici dochází k poškození jater a ledvin a může docházet i k poškození dalších tkání (UNEP, 2007; IRZ, 2010c).

### 5.2.8. Perfluoroktan sulfonany



*Zdroj: Genesis, 2010*

PFOS jsou stabilní, syntetické chemické látky. Mohou být vytvořeny degradací některé z velké skupiny příbuzných látek, které se označují jako “PFOS-příbuzné látky“. Mají jedinečné povrchové vlastnosti: odpuzují vodu, oleje a tuky, a jsou tepelně stabilní. Byly používány od roku 1950 k všestranným účelům (protipožární pěny, pokovování, hydraulické kapaliny, zpracování papíru, čalounický průmysl, nátěry a nátěrové přísady atd.) (KEMI, 2006; ATSDR, 2009).

V současnosti existuje velmi limitované množství informací zahrnujících emise a cesty PFOS do prostředí. Úniky PFOS a příbuzných látek se vyskytují v průběhu celé jejich životnosti. Uvolňují se při vlastní produkci, kompletaci do komerčních produktů, v průběhu distribuce, industriálního i domácího užívání i po jejich užití ze skládek a čističek odpadních vod. Nejvýznamnější zdrojem úniku je přímá výroba PFOS a následná kontaminace lokálního prostředí. Během tohoto procesu mohou být těkavější látky uvolněny do atmosféry. Nebo jako emitující látky z čističek odpadních vod a skládek, kde byly pozorovány zvýšené koncentrace oproti

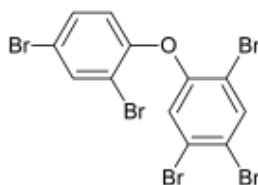


pozařováním koncentracím. Jakmile jsou PFOS vypuštěny z těchto čistících zařízení, absorbují se na sedimenty a organickou hmotu. Značná část PFOS může také skončit v zemědělské půdě, jako výsledek aplikace odpadního kalu. Primární úložiště v prostředí pro PFOS jsou tedy voda, sedimenty a půda (ATSDR, 2009).

Šíření PFOS v životním prostředí probíhá především prouděním v povrchové vodě a s oceánskými proudy, transportem ve vzduchu (těžké PFOS-příbuzné látky), adsorpcí na částice (ve vodě, sedimentech a ve vzduchu) a přes živé organismy. PFOS jsou extrémně persistentní. Nebyla prokázána žádná degradace hydrolyzou, fotolýzou nebo biodegradací v žádném z testovaných prostředí. Jediné známé podmínky degradace PFOS jsou spojeny s vysokými teplotami spalování. U PFOS byla prokázána biokoncentrace v rybách. Byly detekovány v množství živočišných druhů, včetně mořských savců. PFOS má nízkou až střední toxicitu pro vodní organismy, ale například pro včelu medonosnou byla prokázána vysoká akutní toxicita. Nejsou žádné informace o vlivu na půdní nebo sedimentové organismy. Existuje dostatek informací o nebezpečnosti PFOS pro lidský organismus. Epidemiologická studia poukázala na spojitost mezi expozicí PFOS a rakovinou močového měchýře. Další výzkum je nutný pro vysvětlení tohoto spojení (ATSDR, 2009).

V květnu 2009 bylo v Ženevě na 4. konferenci smluvních stran SÚ rozhodnuto o zařazení PFOS na černou listinu úmluvy o perzistentních organických látkách (Genesis, 2010a).

### 5.2.9. Tetrabromdifenyl ether a pentabromdifenyl ether



*Zdroj: Genesis, 2010*

C-pentaBDE se využívaly jako látky zpomalující hoření. Hlavním zdrojem uvolňování byly polyuretanové pěny, které se upotřebily v domácnostech. Jejich používání je již vyřazeno. Avšak stále dochází k uvolňování těchto látek po celém světě z produktů, které ještě slouží či z jejich odpadu. K emisím může docházet také

z recyklačních a likvidačních činností (např. demontáž vozidel). C-pentaBDE jsou persistentní, bioakumulativní a mohou se šířit na velké vzdálenosti. Toxikologické studie prokázaly reprodukční toxicitu a toxické účinky na hormony štítné žlázy u vodních organismů a savců. Člověk může být vystaven C-pentaBDE přes kontaminované potraviny nebo kontaktem s produktem tyto látky obsahující a uvolňující (UNEP, 2006b).

## **6. Legislativa v oblasti POPs v ČR a EU**

### **6.1. Stockholmská úmluva**

SÚ o perzistentních organických polutantech je globální environmentální smlouvou, jejímž cílem je ochrana lidského zdraví a životního prostředí před škodlivými vlivy POPs. V původním znění, platném od roku 2004, Úmluva upravuje výrobu (zamýšlenou i nezamýšlenou), použití, dovoz a vývoz dvanácti vybraných POPs (MŽP, 2010a).

V roce 2009 „Čtvrtá konference smluvních stran“ přijala nová rozhodnutí, kterými bylo do příloh SÚ zařazeno 9 nových látek. Uvedené změny příloh SÚ vstoupily pro ČR v platnost stejně jako pro většinu smluvních stran 26. srpna 2010. „4. konference“ umožnila smluvním stranám pokračovat v používání určitých chemických látek, resp. pokračovat ve výrobě v rozsahu zvláštních výjimek či přijatelných účelů uvedených v příslušných rozhodnutích v případě, že smluvní strana danou výjimku zaregistruje u sekretariátu SÚ. V souladu s usnesením vlády č. 26 ze dne 4. ledna 2010 k návrhu na přijetí změn příloh SÚ o POPs, ČR registrovala zvláštní výjimky pro pentaBDE, oktaBDE a pro kyselinu perfluoroktansulfonovou a její soli. Zvláštní výjimky pro uvedené chemické látky se registrují na dobu pěti let (MŽP, 2010a).

Účinnost SÚ je pravidelně hodnocena na zasedáních konference smluvních stran, a to s využitím dat o výskytu POPs v životním prostředí. ČR významně přispívá k monitoringu POPs ve střední a východní Evropě. Za účelem podpory řádné implementace Úmluvy na národní úrovni bylo zřízeno Národní centrum pro perzistentní organické polutanty. Sídlem Národního POPs centra je Výzkumné

centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii Masarykovy univerzity v Brně. ČR hostí rovněž regionální centrum pro podporu implementace Stockholmské úmluvy v regionu střední a východní Evropy. Tímto centrem je Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii Masarykovy univerzity v Brně. (MŽP, 2010a).

V EU je právním rámcem pro plnění závazků vyplývajících ze SÚ nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách a o změně směrnice 79/117/EHS (dále jen „nařízení o POPs“). V roce 2006 došlo nařízením Rady (ES) č. 1195/2006 ke změně v příloze IV „nařízení o POPs“ v ustanovení koncentračních limitů POPs (Tab. 1) a v roce 2007 došlo ke změnám v příloze V „nařízení o POPs“ o nakládání s odpady nařízením Rady (ES) č. 172/2007 a nařízením Komise (ES) č. 323/2007. Vzhledem k tomu, že do SÚ byly během 4. konference smluvních stran nově zařazeny další látky, byla nařízením Komise (ES) č. 756/2010 provedena změna příloh IV (Tab. 1) a V k nařízení o POPs a nařízením Komise (ES) č. 757/2010 byly změněny přílohy I a III k tomuto nařízení. Těmito dvěma nařízeními byla z důvodu jednotného a jednoznačného výkladu práva EU přenesena ustanovení přílohy XVII k nařízení (ES) č. 1907/2006 (REACH), která se týkají nově přijatých látek SÚ, pod nařízení o POPs (MŽP, 2010e).

Tab. 1: Koncentrační limity POPs dle nařízení (ES) č. 1195/2006 a č. 756/2010

Látky	Limity dle č. 1195/2006	Limity dle č. 756/2010
Aldrin	50 mg/kg	50 mg/kg
Chlordan	50 mg/kg	50 mg/kg
Dieldrin	50 mg/kg	50 mg/kg
Endrin	50 mg/kg	50 mg/kg
Heptachlor	50 mg/kg	50 mg/kg
Hexachlorbenzen	50 mg/kg	50 mg/kg
Mirex	50 mg/kg	50 mg/kg
Toxafen	50 mg/kg	50 mg/kg
Polychlorované bifenyly (PCB)	50 mg/kg	50 mg/kg
DDT	50 mg/kg	50 mg/kg
Chlordecon	50 mg/kg	50 mg/kg
PCDD/PCDF	15 µg/kg	15 µg/kg
suma alfa-, beta- a gama-HCH	50 mg/kg	50 mg/kg
Hexabrombifenyl	50 mg/kg	50 mg/kg
Pentachlorbenzen		50 mg/kg

### 6.1.1. Národní implementační plán Stockholmské úmluvy o POPs

Národní implementační plán ČR (NIP) byl vzat na vědomí vládou dne 7. prosince 2005 usnesením č. 1572. Stanovuje strategické cíle v oblastech odpadu a průmyslu a akční plány ČR k plnění globální environmentální SÚ, kde jsou dlouhodobé cíle stanoveny až na dobu 10 let. (MŽP, 2010b).

Hlavními strategickými cíli NIP ČR jsou:

- eliminace vstupu POPs do prostředí a snížení expozice člověka těmito látkami;
- odstranění starých zátěží spojených s dřívější produkcí, používáním, distribucí a odstraněním POPs;
- nezbytně nutná je podpora dobudování zařízení ke sběru odpadu s obsahem POPs ev. dalších nebezpečných látek, kde tyto budou shromažďovány a skladovány environmentálně bezpečným způsobem do doby, než bude možné zajistit jejich odstranění s maximálně možným využitím existující sítě těchto zařízení;
- aplikace principu BAT/BEP (Best Available Techniques/Best Environmental Practices) v rámci strategie rozvoje průmyslu v příštích letech;
- vypracování komplexních plánů odstranění odpadu s obsahem POPs včetně
- zhodnocení dopadu různých variant na životní prostředí a zdraví lidské populace;
- získání dalších dat potřebných k objektivnímu zjištění velikosti zatížení POPs ve vybraných oblastech – zpracování inventur vstupu do všech složek životního prostředí, produktu a odpadu pro všechny látky na Seznamu Úmluvy a PAHs;
- optimalizace monitorovacích programu jednotlivých resortů s cílem realizovat úkoly dané SÚ (Holoubek, 2006).

### 6.1.2. Národní POPs centrum

Národní POPs centrum bylo zřízeno smlouvou ze dne 10. listopadu 2006 mezi MŽP a Masarykovou univerzitou, za účelem splnění závazků z NIP a SÚ (Recetox, 2010).

#### Statut centra:

- je meziresortní orgán pro koordinaci aktivit spojených s problematikou POPs;
- koordinuje úkoly vyplývající z mnohostranných mezinárodních smluv zaměřených na chemické látky a odpady;
- je poradním expertním sborem Národního kontaktního místa pro implementaci SÚ;
- připravuje podklady nezbytné pro implementaci právních úprav Evropských společenství;
- spolupracuje na přípravě postupu implementace SÚ v ČR;
- podílí se na realizaci závěrů NIP SÚ v podmínkách ČR;
- koordinuje rozvoj a výzkum v oblastech vyplývajících ze závěrů NIP se zaměřením na studium poznání osudu zájmových látek a jejich zdroje a výskyt v podmínkách ČR;
- podílí se na monitoringu POPs;
- provádí expertní, posudkovou a konzultační činnost;
- vytváří a aktualizuje databáze se zaměřením na aktualizace inventur, vývoj expertních systémů a specializovaných produktů;
- spolupracuje s průmyslovou sférou v oblasti realizace závěrů plánu a hodnocení humánních a ekologických rizik, spojených s průmyslovými a zemědělskými aktivitami;
- provádí vzdělávací a osvětovou činnost, organizaci seminářů a konferencí.

Národní POPs centrum dále s ohledem na dostupné finanční prostředky zajišťuje technickou podporu výkonu státní správy v oblasti POPs, shromažďování a analýzu dat o výskytu POPs v ČR ve všech složkách životního prostředí, publikaci dat vztahujících se k POPs v ČR na internetové stránce Národního POPs centra, vývoj a

provozování informačního systému GENASIS, pomocí něhož ČR naplňuje závazky vyplývající z článku 15 SÚ a ustanovení Nařízení Evropského Parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004/ v platném znění, tak aby tento systém byl provázán s informačními systémy životního prostředí (Recetox, 2010).

## **6.2. Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší překračující hranice států**

Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší překračující hranice států (dále jen CLRTAP) byla sjednána v roce 1979 a patří k významným nástrojům prevence přenosu znečišťování ovzduší na velké vzdálenosti. Úmluva má rámcový charakter, smluvní omezování znečišťování ovzduší je realizováno prostřednictvím protokolů, které jsou k úmluvě postupně přijímány. Dosud bylo přijato 8 protokolů. Česká republika je smluvní stranou všech osmi protokolů k úmluvě. POPs se týká Protokol o persistentních organických polutantech (Protokol o POPs). Požadavky Úmluvy vůči POPs jsou v ČR naplňovány především prostřednictvím zákona č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů (zákon o ochraně ovzduší) (MŽP, 2010a).

### **6.2.1. Protokol o persistentních organických polutantech**

Protokol o persistentních organických látkách (dále jen Protokol o POPs) se zaměřuje na 16 látek, které byly vyčleněny podle smluvených rizikových kritérií. Tyto látky zahrnují 11 pesticidů, 2 průmyslové chemikálie a 3 znečišťující látky. Konečným cílem je eliminovat jakékoli emise, vypouštění a ztráty POPs. Protokol zakazuje výrobu některých z nich přímo, u jiných stanovuje lhůtu na jejich eliminaci a například u DDT, HCH a PCBs přísně omezuje jejich výrobu. (MŽP, 2010a).

## **6.3. Basilejská úmluva**

Basilejská úmluva o kontrole pohybu nebezpečných odpadů přes hranice států a jejich zneškodňování představuje nejvýznamnější globální mezinárodně právní

dokument upravující pohyb nebezpečných odpadů přes státní hranice za účelem jejich zneškodňování i využívání (MŽP, 2010a).

Cíli Basilejské úmluvy je snížit pohyby nebezpečných a ostatních odpadů, které jsou předmětem Úmluvy, přes hranice států na minimum v souladu s postupy pro správné nakládání s těmito odpady z hlediska životního prostředí; zneškodňovat nebezpečné odpady a ostatní odpady co nejbližší jejich zdroji; minimalizovat vznik nebezpečných odpadů co do množství a nebezpečnosti; zajistit přísnou kontrolu pohybu nebezpečných odpadů přes hranice států a prevenci nelegální přepravy; zakázat přepravu nebezpečných odpadů do zemí, které nedisponují legislativní, administrativní a technickou kapacitou k jejich řízení a zneškodňování v souladu s environmentálně šetrnými metodami; pomáhat rozvojem zemím a zemím s transformující se ekonomikou při transpozici systémů environmentálně bezpečného řízení nakládání s odpady, které v těchto zemích jsou vytvářeny (MŽP, 2010a).

ČR přijala Basilejskou úmluvu sdělením č. 100/1994 Sb. s účinností od 1. 1. 1993 (MŽP, 2010a).

Legislativní zajištění na úrovni ČR zajišťuje zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech, v platném znění. Na úrovni EU to jsou Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/95/ES a 2002/96/ES, Nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 850/2004 v platném znění, Nařízení EP a Rady č. 1013/2006 o přepravě odpadů, Tematická strategie prevence a recyklace odpadů KOM(2005)0666, Směrnice o odpadech, Směrnice o spalování odpadů a Směrnice o skládkách odpadů (MŽP, 2010a).

#### **6.4. Rotterdamská úmluva**

Cílem úmluvy je ochrana životního prostředí a zdraví člověka před nepříznivými účinky nebezpečných chemických látek. Úmluva se vztahuje na pesticidy a průmyslové chemikálie (mezi nimiž jsou i POPs), které byly smluvními stranami zakázány nebo přísně omezeny kvůli nepříznivým účinkům na zdraví nebo životní prostředí. Pro každou látku uvedenou v seznamu se vypracuje hodnotící dokument, který shrnuje její nebezpečnost a důvody omezení jejího používání. Úmluva tak umožňuje kontrolovat pohyb vybraných látek a omezovat jejich nežádoucí dovoz či vývoz. Rotterdamská úmluva byla sjednána v rámci Programu OSN pro životní

prostředí (UNEP) a je smlouvou globální. Pro ČR vstoupila v platnost dne 24. 2. 2004 (Genasis, 2010b; MŽP, 2010a).

Legislativu v ČR zajišťují zákon č. 356/2003 Sb., o chemických látkách a chemických přípravcích a o změně některých zákonů a vyhláška č. 221/2004 Sb., kterou se stanoví seznamy nebezpečných chemických látek a nebezpečných chemických přípravků, jejichž uvádění na trh je zakázáno nebo jejichž uvádění na trh, do oběhu nebo používání je omezeno. Na úrovni EU je legislativní oporou Nařízení Evropského parlamentu a Rady ES č. 689/2008 ze dne 17. 6. 2008 o vývozu a dovozu nebezpečných chemických látek. (MŽP, 2010a).

## **6.5. REACH**

Dne 13. prosince 2006 schválil Evropský parlament Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (zkráceně REACH). V tomto nařízení se zavádí povinnost registrace chemických látek, která je podmíněna poskytnutím technické dokumentace zahrnující soubor údajů o vlastnostech registrované látky zjištěných stanovenými postupy zkoušení nebo pomocí alternativních metod. Registraci provádí Evropská agentura pro chemické látky (ECHA) a její průběh je rozložen na období 11 let (Hasa et al., 2010).

Nařízení se vztahuje na látky, které jsou vyráběné nebo dovážené v množství od jedné tuny za rok. Výrobci, dovozci a následní uživatelé látek samotných nebo obsažených v přípravcích a v předmětech musí po zpracování předepsané zprávy o chemické bezpečnosti a vyhodnocení míry rizika požádat o jejich registraci u agentury ECHA, která posoudí správnost a úplnost předložených dokladů, včetně rizik spojených s jejich používáním. Zanedbání registrace znamená, že látka nemůže být v členských zemích EU vyráběna a nemůže být do těchto zemí dovážena. K zajištění vysoké úrovně ochrany lidského zdraví a životního prostředí bude věnována velká pozornost látkám mimořádně nebezpečným, jako jsou například látky karcinogenní, mutagenní, toxické pro reprodukci atd., jejichž použití může být omezováno a vyžadována jejich náhrada bezpečnějšími alternativními látkami nebo technologiemi (Cenia, 2008a).



Kromě států EU se k plnění povinností stanovených nařízením REACH zavázal Island a Norsko (Hasa et al., 2010).

V ČR se implementovalo nařízení REACH do národní legislativy, a to novelou zákona č. 371/2008 Sb., která nabyla účinnosti 1.11. 2008. Novelou byly zcela zrušeny části zákona týkající se registrace chemických látek, bezpečnostního listu, hodnocení rizika látek nebezpečných pro lidské zdraví a životní prostředí, na které se vztahuje nařízení REACH. V zákoně byla také zrušena většina základních pojmů, neboť jsou definovány nařízením REACH. Naopak byly v legislativním předpise zohledněny nově platné právní předpisy ES z oblasti chemické politiky (Hasa et al., 2010).

## **7. Monitoring POPs**

POPs jsou emitovány z různých primárních a sekundárních zdrojů, a atmosféra často hraje klíčovou roli v jejich dopravě, a to jak v bezprostřední blízkosti zdrojů POPs, tak i přes velké vzdálenosti. Atmosférický přenos je také hlavní cestou pro dodávky POPs do vodních a suchozemských ekosystémů (Klánová et al., 2008).

Aktuální výzkum globálního osudu POPs hledá nové informace o zdrojích POPs, ale také další faktory řízení vzdušných koncentrací, protože klima, výměna mezi vzduchem a povrchem nebo atmosférický přenos velmi ovlivňuje prostorovou a časovou variabilitu atmosférických koncentrací POPs. Z tohoto hlediska, vytvoření a údržba monitorovacích programů na různých úrovních (od místního bodového zdroje vyhodnocení až po kontinentální monitoring) je velice důležité (Klánová et al., 2008).

### **7.1. Globální monitorovací plán POPs**

Globální monitorovací plán pro POPs je důležitou součástí hodnocení efektivnosti SÚ, který poskytuje harmonizovaný organizační rámec pro sběr a porovnání údajů o sledování přítomnosti POPs ze všech regionů, s cílem zjistit změny hladin v průběhu

času, stejně jako poskytnout informace o jejich regionálním a globálním životním prostředí. Do globálního monitorovacího plánu jsou zapojeny všechny státy, které přijaly SÚ. (UNEP, 2008).

## **7.2. Monitoring POPs v ČR**

Množství informací o kontaminaci životního prostředí a expozici člověka POPs v ČR je srovnatelné s mnoha členskými zeměmi EU. Implementace SÚ a Protokolu o POPs, ale potřebuje více komplexní a účinný systém kontroly POPs, vyhodnocování dat a interpretace. Instituce, jako je Státní zdravotní ústav (SZÚ) nebo Český hydrometeorologický ústav (ČHMU), provozují systém dlouhodobého sledování znečištění ovzduší, SZÚ ještě provádí monitoring půd městských aglomerací se zaměřením na toxické polyaromatické uhlovodíky (PAU) a biomonitoring POPs v tělních tekutinách, ale ze skupiny POPs ze vzorků ovzduší jsou pravidelně stanoveny jen PAU. Nejsou žádné legislativní požadavky pro tyto instituce k monitorování chlorovaných sloučenin uvedených v SÚ či v Protokolu o POPs (Zimová et al., 2007; Klánová et al., 2008).

Jediné místo, kde jsou chlorované perzistentní organické znečišťující látky pravidelně sledovány, je pozad'ová stanice Český hydrometeorologický ústav v Košetících. Tato observatoř je součástí pozad'ového monitorovacího programu EMEP, a zároveň je to jediná EMEP stanice v centrální, východní a jižní Evropě měřící POPs. Ze všech 15 stanic EMEP, kde jsou stanovovány POPs, jen 6 lokalit posuzuje POPs v ovzduší a mokré depozici. V Košetících se také určují POPs v jiných složkách životního prostředí, jako jsou povrchové vody, sedimenty, půdy, mechy a jehličí (Klánová et al., 2008).

POPs monitorovací program byl založen v Košetících v roce 1988. Základem mu byl návrh koncepce monitoringu POPs – projekt SYMOS (Systém Monitoringu Organických Sloučenin) (Holoubek, 2006; Klánová et al., 2008).

V Košetících je shromažďováno vysoké množství vzorků ovzduší jednou týdně po dobu 24 hodin. PCBs, organochlorové pesticidy a polyaromatické uhlovodíky jsou stanovovány u všech vzorků v laboratořích Výzkumného centra pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii Masarykovy univerzity v Brně. To poskytuje nejúplnější data o kontaminaci POPs v ovzduší, použitelné pro všechny střední a východní

evropské regiony. Kromě ovzduší jsou vzorkovány všechny případy mokré depozice a vzorky z dalších environmentálních forem jsou ročně shromažďovány a analyzovány (Klánová et al., 2008).

Data z posledních deseti let (přílohy 1. - 8.) integrovaného monitorování na observatoři Košetice byla použita nedávno k posouzení dlouhodobého vývoje úrovně POPs v různých složkách životního prostředí v Evropě. Jak je vidět z výsledků, většina z vybraných sloučenin vykazuje klesající tendenci v posledním desetiletí. Výsledky projektu ukázaly, že dlouhodobý pozadový monitoring je nejen skvělý způsob, jak studovat regionální úroveň, ale také výkonný nástroj pro hodnocení vlivu různých místních nebo globálních jevů - od průmyslových havárií k přírodním katastrofám. Jako takový má zásadní úlohu při hodnocení efektivnosti různých globálních opatření a mezinárodních úmluv zaměřených na POPs, snížení jejich emisí a dopadů na životní prostředí (Klánová et al., 2008). Kromě pravidelných monitorovacích programů, bylo v ČR mnoho krátkodobých projektů, podporovaných různými ministerstvy (MŽP, MZ, MZE a MŠMT), a grantových agentur zaměřených na různé aspekty POPs znečištění, vybraných složek životního prostředí nebo konkrétních souborů sloučenin. Sečtení všech těchto dat do společné databáze kontaminace POPs v českém prostředí by bylo velkým úspěchem a měl by to být jeden z důležitých cílů NIP. To by poskytovalo velmi unikátní soubor údajů užitečný pro rozšíření, osud a modelování transportu, jakož i pro analýzy životního prostředí a zdravotních rizik (Holoubek, 2006; Klánová et al., 2008). Ve srovnání s ostatními členskými zeměmi EU, se ČR účastní velkého množství činností, programů a projektů zaměřených na perzistentní organické znečišťující látky. Na druhé straně, je tu stále nedostatek širšího porozumění různých aspektů kontaminace POPs vedoucí často k mylné interpretaci. Zvyšování odborného i veřejného povědomí o těchto otázkách musí být dalším důležitým cílem tohoto procesu implementace SÚ (Klánová et al., 2008).

### **7.3. MONET**

Síť MONET (MONItoring NETwork) představuje monitoring volného ovzduší v zemích celé Evropy, střední Asie, Afriky a Pacifických ostrovů (Obr. 1) řízený pracovištěm RECETOX - Regionálním centrem SÚ pro region střední a východní

Evropy. Pro mnoho zúčastněných zemí jsou data z tohoto projektu vůbec prvními údaji o koncentracích POPs v jejich ovzduší. Síť MONET je mezinárodní projekt, na němž se podílí mnoho zúčastněných stran (Genasis, 2010c).

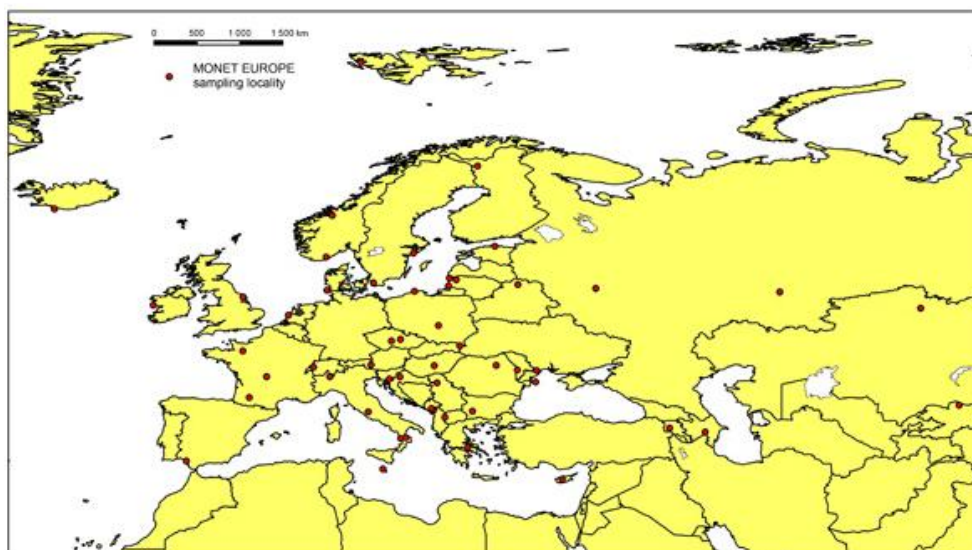
MONET sleduje POPs v ovzduší metodou pasivního vzorkování, na jejímž vývoji a testování se podílel RECETOX ve spolupráci s Environment Canada a Lancaster University a vznikla původně jako modelová monitorovací síť v ČR poskytující státní správě i soukromým subjektům a široké veřejnosti informace o znečištění ovzduší POPs, které nebyly dosud pravidelně sledovány, a jejichž měření je nadále vyžadováno globálním monitorovacím plánem SÚ (Genasis, 2010c).

Cílem monitorovací sítě MONET je:

- Dlouhodobé sledování prostorových a časových trendů v distribuci POPs v prostředí;
- Sledování vlivu bodových a difúzních zdrojů;
- Studium dálkového transportu těchto látek;
- Splnění závazků ČR vyplývajících z mezinárodních úmluv (SÚ,...);
- Zavedení světově unikátní monitorovací sítě sloužící jako model.

Česká síť (příloha 18) realizovaná centrem RECETOX ve spolupráci s průmyslovými podniky je dnes světově unikátní a poskytuje velmi cenná data o časových a prostorových trendech výskytu těchto problematických látek (Genasis, 2010c).

Obr. 1.: Mapa monitorovacích stanic projektu MONET EU (RECETOX, 2010)



## **7.4. Projekt GENASIS**

Úvodní fáze projektu GENASIS (Global Environmental Assessment Information System) se zaměřuje na data pocházející z pravidelných monitorovacích programů, která poskytují všeobecný přehled o prostorových a časových trendech koncentrace polutantů v různých matricích životního prostředí (ovzduší, půda, voda, biota). Portál GENASIS je prvním stupněm tohoto projektu a představuje jedinečný zdroj informací pro veřejnost a experty v dané problematice. Poskytuje informační podporu implementace SÚ na mezinárodní úrovni. Systém GENASIS je tzv. přidruženým informačním systémem Jednotného informačního systému o životním prostředí (JISŽP). Propojení s dalšími datovými zdroji vytváří potenciál pro komplexní hodnocení antropogenních vlivů na životní prostředí a s nimi souvisejících ekologických a zdravotních rizik (Holoubek et al., 2010).

Pilotní verze projektu GENASIS využívá data z monitorovacích sítí MONET, které jsou zaměřeny na výskyt POPs ve volném ovzduší. Projekt GENASIS je však primárně motivován snahou postupně zpřístupnit všechna reprezentativní a velmi cenná data o výskytu a distribuci těchto nebezpečných látek v prostředí širokého spektru uživatelů a zájemců. K naplnění tohoto cíle využívá projekt GENASIS dat shromážděných jak v rámci NIP pro implementaci SÚ v ČR, tak v rámci mezinárodních projektů (Holoubek et al., 2010).

## **7.5. Biomonitoring POPs v ČR**

Biomonitoring je neopomenutelnou součástí monitoringu POPs. Zaměřuje se na výzkum přítomnosti a zatížení POPs v lidské populaci či aktivně využívá zejména rostlinné jedince k výzkumu a následnému zhodnocení důsledků kontaminace POPs (Černá et al., 2008; ÚKZÚZ, 2009).

### **7.5.1. Aktivní biomonitoring ÚKZÚZ**

Aktivní biomonitoring spočívá v cíleném vystavení vybraných živých organismů vlivům v zájmovém území a sledování jejich reakce. Obvykle se jedná o rostliny,

předpěstované za určitých, normalizovaných a předem daných podmínek (ÚKZÚZ, 2009).

Byla popsána široká škála a pestré využití rostlinných bioindikátorů, které v některých případech sloužily k založení národní monitorovací sítě např. v Nizozemí, Rakousku či Německu. Ukázalo se, že aktivní biomonitoring poskytuje poměrně dobrý obraz o vnosu škodlivin do prostředí, protože umožňuje posoudit prostorové a plošné zatížení určitého území vybranými prvky (sloučeninami), či sledování emitentů (Holoubek, 2003; ÚKZÚZ, 2009).

Od roku 1997 do 1999 probíhalo ověřování metody aktivního biomonitoringu v podmínkách naší republiky. Na základě výsledků z tohoto ověřování byla vypracována metodika aktivního biomonitoringu, která je od roku 2000 používána na vybraných stanovištích ÚKZÚZ k zjišťování požadových hodnot vybraných anorganických a organických polutantů, a to jednak pro zajištění kontinuity pozorování, jednak pro případné posouzení poměrů na ohrožených lokalitách.

Jako bioindikátory byly zvoleny rostliny jílku mnohokvětého a borovice černé (Chvátalet al., 2002; Holoubek, 2003; ÚKZÚZ, 2009).

ÚKZÚZ zajišťuje čtyři stanoviště v Čechách, na Moravě a ve Slezsku (Závišín, Přerov n/L, Opava a Třešť), která jsou považována za relativně čistá i imisně nezatížená, a proto výsledky z těchto stanovišť mohou sloužit jako požadové hodnoty. Na těchto stanovištích probíhá sledování standardizovaných kultur jílku mnohokvětého. Kromě toho se za použití rostlin borovice černé porovnává úroveň znečištění ovzduší na dvou čistých (Závišín a Opava) a dvou zatížených stanovištích (Plzeň a Vratimov) (ÚKZÚZ, 2009).

V rámci aktivního biomonitoringu jsou sledovány vybrané prvky a dále obsah 16 polyaromatických uhlovodíků (PAH) běžně stanovovaných v ÚKZÚZ a obsah PCDDs/Fs (Holoubek, 2003; ÚKZÚZ, 2009).

### **7.5.2. Biomonitoring na základě tělních tekutin**

Nejdéle a nejčastěji používaná matrice je mateřské mléko. Monitoring POPs v mateřském mléce (přílohy 10 – 14) je i součástí plnění SÚ regulující vybrané POPs v prostředí (v ČR to zajišťuje SZÚ, viz. příloha 17). V posledních letech je stále častěji používána krev, popř. sérum (příloha 15) či plazma. Obsah tuku v séru je však

cca 10x nižší než v mateřském mléce, takže tato matrice je náročnější na množství i na analytické postupy. Oproti tomu mateřské mléko lze získat relativně snadno neinvazivním způsobem (SZÚ, 2010).

Výsledky analýzy umožňují sledovat dlouhodobé průměrné zatížení populace, může sloužit ke sledování rizika během těhotenství a také velikosti přívodu persistentních organických látek pro kojeneho novorozence. To je zásadní pro odhad rizika vývojových změn, které jsou podle nejnovějšího posouzení rizika Světovou zdravotnickou organizací (WHO) považovány za nejvýznamnější účinek dioxinů. Nicméně, i přes tato známá potenciální rizika, je vždy zdůrazňována převažující užitečnost kojení jako přívod přirozené a optimální potravy pro novorozence (Černá et al., 2008).

Opakované studie koordinované WHO sledující hladiny vybraných POPs v mateřském mléku řady evropských zemí v letech 1988, 1993, 2002 a 2005 ukázaly, že existují významné rozdíly mezi státy (příloha 16). Česká republika se zúčastnila posledních třech šetření. Obsah dioxinů v mateřském mléku vzorku českých žen se pohyboval spíše na nižším konci souboru sledovaných zemí. Naproti tomu obsah PCB byl nalezen spolu se Slovenskem ve srovnání s ostatními zeměmi vysoký, což lze do jisté míry vysvětlit zhruba desetiletým zpožděním zákazu výroby a použití PCB oproti západním státům. Výsledky rutinního monitoringu na extrémní koncentrace v mléku českých žen neukazují. Jsou však patrné lokální rozdíly a vzestup koncentrace POPs s věkem (Černá et al., 2008).

### **7.6. Integrovaný registr znečišťování**

ČR se vstupem do EU a podpisem významných mezinárodních dokumentů (Aarhuská úmluva, Protokol o POPs k CLRTAP) zavázala plnit povinnosti v oblasti životního prostředí. Jedná se zejména o shromažďování a šíření informací o životním prostředí, umožnění svobodného přístupu veřejnosti k těmto informacím a tvorbu registru úniků a přenosů znečišťujících látek. Ke splnění závazků bylo nutné doplnit legislativu v ČR o nové právní nástroje, které výše uvedené procesy umožnily.

Dne 5. února 2002 byl přijat zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů (zákon o integrované prevenci), který založil

integrovaný registr znečišťování životního prostředí (dále jen IRZ) jako veřejně přístupný informační systém emisí a přenosů znečišťujících látek (Cenia, 2008; IRZ, 2009).

Od roku 2008 upravuje fungování IRZ (v návaznosti na evropské nařízení č. 166/2006/ES) samostatný právní předpis – zákon č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování a integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí a změně některých zákonů, a prováděcí nařízení vlády č. 145/2008 Sb., kterým se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí (Cenia, 2008; IRZ, 2009).

Vždy k 30.9. příslušného kalendářního roku jsou ohlášené látky, jejich množství a původ za uplynulý rok zveřejňovány na internetových stránkách [www.irz.cz/irz/new/](http://www.irz.cz/irz/new/). Data zde lze vyhledávat podle regionu, složky životního prostředí, průmyslové činnosti apod. Veškeré údaje o vypouštěných látkách a odpadech jsou vztaženy přímo ke konkrétní organizaci, resp. provozovně.

Kompetentními orgány v rámci IRZ jsou Ministerstvo životního prostředí (MŽP), Česká inspekce životního prostředí (ČIŽP) a CENIA, česká informační agentura životního prostředí (Cenia, 2008; IRZ, 2009).

### **7.7. Staré ekologické zátěže**

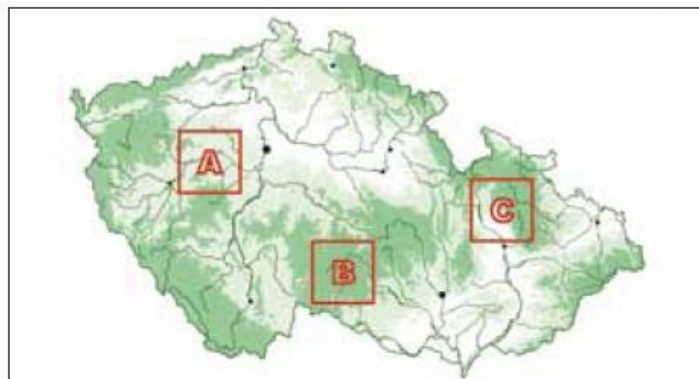
Závažným a problematickým zdrojem POPs jsou také staré ekologické zátěže. Tedy místa kontaminovaná POPs (i jinými škodlivými látkami). Může se jednat o skládky odpadů, průmyslové a zemědělské areály, drobné provozovny, nezabezpečené sklady nebezpečných látek, bývalé vojenské základny nebo území postižená těžbou nerostných surovin (příloha 9.). Zjištěnou kontaminaci můžeme považovat za starou ekologickou zátěž pouze v případě, že původce kontaminace neexistuje nebo není znám. K zásadním preventivním nástrojům k omezování negativních antropogenních a průmyslových vlivů a rizik patří integrovaná prevence a omezování znečištění (IPPC) a posuzování vlivů na životní prostředí (SEA, EIA) (MŽP, 2004; MŽP, 2010c).

Se závazkem k SÚ byla provedena Národní inventarizace starých ekologických zátěží (Národní inventarizace kontaminovaných míst – NIKM) ve dvou etapách.



Cílem obou etap v letech 2008 – 2010 bylo vytvoření souborného informačního materiálu zahrnujícího pokud možno všechny lokality (Obr. 2) s výskytem nebo potenciálním výskytem kontaminace POPs ze Stockholmské úmluvy. Shromážděná data byla zejména z Národního implementačního plánu Stockholmské úmluvy o POPs, dostupných evidencí a inventarizací kontaminovaných míst ČR, veškerá starší data o známých lokalitách s POPs z databáze SEKM, exportem dat z Národního seznamu priorit pro odstraňování starých ekologických zátěží z let 2007 až 2008 a materiály poskytnuté VÚV T.G.M.. Souhrnné výsledky jsou známy od ledna 2011. (Manhart, 2010).

Obr. 2.: Testovací území NIKM v ČR (Ekomonitor 2010/2)



## 8. Přehled technologií použitelných ke zneškodňování POPs

Technologií na zneškodňování POPs je celá řada. Jde o metody méně i více technologicky náročné, o metody s využitím fyzikálních, chemických či termických procesů (Holoubek, 2003).

### Termické procesy

Mezi termické procesy patří především spalování, zplyňování, pyrolýza a termické desorpce. Tyto procesy bývají kombinované, např. pyrolýza s dopalováním pyrolýzních plynů a bývají doplňovány metodami stabilizace produktů. Lze k nim řadit i vitrifikaci (Tab. 2) a použití plasmového oblouku. K termickému zpracování

nebezpečného odpadu se někdy používají i cementářské rotační pece a vysoké pece. Přitom se využívá faktu, že při těchto procesech se dosahuje vysoké teploty (1 400 – 1 600 °C) a existuje obrovská zadrž materiálu se sorpční kapacitou (Holoubek, 2003).

Tab. 2: Účinnost destrukce (v %) pro vitrificační systémy u vybraných POPs  
(Národní inventura 2003)

<b>Látka</b>	<b>DE (%)</b>
Isodrin	99.9998
Aldrin	99.99994
Dieldrin	>99.9995
Endrin	>99.998

#### Chemické procesy

Jedná se např. o dechloraci, různé formy dehalogenace, chemickou redukci, oxidační metody. Je třeba konstatovat, že kterákoliv z chemických metod vedoucí k recyklaci kontaminovaných materiálů nebo jejich detoxifikaci bude neekonomická v porovnání se současnou praxí skládkování, ať již upravených nebo neupravených toxických materiálů. Toto vyplývá ze skutečnosti, že cenová politika nezvýhodňuje procesy konečného zneškodnění škodlivin před skládkováním, které odkládá řešení problémů do budoucnosti se všemi riziky pro životní prostředí (Holoubek, 2003).

#### Fyzikálně chemické a fyzikální procesy

Sem můžeme zařadit fotochemickou degradaci, elektrochemickou destrukci či extrakci parou (Holoubek, 2003).

#### Biologické technologie

Tyto metody jsou kvalifikovány, zvláště pak za použití aerobních bakterií, jako inovativní a potenciálně prospěšné metody aplikovatelné in situ. Další metodou je provětrávání kontaminovaného materiálu vzduchem, avšak je obtížně technicky

proveditelná a tím do jisté míry poměrně snadno zpochybnitelná. Můžeme sem zařadit ještě metodu bioakumulace, biodegradace a kompostování (Holoubek, 2003).

### Skládkování

Trvalé skládkování nelze považovat za perspektivní metodu zpracování odpadů obsahujících persistentní organické polutanty. Hlavní problém spočívá v nutnosti udržovat skládku s vysokými parametry po desítky let. Z tohoto důvodu by skládkování mělo být skutečně poslední možností, v případech, kdy jiné technologie nejsou únosné, např. pro velké objemy znečištěného materiálu (Holoubek, 2003).

## **9. Ekonomické nástroje nakládání s POPs**

Jedním ze základních ekonomických nástrojů vedoucích k ochraně životního prostředí jsou poplatky za znečišťování ovzduší stanoveny zákonem č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů. Jejich cílem je vyvíjet tlak na provozovatele zdrojů znečišťování ve směru snižování tohoto znečišťování. Poplatky jsou příjmem Státního fondu životního prostředí nebo obcí a používají se na činnosti zaměřené na ochranu životního prostředí. V případě nedodržení určeného emisního limitu pro daný zdroj se spolu s poplatkem platí i přírážka ve výši 50 % tohoto poplatku (Holoubek, 2006)

Kromě těchto poplatků je možné podnikatelským subjektům udělit pokuty v případech porušení některých ustanovení příslušných právních předpisů.

Dalším ekonomickým nástrojem vedoucím ke snížení emisí jsou daňové úlevy - snížení daní z přidané hodnoty, daní z nemovitostí, spotřební daně (Holoubek, 2006).

V současné době již existují úlevy pro určité výrobky, materiály a činnosti, jejichž výroba nebo používání přímo nebo nepřímo působí na snižování emisí POPs – zavedení katalyzátorů pro motorová vozidla, bezolovnatého benzínu, přechod na ušlechtilá paliva, zavádění alternativních zdrojů energie. Mezi ekonomické nástroje státu je možné zařadit i podporu výzkumu v oblasti ochrany prostředí, systematického sledování obsahu POPs v emisích a prostředí a vývoje a zdokonalování technologií vedoucích ke snižování emisí těchto látek. Ekonomické

posouzení nákladů spojených v ČR s realizací opatření vedoucích k omezení vstupů POPs do prostředí vychází z identifikace největších emisních sektorů pro jednotlivé hlavní skupiny POPs a dále z identifikace nejlepších dostupných technologických postupů (BATs) pro tyto sektory. Pro hlavní ochranné techniky je nutné ve spolupráci s jejich výrobci a uživateli provést odhady měrných investičních a provozních nákladů ochranných technik v přepočtu na jednotku redukce skupiny persistentních organických polutantů. Na základě shromážděných dostupných technických a ekonomických údajů budou pomocí mezinárodně akceptované metodiky pro jednotlivé skupiny POPs konstruovány sektorové a národní nákladové křivky, které budou sloužit jako výchozí informace pro odhady ekonomických dopadů z jednotlivých vytyčených cílů v redukci emisí a dopadů na konkurenceschopnost hlavních emitujících sektorů (Holoubek, 2006).

## **10. Dobrovolné nástroje nakládání s POPs**

Za dobrovolné nástroje označujeme takové aktivity podnikatelských a jiných subjektů, které směřují ke snižování negativních dopadů jejich činnosti na životní prostředí, přičemž jsou těmito subjekty zaváděny a realizovány na základě jejich svobodného (dobrovolného) rozhodnutí a jdou nad rámec požadavků platných legislativních norem (MŽP, 2010d).

Základními principy dobrovolných nástrojů jsou:

- dobrovolnost - v legislativě není nikde stanovena povinnost jejich uplatňování;
- prevence - soustředí se na odstraňování příčin environmentálních problémů, nikoliv jejich důsledků (odstraňování škod);
- systematický přístup - záměrné působení na ty oblasti a činnosti organizace, které mají negativní vliv na životní prostředí.

Využívání dobrovolných nástrojů (či dobrovolných environmentálních aktivit) na podnikové úrovni má proto velký význam jak pro podnik samotný, tak pro společnost jako celek. Preventivní zaměření dobrovolných nástrojů vede k ozdravení životního prostředí a značně tak přispívá k realizaci udržitelné výroby i spotřeby, resp. udržitelného rozvoje. Na úrovni podniku se pak projevují i další přínosy, např. zvyšování konkurenceschopnosti, budování lepší image či úspory provozních nákladů. Uplatňování uvedených nástrojů v praxi je podporováno nejen Státní politikou životního prostředí, ale také formou jednotlivých národních programů schválených na úrovni vlády ČR a realizovaných Ministerstvem životního prostředí (MŽP, 2010d).

## 11. Diskuse

POPs jsou zajímavé z hlediska zdravotního i ekologického. Vzhledem k jejich vlastnostem přetrvávají v životním prostředí po dlouhá léta, většinou nezměněna, dostávají se na dlouhé vzdálenosti na místa, kde nikdy nebyly vyráběny ani používány, působí škodlivě na různé ekosystémy a mají negativní dopad na lidské zdraví.

Jejich toxické a karcinogenní účinky byly v mnoha studiích prokázány na laboratorních zvířatech, u člověka je důkazů rakoviny způsobené POPs nedostatek či nejsou průkazné. Avšak u jiných vážných onemocnění jsou důkazy jasné. Může se jednat od podráždění kůže, očí, dýchacích potíží, nevolnosti, třesů končetin, závratí, až po onemocnění ledvin, jater či imunitního systému, při delší expozici i o zhoubné nádory, hlavně jater. V mnoha případech se POPs mohou dostat skrze matku na dítě prostřednictvím mateřského mléka či skrze placentu na ještě nenarozený plod (zde ovšem není prokázán vliv na pozdější vývoj).

Člověk je těmito látkami vystaven převážně z potravy, jelikož většina POPs se dostává právě do potravního řetězce. Další expozici může být vystaven ze vzduchu (v místě průmyslových oblastí, kde mohou vznikat při výrobě jako sekundární produkty či při spalování), vody či z kontaminované půdy, což se týká hlavně oblastí starých ekologických zátěží, tedy míst, kde byly dříve některé z POPs vyráběny, či skládkovány.

Z těchto důvodů byla přijata opatření. Jedním z hlavních opatření je SÚ, která se zabývá postupným omezováním POPs na celosvětové úrovni. V platnost vstoupila v roce 2004. V tu dobu bylo v jejím rámci přijato prvních 12 nebezpečných POPs. V roce 2009 byl seznam látek rozšířen o dalších 9 POPs. Prozatím je tedy součástí SÚ 21 nejvíce nebezpečných POPs a do budoucna se jejich seznam bude nadále rozšiřovat.

Legislativa EU se musela přizpůsobit novými nařízeními či změnami příloh nařízení stávajících. V ČR se SÚ implementovala v roce 2005 vydaným NIP ČR, který je stanoven až na dobu 10 let. Za účelem splnění závazků NIP ČR a SÚ bylo zřízeno Národní POPs centrum se sídlem v Brně v rámci Masarykovy univerzity. Národní POPs centrum zajišťuje technickou podporu výkonu státní správy v rámci

problematiky POPs, shromažďuje a analyzuje data o výskytu POPs v ČR ze všech složek životního prostředí. Dále vyvíjí informační systém GENASIS, kterým se snaží o snadnou dostupnost dat a problematiky POPs i pro širokou veřejnost. Národní POPs centrum je velkým přínosem na mezinárodní úrovni. I přes to je v ČR stále nedostatečný monitoring jednotlivých POPs.

Nejprobádanějšími POPs jsou u nás PCB. Průběžně se provádí inventarizace zařízení, která obsahují nebo mohou obsahovat PCB v určité limitní koncentraci.

Hodně diskutovanými POPs jsou PCDF, které se uvolňují do prostředí nejen vlivem člověka, ale i přirozenou cestou a to např. činností sopek či lesních požárů.

Na odstraňování POPs existuje mnoho technologií. Ne všechny jsou ekonomicky úsporné, mezi ty nejlevnější patří asi skládkování, nicméně tato technologie vede pouze k oddálení problémů. Možnou budoucnost mají biotechnologie, avšak i ty mají svá úskalí.

## 12. Závěr

I když se v globálním měřítku POPs nikde nevyskytují v akutním toxickém množství pro člověka, což vyplývá z různých studií, jejich stav se rozhodně nemůže podceňovat, vzhledem k dalším ekosystémům, na které POPs také negativně působí. Stávající legislativa nakládání s POPs v ČR je plně v souladu se směrnicemi a nařízeními EU. Legislativní, ale i ekonomické požadavky na nakládání s POPs, by mohli být přísnější. V legislativě by se určitě měla objevit nařízení na monitoring látek ze SÚ ve všech složkách životního prostředí.

Rozhodně by se problematika POPs měla více rozšířit do povědomí občanů. Ti by současně měli mít možnost přístupu k výsledkům monitoringů a dalších výzkumných činností, o což se snaží projekt GENASIS.

Jelikož odstraňování POPs z prostředí není jednoduché, často se používají složitější a tudíž i dražší technologie, jsou proto nutné nejen nástroje legislativní, ale přizpůsobit by se měla i ekonomika, aby byly finance i na efektivnější metody odstraňování POPs. V minulých letech se šetřilo na skládkování, které je finančně nejméně náročné, ale tím se problémy pouze nakumulovaly. Tomu dnes musíme předcházet a řešit tuto problematiku efektivně, důsledně a šetrně k životnímu prostředí.



### 13. Seznam literatury a použitých zdrojů

#### Literární zdroje

- [1] ATSDR, 1995: Toxicological Profile for Mirex and Chlordecone. ATSDR, Atlanta, 362 s.
- [2] ATSDR, 1996: Mirex and Chlordecone – fact sheet. ATSDR, Atlanta, 2 s.
- [3] ATSDR, 2001: Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). ATSDR, Atlanta, 2 s.
- [4] ATSDR, 2002: Public health statement – Hexachlorobenzene. ATSDR, Atlanta, 7 s.
- [5] ATSDR, 2004: Toxicological Profile for Polybrominated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers. ATSDR, Atlanta, 619 s.
- [6] ATSDR, 2005: Toxicological Profile for alpha-, beta-, gamma-, and delta-hexachlorocyclohexane. ATSDR, Atlanta, 377 s.
- [7] ATSDR, 2007: Public health statement - Heptachlor and Heptachlor Epoxide. ATSDR, Atlanta, 7 s.
- [8] ATSDR, 2009: Perfluoroalkyls. ATSDR, Atlanta, 2 s.
- [9] ATSDR, 2010: Toxicological Profile for Toxaphene. ATSDR, Atlanta, 2 s.
- [10] ČERNÁ M., BATÁRIOVÁ A., PUKLOVÁ V., 2008: Perzistentní organické látky v mateřském mléku. SZÚ, Praha, 8 s.
- [11] EPA, 1999: Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Update: Impact on Fish Advisories. EPA, Washington, 7 s.
- [12] HASA J., HUČKOVÁ M., ZICH J., 2010: REACH – příčiny a důsledky. Cenia, Praha, 44 s.
- [13] HOLOUBEK I., 2000: Persistentní, bioakumulativní a toxické látky v prostředí. Klinická onkologie zvláštní číslo 2000: 21 – 24.
- [14] HOLOUBEK I., KOČAN A., HOLOUBKOVÁ I., KOHOUTEK J., 2001: Persistentní organické polutanty. Planeta 2/2001: 12 s.
- [15] HOLOUBEK I. [projekt manager], 2003: Národní inventura persistentních organických polutantů v České republice. RECETOX – TOCOEN & Associates Brno, 768 s.

- [16] HOLOUBEK I. [projekt manager], 2006: Národní implementační plán Stockholmské úmluvy o persistentních organických polutantech. RECETOX – TOCOEN & Associates Brno, 89 s.
- [17] CHVÁTAL V., KLEMENTOVÁ L., KRÁLOVEC J., 2002: Metoda aktivního biomonitoringu. ÚKZÚZ, Opava, Plzeň, 10 s.
- [18] IPEN, 2009: Guide to new POPs. IPEN, 16 s.
- [19] KEMI, 2006: Perfluorinated substances and their uses in Sweden. Swedish Chemicals Agency, Stockholm, 60 s.
- [20] KLÁNOVÁ J., ČUPR P., BORŮVKOVÁ J., KOHOUTEK J., KAREŠ R., PŘIBYLOVÁ P., PROKEŠ R., HOLOUBEK I., 2008: Application of Passive Sampler for Monitoring of POPs in Ambient Air. RECETOX MU Brno, 89 s.
- [21] Manhart J., 2010: Místa kontaminovaná persistentními organickými polutanty – POPs v České republice. Ekomonitor 2: 42 – 43.
- [22] MŽP, 2004: Státní politika životního prostředí 2004-2010. MŽP, Praha, 56 s.
- [23] POPRC, 2007: Draft Risk Management Evaluation for Hexabromobiphenyl. POPRC, Geneva, 26 s.
- [24] RITTER L., SOLOMON K.R., FORGET J., STEMEROFF M., O'LEARY C., 1995: Persistent organic pollutants. IPCS & IOMC, Canada, 43 s.
- [25] SZÚ, 2010: Zdravotní důsledky expozice lidského organismu toxickým látkám ze zevního prostředí (biologický monitoring) - Odborná zpráva za rok 2009. SZÚ, Praha, 43 s.
- [26] TOFT P., 2004: Lindane in Drinking-water. WHO, Canada, 14 s.
- [27] UNEP, 2006a: Risk profile on hexabromobiphenyl. UNEP, Geneva, 33 s.
- [28] UNEP, 2006b: Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its second meeting - Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether. UNEP, Geneva, 46 s.
- [29] UNEP, 2006c: Consideration of chemicals newly proposed for inclusion in Annexes A, B or C of the Convention: octabromodiphenyl ether. UNEP, Geneva, 5 s.
- [30] UNEP, 2007: Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting - Risk profile on pentachlorobenzene. UNEP, Geneva, 24 s.

- [31] WEINBERG J., 2008: An NGO Guide to Persistent Organic Pollutants. IPEN, 81 s.
- [32] ZIMOVÁ M., MELICHERČÍK J., BÍBROVÁ Z., PODOLSKÁ Z., VEDRALOVÁ E., JEŽOVÁ M., 2007: Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací – odborná zpráva za rok 2006. SZÚ, Praha, 41 s.

#### **Internetové zdroje:**

- [1] CENIA, 2008a: O REACH. Cenia, online: [http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/\\$pid/MZPMSFJA203Q](http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/$pid/MZPMSFJA203Q), cit. 20.4. 2011.
- [2] CENIA, 2008: Integrovaný registr znečišťování (IRZ). Cenia, online: [http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/\\$pid/MZPMSFGRHB06](http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/$pid/MZPMSFGRHB06), cit. 15.4. 2011.
- [3] EPA, 2004: Carcinogenicity Assessment of Aldrin and Dieldrin. EPA, online: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=49651>, cit. 13.3. 2011.
- [4] EPA, 2009: Persistent Organic Pollutants: A Global Issue, A Global Response. EPA, online: <http://www.epa.gov/international/toxics/pop.html>, cit. 16.4. 2011.
- [5] GENASIS, 2010a: POPsPEDIA - charakteristika látek zahrnutých ve Stockholmské úmluvě. GENASIS, online: <http://www.genasis.cz/popspedia/>, cit. 13.3. 2011.
- [6] GENASIS, 2010b: Rotterdamská úmluva. GENASIS, online: [http://www.genasis.cz/stockholm-rotterdamska\\_umluva/](http://www.genasis.cz/stockholm-rotterdamska_umluva/), cit. 20.4. 2011.
- [7] GENASIS, 2010c: Datové zdroje. GENASIS, online: <http://www.genasis.cz/data/>, cit. 20.4. 2011.
- [8] HOLOUBEK I., 2007: RECETOX a toxické organické látky v prostředí. Online verze měsíčníku Masarykovy univerzity muni.cz, online: [http://info.muni.cz/index.php?option=com\\_content&task=view&id=598&Itemid=91](http://info.muni.cz/index.php?option=com_content&task=view&id=598&Itemid=91), cit. 26.2. 2011.
- [9] HOLOUBEK I., DUŠEK L., BRABEC K., JARKOVSKÝ J., KLÁNOVÁ J., KOHÚT L., URBÁNEK J., KUBÁSEK M., HŘEBÍČEK J., 2010: Environmentální expertní informační systém GENASIS [online]. Masarykova univerzita, dostupný z <http://www.genasis.cz>, cit. 20.4. 2011.

- [10] IARC, 2010: List of classification by alphabetical order. IARC, online:  
<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>,  
cit. 27.2. 2011.
- [11] IRZ, 2009: O IRZ. Cenia, online: <http://www.irz.cz/irz/new/node/108>,  
cit. 17.4. 2011.
- [12] IRZ, 2010a: Hexabrombifeny. Cenia, online:  
<http://www.irz.cz/irz/new/node/47>, cit. 8.4. 2011.
- [13] IRZ, 2010b: Lindan. Cenia, online: <http://www.irz.cz/irz/new/node/66>,  
cit. 9.4. 2011.
- [14] IRZ, 2010c: Pentachlorbenzen. Cenia, online:  
<http://www.irz.cz/irz/new/node/82>, cit. 9.4. 2011.
- [15] MŽP, 2010a: Mezinárodní smlouvy v oblasti životního prostředí. MŽP, online:  
[http://www.mzp.cz/cz/mezinarodni\\_smlouvy](http://www.mzp.cz/cz/mezinarodni_smlouvy), cit. 13.4. 2011.
- [16] MŽP, 2010b: Plnění Národního implementačního plánu Stockholmské úmluvy o  
persistentních organických polutantech (POPs). MŽP, online:  
[http://www.mzp.cz/cz/plneni\\_webovych\\_stranek](http://www.mzp.cz/cz/plneni_webovych_stranek), cit. 13.4. 2011.
- [17] MŽP, 2010c: Staré ekologické zátěže. MŽP, online:  
[http://www.mzp.cz/cz/stare\\_ekologicke\\_zateze](http://www.mzp.cz/cz/stare_ekologicke_zateze), cit. 17.4.2011.
- [18] MŽP, 2010d: Dobrovolné nástroje. MŽP, online:  
[http://www.mzp.cz/cz/dobrovolne\\_nastroje](http://www.mzp.cz/cz/dobrovolne_nastroje), cit. 17.4. 2011.
- [19] MŽP, 2010e: Nařízení (ES) o perzistentních organických znečišťujících látkách.  
MŽP, online: [http://www.mzp.cz/cz/perzistencni\\_latky](http://www.mzp.cz/cz/perzistencni_latky), cit. 25.4. 2011.
- [20] RECETOX, 2010: Národní POPs centrum. Recetox, online:  
<http://www.recetox.muni.cz/index.php?pg=narodni-pops-centrum>,  
cit. 20.4. 2011.
- [21] ÚKZÚZ, 2009 : Aktivní biomonitoring. ÚKZÚZ, online:  
<http://www.ukzuz.cz/Articles/46640-2-Aktivni+biomonitoring.aspx>,  
cit. 6.4.2011.
- [22] UNEP, 2008: Global monitoring plan. UNEP, online:  
<http://chm.pops.int/Programmes/Global%20Monitoring%20Plan/Overview/tabid/83/1anguage/en-US/Default.aspx>, cit. 12.4. 2011.

### **Citované legislativní předpisy:**

- [1] Basilejská úmluva o kontrole pohybu nebezpečných odpadů přes hranice států a jejich zneškodňování.
- [2] Článek 15 Stockholmské úmluvy o persistentních organických polutantech o podávání zpráv.
- [3] Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 ze dne 29. dubna 2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách a o změně směrnice 79/117/EHS, v platném znění.
- [4] Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 166/2006 ze dne 18. ledna 2006, kterým se zřizuje evropský registr úniků a přenosů znečišťujících látek a kterým se mění směrnice Rady 91/689/EHS a 96/61/ES, v platném znění.
- [5] Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1013/2006 ze dne 14. června 2006 o přepravě odpadů.
- [6] Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 ze dne 18. prosince 2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek, o zřízení Evropské agentury pro chemické látky, o změně směrnice 1999/45/ES a o zrušení nařízení Rady (EHS) č. 793/93, nařízení Komise (ES) č. 1488/94, směrnice Rady 76/769/EHS a směrnic Komise 91/155/EHS, 93/67/EHS, 93/105/ES a 2000/21/ES, v platném znění (REACH).
- [7] Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 689/2008 ze dne 17. června 2008 o vývozu a dovozu nebezpečných chemických látek, v platném znění.
- [8] Nařízení Komise (ES) č. 323/2007 ze dne 26. března 2007, kterým se mění příloha V nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách a o změně směrnice 79/117/EHS, v platném znění.
- [9] Nařízení Komise (EU) č. 756/2010 ze dne 24. srpna 2010, kterým se mění přílohy IV a V nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách, v platném znění.
- [10] Nařízení Komise (EU) č. 757/2010 ze dne 24. srpna 2010, kterým se mění přílohy I a III nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách, v platném znění.

- [11] Nařízení Rady (ES) č. 1195/2006 ze dne 18. července 2006, kterým se mění příloha IV nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách, v platném znění.
- [12] Nařízení Rady (ES) č. 172/2007 ze dne 16. února 2007, kterým se mění příloha V nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách, v platném znění.
- [13] Nařízení vlády č. 145/2008 Sb. ze dne 26. března 2008, kterým se stanoví seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlašování do integrovaného registru znečišťování životního prostředí.
- [14] Novela zákona č. 371/2008 Sb., kterým se mění zákon č. 356/2003 Sb., o chemických látkách a chemických přípravcích a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů.
- [15] Protokol o persistentních organických polutantech (Protokol o POPs).
- [16] Rotterdamská úmluva o postupu předchozího souhlasu pro určité nebezpečné chemické látky a pesticidy v mezinárodním obchodu.
- [17] Sdělení Ministerstva zahraničních věcí č. 100/1994 Sb. o sjednání Basilejské úmluvy o kontrole pohybu nebezpečných odpadů přes hranice států a jejich zneškodňování.
- [18] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/76/ES ze dne 4. prosince 2000 o spalování odpadů, ve znění nařízení č. 1137/2008.
- [19] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/95/ES o omezení používání některých nebezpečných látek v elektrických a elektronických zařízeních, ve znění rozhodnutí Komise 2005/618/ES, 2005/717/ES, 2005/747/ES, 2006/310/ES, 2006/690/ES, 2006/691/ES, 2006/692/ES, 2008/385/ES a směrnice 2008/35/ES.
- [20] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/96/ES ze dne 27. ledna 2003 o odpadních elektrických a elektronických zařízeních, ve znění směrnic 2003/108/ES, 2008/34/ES a 2008/112/ES.
- [21] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/12/ES ze dne 5. dubna 2006 o odpadech, v platném znění.
- [22] Směrnice Rady 1999/31/ES ze dne 26. dubna 1999 o skládkách odpadů, ve znění nařízení č. 1882/2003 a č. 1137/2008.

- [23] Stockholmská úmluva o persistentních organických polutantech.
- [24] Tematická strategie pro předcházení vzniku odpadů a jejich recyklaci, [KOM(2005)0666].
- [25] Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší překračujícím hranice států (CLRTAP).
- [26] Úmluva o přístupu k informacím, účasti veřejnosti na rozhodování a přístupu k právní ochraně v záležitostech životního prostředí (Aarhuská úmluva).
- [27] Usnesení vlády České republiky ze dne 7. prosince 2005 č. 1572 k Národnímu implementačnímu plánu Stockholmské úmluvy o persistentních organických polutantech.
- [28] Usnesení vlády České republiky ze dne 4. ledna 2010 č. 26 k návrhu na přijetí změn příloh Stockholmské úmluvy o persistentních organických polutantech.
- [29] Vyhláška ze dne 26. listopadu 2006, kterou se mění vyhláška č. 221/2004 Sb., kterou se stanoví seznamy nebezpečných chemických látek a nebezpečných chemických přípravků, jejichž uvádění na trh je zakázáno nebo jejichž uvádění na trh, do oběhu nebo používání je omezeno, ve znění pozdějších předpisů.
- [30] Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů, v platném znění.
- [31] Zákon č. 76/2002 Sb., ze dne 5. února 2002 o integrované prevenci a omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci).
- [32] Zákon č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů (zákon o ochraně ovzduší).
- [33] Zákon č. 356/2003 Sb., o chemických látkách a chemických přípravcích a o změně některých zákonů v platném znění.
- [34] Zákon č. 25/2008 Sb., ze dne 16. ledna 2008 o integrovaném registru znečišťování životního prostředí a integrovaném systému plnění ohlašovací povinností v oblasti životního prostředí a o změně některých zákonů.

## 14. Seznam použitých obrázků a tabulek

### Obrázky

Obr. 1. Mapa monitorovacích stanic projektu MONET EU

Obr. 2. Testovací území NIKM v ČR

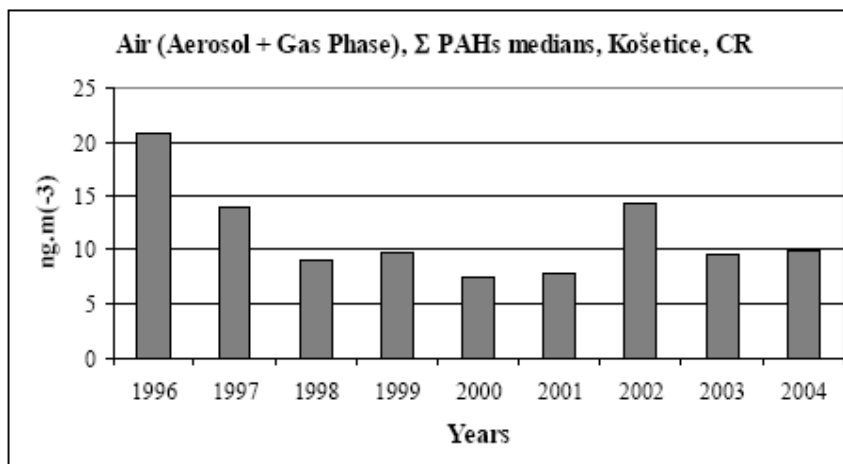
### Tabulky

Tab. 1: Koncentrační limity POPs dle nařízení (ES) č. 1195/2006 a č. 756/2010.

Tab. 2: Účinnost destrukce (v %) pro vitrifikační systémy u vybraných POPs.

## 15. Přílohy

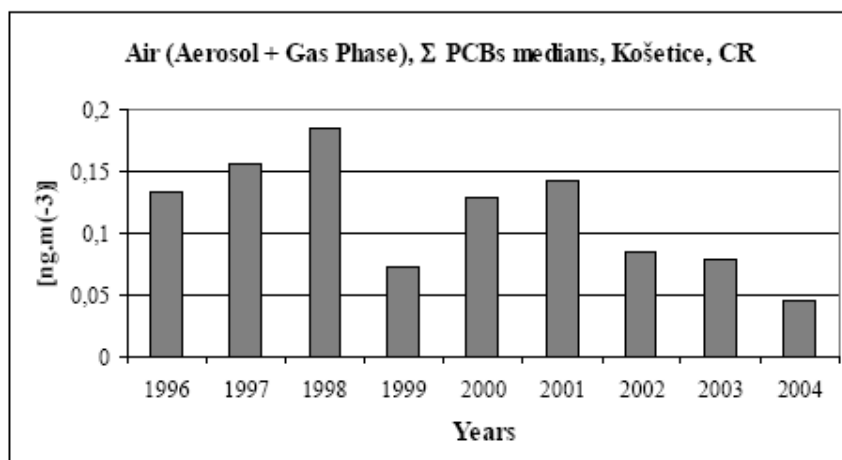
### Příloha 1: Výskyt PAHs ve volném ovzduší



Zdroj: Holoubek, 2006

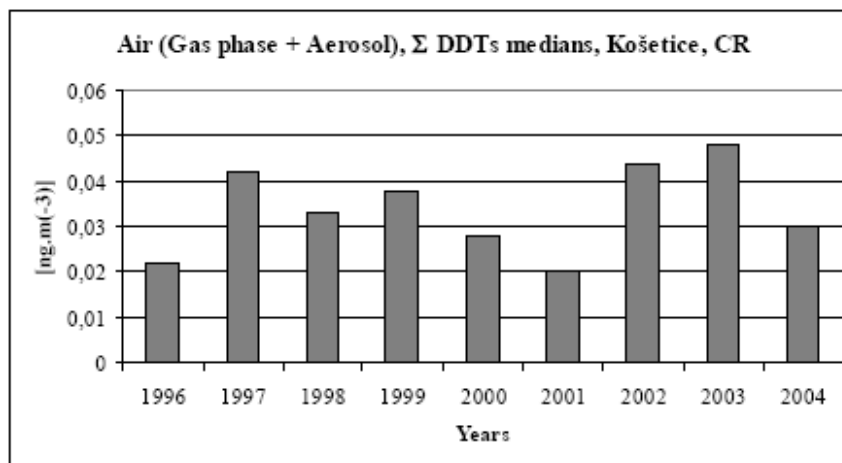


## Příloha 2: Výskyt PCBs ve volném ovzduší



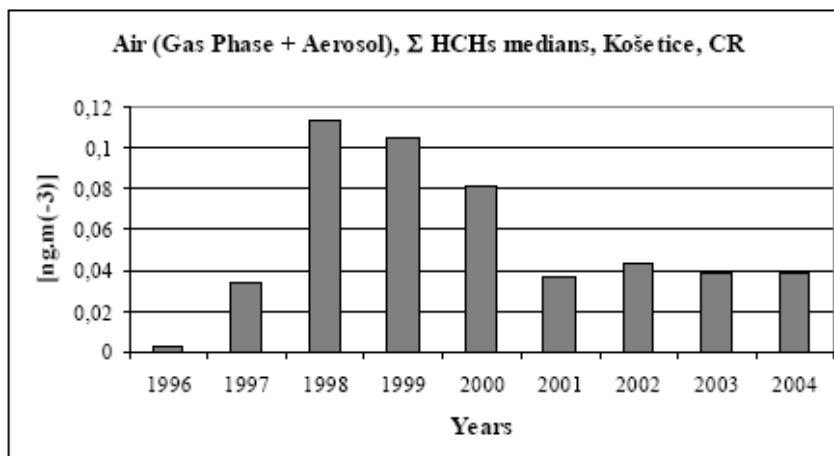
Zdroj: Holoubek, 2006

## Příloha 3: Výskyt POPs ve volném ovzduší



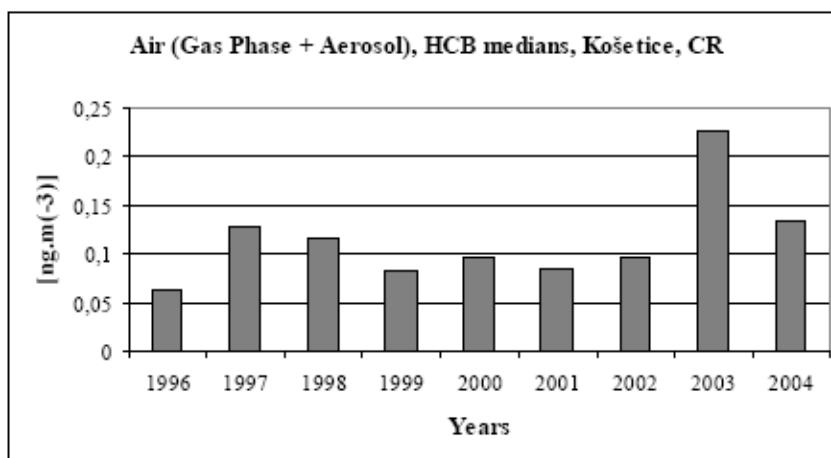
Zdroj: Holoubek, 2006

#### Příloha 4: Výskyt HCHs ve volném ovzduší



Zdroj: Holoubek, 2006

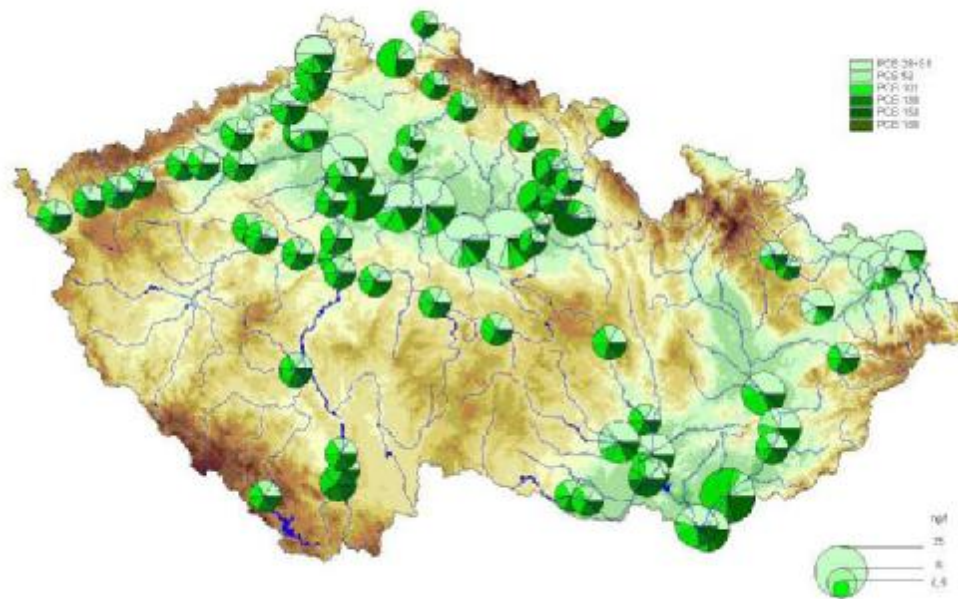
#### Příloha 5: Výskyt HCB ve volném ovzduší



Zdroj: Holoubek, 2006

## Příloha 6: Výskyt PCB v hydrosféře v roce 2001

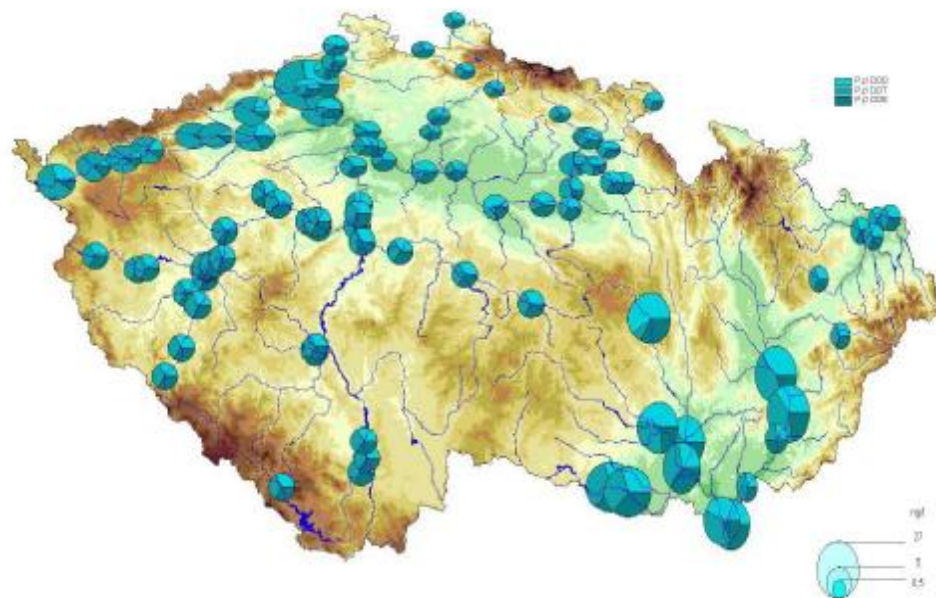
Absolutní zastoupení průměrných ročních koncentrací PCB ve vodě s jejich poměrným zastoupením v roce 2001



Zdroj: Holoubek, 2006

## Příloha 7: Výskyt DDT v hydrosféře v roce 2001

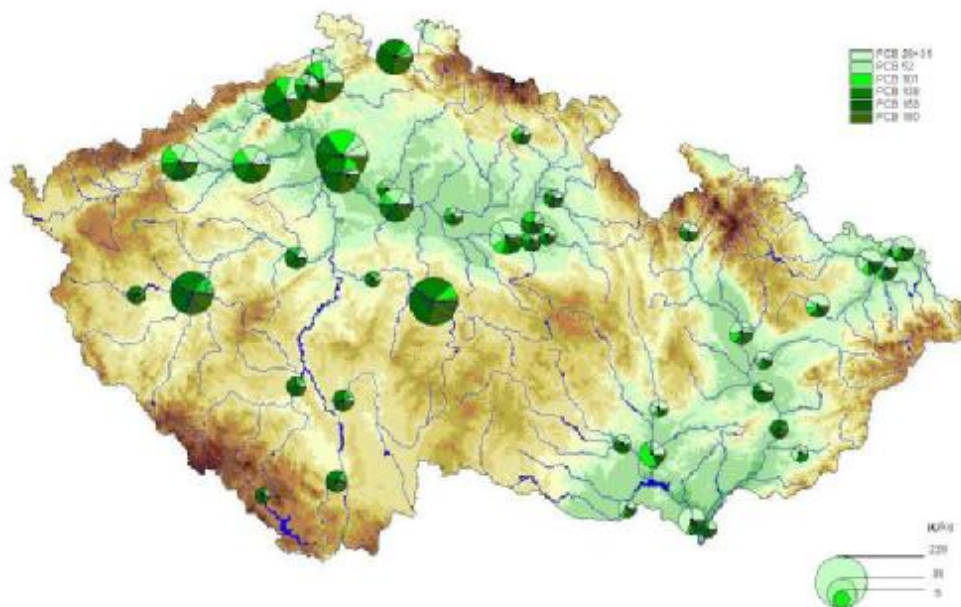
Absolutní zastoupení koncentrací pesticidů DDT ve vodě s jejich poměrným zastoupením v roce 2001



Zdroj: Holoubek, 2006

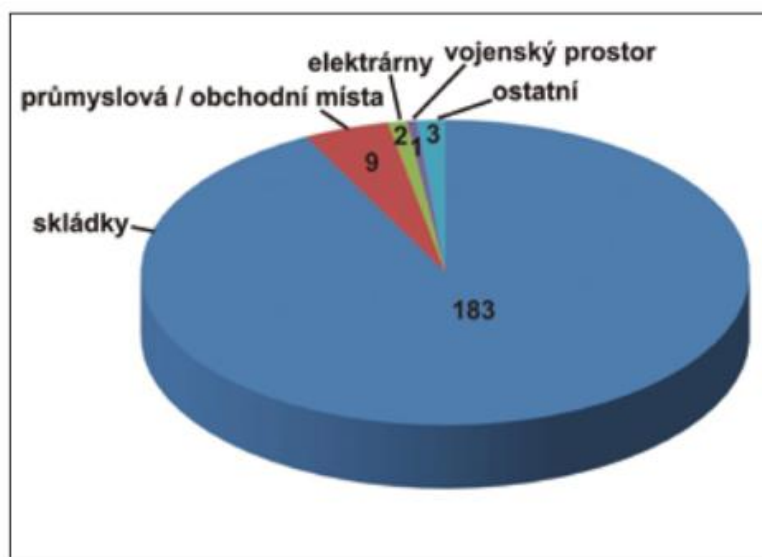
## Příloha 8: Výskyt PCB v sedimentech v roce 2001

Absolutní zastoupení průměrných ročních koncentrací PCB v sedimentech s jejich poměrným zastoupením v roce 2001



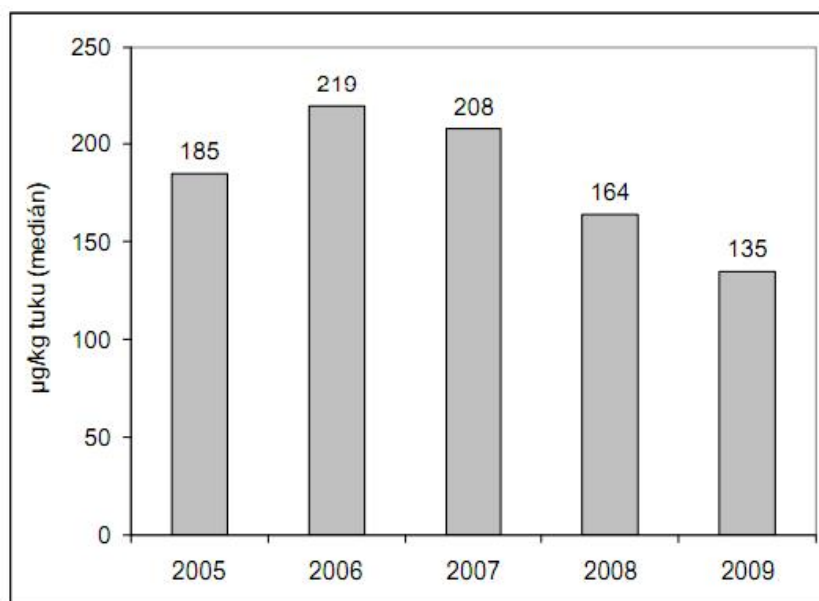
Zdroj: Holoubek, 2006

## Příloha 9: Typy lokalit SEKM v testovacím území C při NIKM



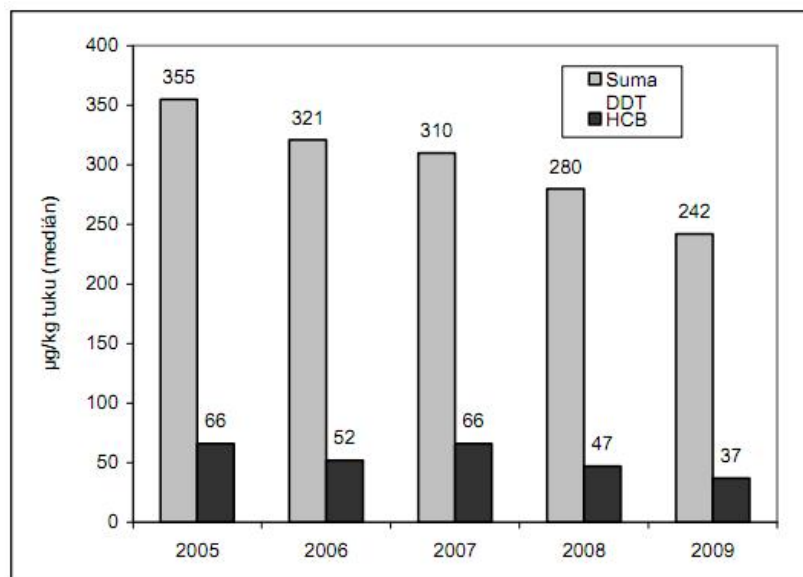
Zdroj: Ekomonitor, 2010/2

### Příloha 10: Koncentrace PCB v mateřském mléce



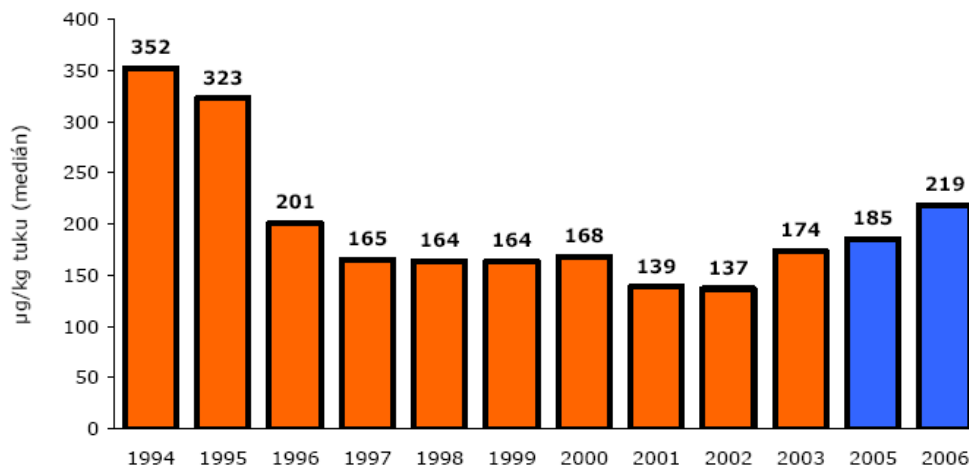
Zdroj: SZÚ, 2010

### Příloha 11: Koncentrace DDT a HCB v mateřském mléce - porovnání



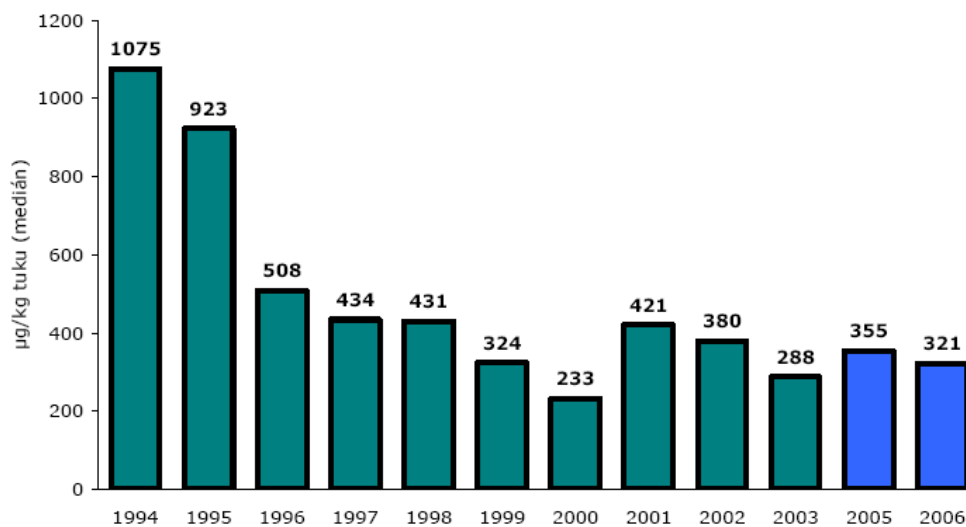
Zdroj: SZÚ, 2010

### Příloha 12: Polychlorované bifenily v mateřském mléku



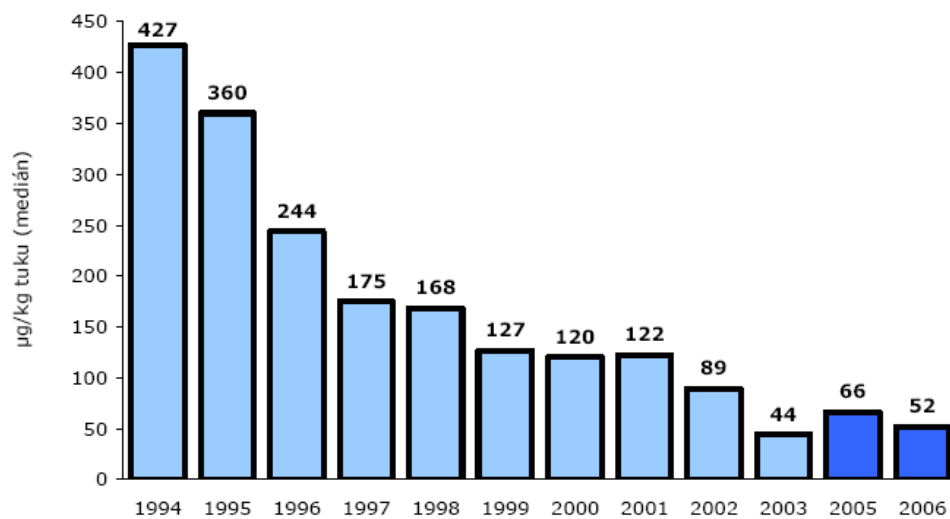
Zdroj: [www.szu.cz](http://www.szu.cz)

### Příloha 13: Chlorované pesticidy v mateřském mléku – suma DDT



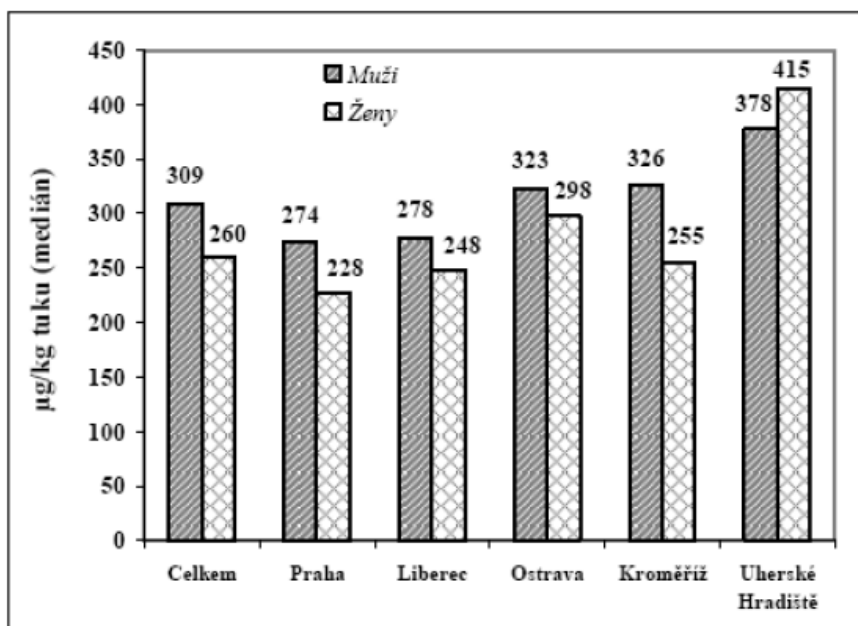
Zdroj: [www.szu.cz](http://www.szu.cz)

**Příloha 14: Chlorované pesticidy v mateřském mléku – hexachlorbenzen**



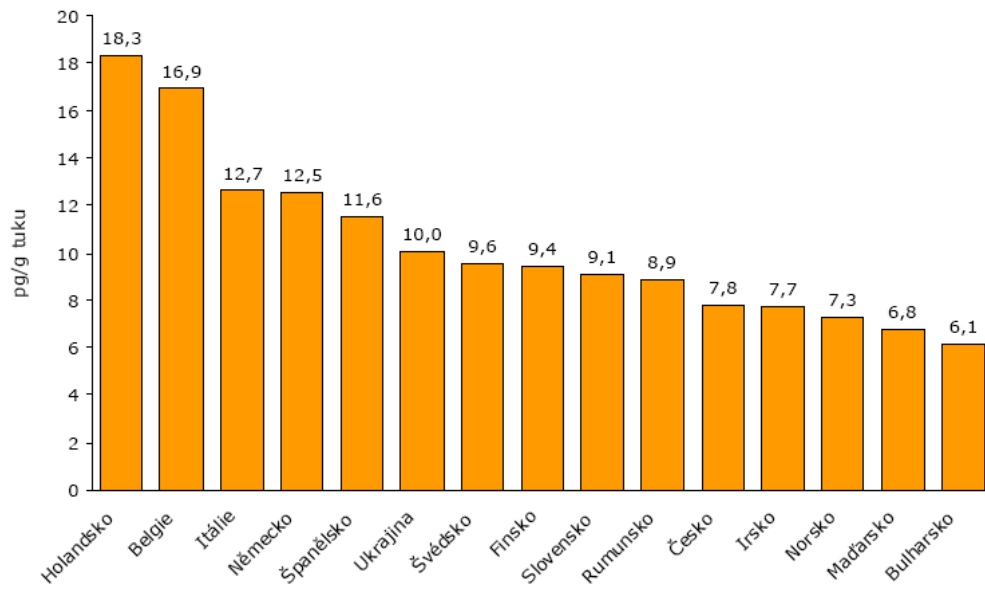
Zdroj: [www.szu.cz](http://www.szu.cz)

**Příloha 15: Koncentrace PCB v séru dospělých (dle pohlaví a lokality), 2007**



Zdroj: Národní inventura 2007

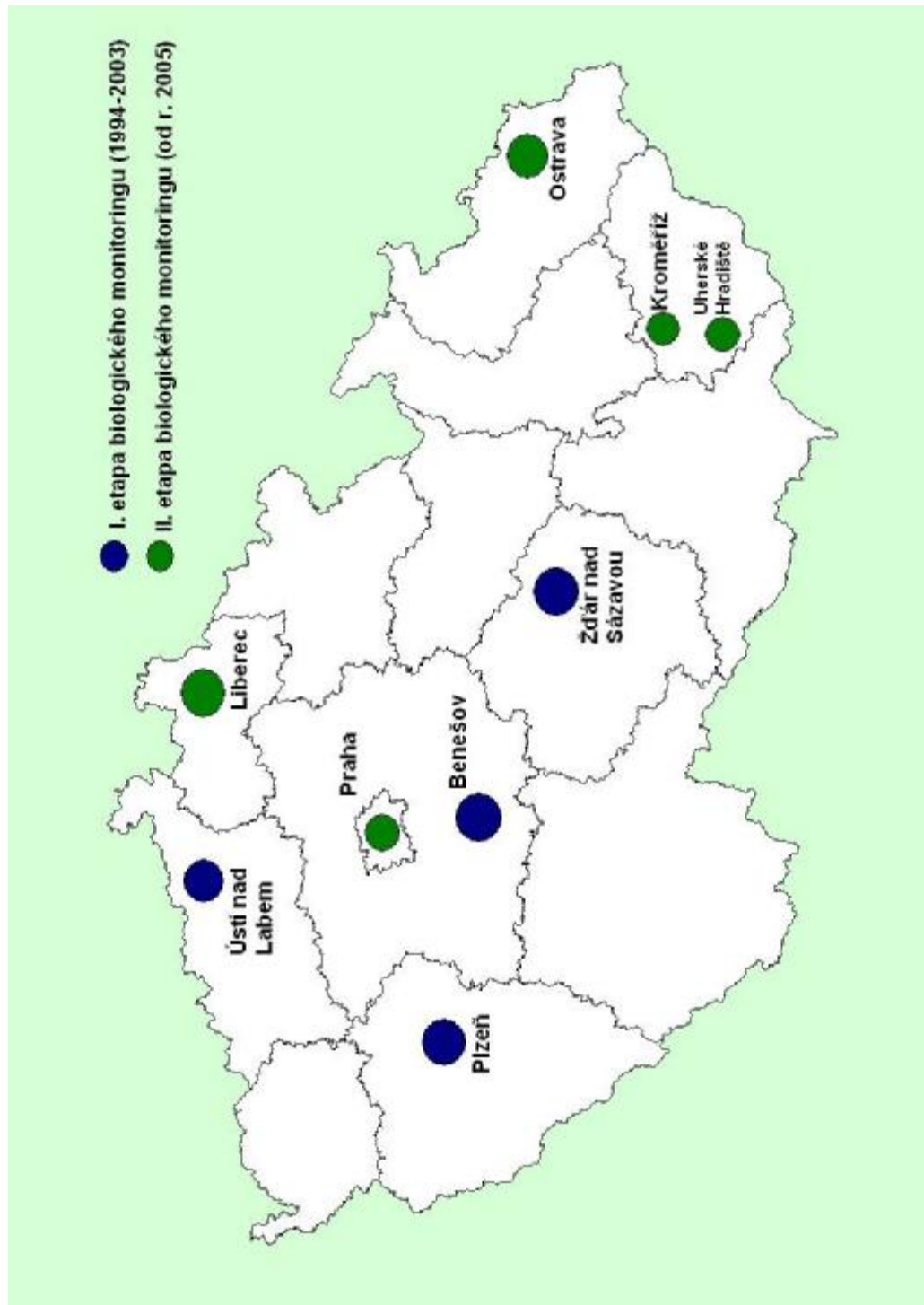
**Příloha 16: Toxický ekvivalent (WHO-TEQ) látek PCDD a PCDF v mateřském mléku zjištěný ve vybraných zemích Evropy v letech 2005 – 2006**



Zdroj: [www.szu.cz](http://www.szu.cz)

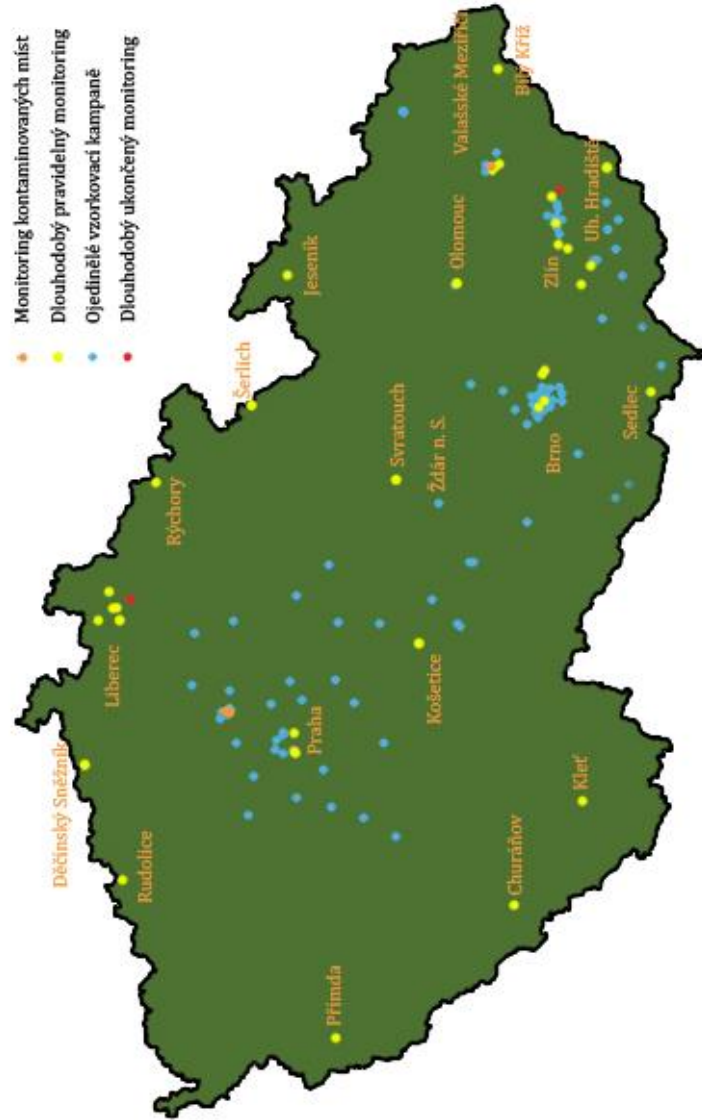


Příloha 17: Oblasti biologického monitoringu SZÚ v ČR od r. 1994



Zdroj: [www.szu.cz](http://www.szu.cz)

## Příloha 18: Mapa monitorovacích stanic MONET CZ



Zdroj: [www.genasis.cz](http://www.genasis.cz)