

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ  
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**BRNO 2017**

**TEREZA PICKOVÁ**

**Mendelova univerzita v Brně**  
**Agromická fakulta**  
**Ústav technologie potravin**

---



**Zatížení půd České republiky estery kyseliny ftalové**

Diplomová práce

*Vedoucí práce:*  
prof. Ing. Alžbeta Jarošová, Ph.D.

*Vypracovala:*  
Tereza Picková

---

Brno 2017

## ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem práci: Zatížení půd České republiky estery kyseliny ftalové vypracovala samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom/a, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:.....

.....  
podpis

## **PODĚKOVÁNÍ**

Na tomto místě bych ráda poděkovala prof. Ing. Alžbetě Jarošové, Ph.D. za cenné rady a za čas věnovaný odbornému vedení této diplomové práce. Dále bych poděkovala Ing. Radce Daňkové, Ph.D. za ochotu a trpělivost při vypracovávání praktické části. Také děkuji svým nejbližším, kteří mi byli při psaní velkou oporou.

## **ABSTRAKT**

Diplomová práce na téma „Zatížení půd České republiky estery kyseliny ftalové“ se zabývá problematikou znečištění půdy dibutyl ftalátem (DBP) a di (2-ethylhexyl) ftalátem (DEHP). Tato práce je součástí každoročního monitoringu prováděného Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským v Brně. Sledování obsahu kontaminantů probíhalo ve dvanácti krajích na území České republiky. Vzorky byly odebírány z různých kultur zemědělské půdy, a to z orné půdy, trvalého travního porostu a chmelnice. Před vlastním stanovením esterů byly vzorky extrahovány směsí acetonu s hexanem v poměru 1:1 pomocí ultrazvuku. Analyzovány byly pomocí vysokoúčinné kapalinové chromatografie s UV detekcí. Naměřené koncentrace za rok 2016 se pohybovaly u DBP od 0,07 do 0,21 mg.kg<sup>-1</sup> suš., u DEHP od 0,19 do 1,08 mg.kg<sup>-1</sup> suš., celkem DBP a DEHP od 0,13 do 0,65 mg.kg<sup>-1</sup>.

**Klíčová slova:** půda, dibutyl ftalát (DBP), di (2-ethylhexyl) ftalát (DEHP), vysokoúčinná kapalinová chromatografie (HPLC)

## **ABSTRACT**

The thesis on the topic "Soil pollution by phthalic acid esters in Czech Republic" solves the problem of soil pollution by dibutyl phthalate (DBP) and di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). This thesis joined the annual monitoring conducted by Central Control and Testing Institute of Agriculture. The monitoring of contaminants was carried in twelve regions of the Czech Republic. The samples do represent different types of culture farmland. They were formed by arable land, permanent grassland and hop-garden. Before the analysis, the samples were extracted with acetone-hexane mixture with 1:1 ratio, and ultrasound. Samples were analyzed by liquid chromatography with UV detection. The measured concentrations for the year 2016 ranged in DBP from 0.07 to 0.21 mg.kg<sup>-1</sup> dry weight, at DEHP from 0.19 to 1.08 mg.kg<sup>-1</sup> dry weight, esters together from 0.13 to 0.65 mg.kg<sup>-1</sup>.

**Key words:** soil, dibutyl phthalate (DBP), di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), high performance liquid chromatography (HPLC)

## Obsah

1 ÚVOD.....	7
2 CÍL PRÁCE .....	9
3 LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	10
3.1 Estery kyseliny ftalové .....	10
3.2 Chemická struktura.....	11
3.3 Fyzikální a chemické vlastnosti ftalátů .....	12
3.4 Rozdělení ftalátů podle délky postranního řetězce.....	13
3.5 Nejpoužívanější ftaláty .....	14
3.5.1 Dibutyl ftalát.....	14
3.5.1.1 Charakteristika .....	14
3.5.1.2 Použití .....	14
3.5.1.3 Dispozice .....	15
3.5.2 Di (2-ethylhexyl) ftalát .....	15
3.5.2.1 Charakteristika .....	15
3.5.2.2 Použití .....	16
3.5.2.3 Likvidace .....	16
3.6 Ftaláty v životním prostředí.....	17
3.6.1 Voda .....	17
3.6.2 Půda .....	18
3.6.3 Vzduch.....	18
3.6.4 Potraviny.....	20
3.7 Metabolismus ftalátů .....	21
3.7.1 Poločas rozpadu v lidském těle .....	22
3.8 Biologická rozložitelnost ftalátů.....	22
3.8.1 Biodegradační dráhy.....	23
3.8.2 Degradace čistou kulturou .....	23
3.8.3 Degradace smíšenými kulturami .....	24
3.9 Biodegradace v životním prostředí.....	24
3.9.1 Degradace v čistírně odpadních vod.....	24
3.9.2 Degradace v sladkovodním prostředí a sedimentu .....	24
3.9.3 Degradace v půdě .....	25
3.10 Posouzení rizika po vystavení ftalátům.....	26

3.10.1 Dopad na zdraví kojenců .....	26
3.10.2 Dopad na zdraví žen .....	28
3.10.3 Dopady na zdraví mužů.....	29
3.11 Legislativa .....	30
3.11.1 Plasty .....	30
3.11.2 Legislativa zaměřující se na ochranu lidského zdraví.....	30
3.11.3 Legislativa zaměřující se na ochranu životního prostředí .....	32
4 MATERIÁL A METODIKA.....	34
4.1 Materiál.....	34
4.2 Odběr vzorků .....	37
4.3 Chemikálie a přístroje.....	37
4.4 Metoda .....	38
4.4.2 Příprava vzorků .....	38
4.4.2 HPLC analýza.....	38
4.4.4 Vyhodnocení.....	39
5 VÝSLEDKY A DISKUZE .....	40
5.1 Monitorování esterů kyseliny ftalové za rok 2016 .....	40
6 ZÁVĚR.....	50
7 PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY .....	53
8 SEZNAM OBRÁZKŮ.....	69
9 SEZNAM TABULEK .....	69
10 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....	70

# 1 ÚVOD

Díky činnosti člověka dochází k znečištění životního prostředí a následně i ke kontaminaci produktů určených ke konzumaci lidí a zvířat. Znalost zatížení jednotlivých složek životního prostředí a hodnocení těchto rizik jsou důležité k přijetí preventivních opatření směřujících k omezení působení negativního účinku na lidský organismus. Mezi měřitelné indikátory lze zařadit monitoring cizorodých látek v životním prostředí. Ochrana potravního řetězce před nežádoucími vstupy začíná sledováním cizorodých látek v jednotlivých složkách zemědělského výrobního prostředí a v zemědělských komoditách. Primárně je důležité regulovat kontaminanty v životním prostředí tak, aby vyhovovaly platným hygienickým normám a jejich regulace byla z ekonomického hlediska únosná.

Půda je velmi důležitá a proměnná složka životního prostředí, je nutné její komplexní chápání. Spolu s atmosférou, hydrosférou a biosférou tvoří půda funkční ekosystém. Půda poskytuje základní životní předpoklady pro rostliny a živočichy, kteří v ní žijí. Poskytuje vhodné prostředí pro růst rostlin, čím se stává primárním prostředím pro produkci potravin.

Je velmi důležité znát obsahy cizorodých látek v půdě, které se mohou jejím prostřednictvím dostávat do potravního řetězce a ovlivňovat tak zdraví lidské populace. Hlavními cestami, jakými se dostávají kontaminanty do půdního prostředí, jsou atmosférická depozice a hnojení.

Atmosférickou depozici lze definovat jako přenos látek z atmosféry k zemskému povrchu, je vyjádřena jako hmotnost sledované látky na jednotku plochy za určitou časovou jednotku ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$  za rok). Jedná se o proces, kdy dochází k samočištění atmosféry, což má pozitivní důsledek pro atmosféru, ale negativní dopad na půdní prostředí. Atmosférická depozice se rozděluje na suchou a mokrou. Suchá depozice probíhá v důsledku jiných dějů (povětrnostních podmínek, prašnosti prostředí) než je vymývání. Mokrú depozice probíhá procesem vymývání příměsí z atmosféry, je tedy spojena se srážkami.

Hnojiva s největším obsahem esterů kyseliny ftalové jsou organická a statková hnojiva. Nejvíce kontaminovány jsou čistírenské kaly, které se aplikují na zemědělsky obdělávané půdy nebo se využívají ke kompostování a následně aplikaci na zemědělsky obdělávané půdy. Díky této formě hnojení je velmi snadné pro estery kyseliny ftalové,



aby se dostaly do životního prostředí. V České republice není zavedeno legislativní opatření, které by ukládalo kontrolu čistírenských kalů z hlediska obsahu ftalátů.

Monitoring výskytu a množství kontaminace esterů kyseliny ftalové je v zemědělských půdách velice významný.

## 2 CÍL PRÁCE

Cílem diplomové práce bylo podílet se na dlouhodobém monitoringu esterů kyseliny ftalové. Výzkum se týkal dibutyl ftalátu a di (2-ethylhexyl) ftalátů na území České republiky ve 12 krajích.

V úvodní části bylo cílem vypracovat literární rešerši týkající se:

- esterů kyseliny ftalové,
- jejich metabolismu,
- degradace v životním prostředí,
- účinků na zdraví,
- a seznámit se současnou legislativou zabývající se ftaláty.

V praktické části bylo cílem:

- analyzovat vzorky zemědělské půdy,
- seznámit se s metodou HPLC,
- vyhodnotit výsledky.

## 3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

### 3.1 Estery kyseliny ftalové

Jedná se o chemické sloučeniny odvozené od 1,2-benzendikarboxylové kyseliny nebo -li kyseliny ftalové. Obecně se zařazují mezi cizorodé látky organické povahy, jejichž výskyt v životním prostředí není přirozený. Přítomnost v potravinách nebo jejich zvýšený obsah v jednotlivých částech prostředí se může projevat škodlivě až toxicky pro organismy (Černá a Hrabětová, 1997).

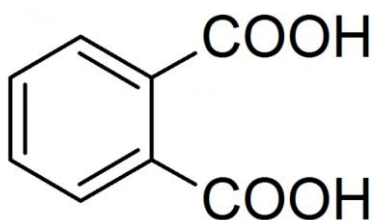
Ftaláty jsou průmyslové chemické látky, které se přidávají do plastických hmot za účelem zvýšení plasticity a vyšší odolnosti. Jsou dále používány jako stabilizátory a solubilizační činidla v dalších produktech (ATSDR, 2001, 2002). Solubilizace je pochod, kdy dochází k včleňování jiné látky do micely povrchově aktivní látky (Franc et al., 2011). Existuje mnoho výrobků, které tyto chemikálie obsahují: detergenty, mazací oleje, zdravotnické potřeby, léčiva, plastové pláštěnky, rozpouštědla, vinylové obklady a podlahy, prostředky pro osobní péči (kosmetika): mýdlo, suchý šampon, pleťové vody, sprej na vlasy, lak na nehty, deodoranty a další předměty každodenního použití (ATSDR, 2001, 2002).

Mezi ftaláty s negativním dopadem na zdraví řadíme šest sloučenin: di (2-ethylhexyl) ftalát (DEHP), dibutyl ftalát (DBP), benzylbutyl ftalát (BBP), diisononyl ftalát (DINP), diisodecyl ftalát (DIDP) a di (n-oktyl) ftalát (DNOP). Účinky se u jednotlivých sloučenin liší (Petrлік a Válek, 2017). Prostřednictvím vzduchu se ftaláty šíří životním prostředím a kontaminují složky potravního řetězce (Mašková a Petrлік, 2004). Za hlavní expoziční cestu pro estery kyseliny ftalové v populaci jsou považovány potraviny. Další cesty, kterými se cizorodé látky mohou dostávat do organismu, jsou vdechování a kontakt s kůží (Clark et al., 2003). Mladé organismy jsou vůči vystavení mnohem citlivější než organismy dopělé. Mateřské mléko může být zdrojem expozice ftalátů pro kojence (Calafat et al., 2004; Mortensen et al., 2005). Další možností expozice je intravenózními nebo parenterálními způsoby léčby pacientů podstupující lékařské postupy, při nichž se používají zařízení nebo materiály obsahující ftaláty (Liss et al., 1985; Nielsen et al., 1985; Pan et al., 2006). Jako příklad lze uvést pacienty při dialýze, kde se krev vede přes soustavu hadiček vyrobených z polyvinylchloridu (PVC) (Mašková a Petrлік, 2004).

Od roku 1999 je omezováno používání změkčovadel v dětských hračkách v důsledku jejich nepříznivého vlivu na zdraví, dále je omezené používání u předmětů používaných k péči o děti a při výrobě předmětů pro děti do tří let. Omezení platí i u materiálů přicházejících do styku s vodou a potravinami (Petrлік a Válek, 2017).

### 3.2 Chemická struktura

Estery kyseliny ftalové, dále také nazývané jako ftaláty nebo estery 1,2-benzendikarboxylové kyseliny (Obr. 1) jsou skupinou chemikálií tvořených aromatickým kruhem, s dvěma připojenými alkylovými skupinami (ATSDR, 2008). Alifatické postranní řetězce jsou ve většině případů shodné. Některé estery mají ve své molekule dvě rozdílné alkylové skupiny (Velíšek, 2002). Molekulu ftalátu představuje strukturální vzorec  $C_8H_6O_4$  s průměrnou hmotností  $164,116 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$  (Černá et al., 2013).



Obr. 1 Struktura kyseliny ftalové, (zdroj: <http://www.prepchem.com>)

### 3.3 Fyzikální a chemické vlastnosti ftalátů

Ve většině případů estery kyseliny ftalové (PAE) představují čiré, bezbarvé, olejovité kapaliny s vysokým bodem varu. Estery s delšími postranními řetězci jsou lipofilní, proto jsou málo rozpustné ve vodě. S rostoucí relativní hmotností klesá rozpustnost ftalátů ve vodě. Při pokojových teplotách jsou ftaláty s počtem uhlíků vyšší jak 6 stálé, u nižších je pravděpodobnost odpařování do prostředí. Karboxylová skupina určuje chemické vlastnosti. Hlavní reakcí, které podléhají, je hydrolyza katalyzovaná kyselinami a zásadami (Velíšek, 2002).

Tab. 1 Fyzikálně - chemické vlastnosti ftalátů (Laudet-Hesber a Saillenfait, 2005)

Látka	DBP	BBP	DNOP	DINP	DIDP	DEHP
Vzhled	bezbarvá olejnatá kapalina	bezbarvá viskózní kapalina	nažloutlá olejovitá kapalina	bezbarvá viskózní olejovitá kapalina	bezbarvá olejovitá kapalina	bezbarvá olejovitá kapalina
Mm*	278,34	312,36	390,56	418,62	446,68	390,56
Bt*	- 35	- 40	- 25	- 48	- 48	- 47
Bv*	340	370	390	370	370	386
Tp*	$3,6 \times 10^{-3}$	$8 \times 10^{-5}$ (25 °C)	$1,3 \times 10^{-5}$ (25 °C)	$6 \times 10^{-5}$ (20 °C)	$5,1 \times 10^{-5}$ (25 °C)	$1,3 \times 10^{-5}$ (25 °C)
$\rho^*$	1,04	1,12	0,98	0,97	0,97	0,99
Rv*	nízká $11,2 \text{ mg.l}^{-1}$	nízká $2,7 \text{ mg.l}^{-1}$	prakticky nerozp. $0,5 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$	nerozp. $< 1 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$	nerozp. $< 1 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$	prakticky nerozp. $3 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$
pK <sub>ow</sub> *	4,45	4,59	8,06	9	10	7,50

\*Mm – molekulární hmotnost (uvedeno v  $\text{g.mol}^{-1}$ )

\*Bt – bod tání (uvedeno v °C)

\*Bv – bod varu (uvedeno v °C)

\*Tp – tenze par

\* $\rho$  – hustota (uvedeno v  $\text{g.cm}^{-3}$ )

\*Rv – rozpustnost ve vodě

\*pK<sub>ow</sub> – rozdělovací koeficient n-oktanol/voda

Rozdělovací koeficient n-oktanol/voda je definován jako poměr koncentrace chemické látky rozpuštěné v oktanolu ku koncentraci rozpuštěné chemické látky ve vodě. Hodnoty K<sub>ow</sub> jsou bezrozměrné, obvykle vyjádřené ve formě logaritmu. Koeficient je indikátorem osudu chemické látky v životním prostředí. Dává obecnou představu o tom, jak bude chemická látka v prostředí distribuována. Logaritmus K<sub>ow</sub> se zvyšuje s rostoucí délkou alkylového řetězce, s větší molekulovou hmotností se ester stává hydrofobnější a snižuje se jeho rozpustnost ve vodě. Vysoké hodnoty K<sub>ow</sub> ukazují, že tyto látky jsou silně hydrofobní a velmi snadno se adsorbují na povrch organické hmoty (Staples, 2003).

### **3.4 Rozdělení ftalátů podle délky postranního řetězce**

Při reakci kyseliny ftalové s alkoholy vznikají esterové vazby na obou koncích karboxylových skupin. Postranní řetězce mohou dosahovat délky v rozmezí od jednoho do třinácti uhlíků.

Ftaláty dělíme podle délky postranního řetězce - s krátkým řetězcem, středně dlouhým řetězcem a s dlouhým řetězcem. Estery s krátkým řetězcem, jejichž počet uhlíků je menší než tři, jsou ve vodě lépe rozpustné (hydrofilnější) a představují větší riziko toxicity. Do této skupiny se řadí dimethyl a diethyl ftalát, které se používají jako rozpouštědlo pro polymery na bázi celulozy. Ftaláty se středně dlouhým řetězcem představují velké riziko pro savce vzhledem k negativním účinkům na reprodukci. Jsou využívány jako rozpouštědla a změkčovadla při výrobě polyvinylchloridu. Ftaláty s dlouhým postranním řetězcem jsou málo rozpustné ve vodě, mají vysoký bod varu a málo se odpařují. Mají minimální negativní dopad na lidské zdraví. Používají se běžně jako změkčovadla plastů (Vyskočilová, 2008).

## 3.5 Nejpoužívanější ftaláty

### 3.5.1 Dibutyl ftalát

#### 3.5.1.1 Charakteristika

DBP je bezbarvá nebo slabě nažloutlá kapalina bez zápachu, která se normálně v přírodě nevyskytuje. Jedná se o chemickou látku přidávanou do tvrdých plastů za účelem změkčení. Nejvíce se používá do polyvinylových plastů a nitrocelulózových laků. Tyto plasty se používají pro výrobu řady produktů: barvy, lepidla, koberce, sprej na vlasy, lak na nehty a jsou součástí raketového paliva. V roce 1994 bylo vyrobeno více než 7,8 milionů kg dibutyl ftalátu (ATSDR, 2001).

DBP se řadí do skupiny látek nazývaných jako ftaláty. V roce 1980 byla zaznamenána jeho vysoká produkce v celosvětovém objemu 2 miliony tun za rok (Thuren a Larsson, 1990). Jeho výroba probíhá pomocí reakce, kdy esterifikuje kyselina ftalová s n-butyl alkoholem za přítomnosti katalyzátoru, kterým je kyselina sírová nebo p-toluensulfonová (Bisesi, 1994; Cadogan a Howick, 1996; EPA, 1981). Reakce obvykle probíhá při 150 °C za současného míchání (EPA, 1981). Voda, která vzniká při procesu, se použije pro další operace nebo je přečištěna a vypuštěna do odpadních vod. Vzniklá sloučenina se čistí vakuovou destilací nebo za pomoci aktivního uhlí. Většina esterů se vyrábí v Evropě, Spojených státech nebo Asii (Cadogan a Howick, 1996).

#### 3.5.1.2 Použití

Mezi jedno z nejdůležitějších využití DBP patří jako změkčovadlo (Cadogan a Howick, 1992, 1996). Změkčovadla jsou sloučeniny, které se přidávají do jiných látek, aby byly měkčí a pružnější – plastičtější (Cadogan a Howick, 1996). Dibutyl ftalát se používá především jako změkčovadlo v polyvinylových emulzních lepidlech, elastomerech, a výbušninách, rozpouštědlo pro barviva rozpustná v oleji, éterických olejích a pryskyřicích. DBP je součástí bezpečnostních skel, tiskárenských inkoustů, adheziv, insekticidů, peroxidů organických látek, činidel zabraňující pění, jako rozpouštědlo pro nitrocelulózové laky (Brabcová a Válek, 2017).

Při vysokých teplotách se ester snadno uvolňuje do prostředí, naopak při nízkých teplotách je stálý a má vhodné plastifikační vlastnosti. Díky těmto skutečnostem je nevhodné, aby byl DBP používán k výrobě produktů, které jsou určeny k zahřevu.

V roce 1970 a 1980 došlo k omezení používání esterů při výrobě polyvinylchloridových plastů a v současné době se používá jen velmi omezeně (Cadogan a Howick, 1996).

### **3.5.1.3 Dispozice**

Při výrobě změkčovadel může dojít k vzniku aerosolů obsahujících dibutyl ftalát o koncentraci až  $500 \text{ mg.m}^{-3}$ , proto mnoho společností začalo používat zařízení ke snížení koncentrací aerosolů až na nulovou hodnotu.

Po skončení výroby esteru se prostory určené k přepravě a skladování vymyjí, kdy promývací voda prochází řadou saponátů, aby se odstranily zbytky kontaminantů, které se následně spalují. Některé výrobky obsahující estery díky procesu změkčování, například podlahové krytiny, mohou uvolňovat změkčovadlo při čištění a udržovacích postupech do mýdlové vody. Odpadní voda po vylití do kanalizace proudí do čistíren odpadních vod, kde se přečistí a dostává zpět do životního prostředí.

DBP se dostává do prostředí pomocí výrobků běžného použití, kdy se po opotřebenosti svezou na skládky komunálního odpadu, kde přechází do půdy (Cadogan a Howick, 1996).

## **3.5.2 Di (2-ethylhexyl) ftalát**

### **3.5.2.1 Charakteristika**

Obchodní názvy pro sloučeninu DEHP, pod kterými se uvádí do oběhu, jsou Platinol, Silico 150, Eviplast 80 a Bisoflex 81. Tyto názvy představují bezbarvou kapalinu bez zápachu, která se nesnadno odpařuje do ovzduší i v blízkosti zdrojů výroby. Snadno se rozpouští v materiálech jako je benzín, odstraňovače nátěrů a v oleji lépe než ve vodě.

DEHP je přítomný v řadě materiálů obsahujících plasty, zvláště ve vinylových materiálech, které mohou obsahovat až 40 % DEHP, ale je běžně přítomný i v nižších koncentracích. Zdrojem mohou být opět materiály každodenního použití, jako jsou obklady, sprchové závěsy, zahradní hadice, čalounění nábytku, hračky, boty, čalouněné komponenty v automobilech, plastové obaly kabelů, balící folie a plechy, lékařské pomůcky (ATSDR, 2002).

DEHP je členem skupiny složek označovaných jako estery kyseliny ftalové, vyrábí reakcí anhydridu kyseliny ftalové s 2-ethylhexyl alkoholem za přítomnosti kyselého katalyzátoru (NTP, 1989).



### 3.5.2.2 Použití

V 95 % objemu produkce DEHP se používá k výrobě flexibilních polyvinylových produktů jako plastifikátor. Polyvinylchlorid je po přidání plastifikátorů flexibilnější a je tedy použitelný pro mnoho výrobků. Jako možné a velice nevhodné je použití pro výrobu lékařských pomůcek – ohebné hadičky pro podávání parenterálních roztoků a hadičky používané při dialýze (NTP, 1989).

DEHP se používá jako rozpouštědlo pro permanentní inkoust, jako inertní složka v prostředí na ochranu rostlin, v kosmetickém průmyslu, při těžbě ropy, jako dielektrická součást v kondenzátorech, pro použití v systému filtrace vzduchu (HSDB, 1990; NTP, 1989). V roce 1989 v důsledku obav nepříznivého účinku na lidské zdraví, došlo k omezení nebo k úplnému zákazu používání esterů kyseliny ftalové ve výrobcích. Došlo k zákazu používání DEHP v chrástítkách a „kousátkách“ pro děti.

DEHP se nesmí používat pro výrobu plastických obalů přicházejících do styku s potravinami. Kromě toho, bylo doporučeno, aby se ve výrobcích např. automobilovém průmyslu, přešlo k používání lineárních ftalátů z důvodu jejich vynikající odolnosti a nízké toxicitě (Brabcová a Válek, 2017).

### 3.5.2.3 Likvidace

V Americe je upravována likvidace ftalátů, jak uvedla Agentura pro toxické látky a registr nemocí ATSDR v roce 2002, zákonem. Způsob odstraňování DEHP je regulován v rámci zachování zdrojů. Předpisy stanovené zákonem se řídí zpracováním, skladováním a likvidací odpadů obsahujících DEHP.

Plastové odpady jsou likvidovány nejčastěji spálením nebo formou skládek. Při spalování se používají vysoké teploty, kdy je odstranění DEHP téměř kompletní. Nicméně v případě nekontrolovaného spalování při nízkých teplotách dochází k unikání ftalátu do ovzduší. Při likvidaci formou skládek, dochází k nebezpečnému přechodu do půdy a podzemních vod. Proto se přiklání k formě spalování (Copper a Dong, 2017).

## 3.6 Ftaláty v životním prostředí

Estery kyseliny ftalové jsou všude přítomné v životním prostředí, jsou používány v mnoha průmyslových odvětvích, tudíž je velmi obtížné je oddělit od okolí, ve kterém žijeme. Sloučeniny jsou přítomné v každé domácnosti, snadno se dostávají do životního prostředí migrací, vylouhovaním při skladování produktů (Przybyłyńska a Wyszowski, 2016). Snadné uvolňování je možné vzhledem k jejich slabé kovalentní vazbě s polymery (Laudet-Hesbert a Saillenfait, 2005). Díky tomu se vyskytují v širokém spektru složek v životním prostředí, jako jsou rostliny, ovzduší, půda, voda, odpadní kalů, odpady ukládané na skládky (Przybyłyńska a Wyszowski, 2016).

### 3.6.1 Voda

Rozpustnost ftalátů je indukována relativní molekulovou hmotností – s rostoucí hmotností se rozpustnost snižuje. Ve vodním prostředí se vyskytují především v sedimentu, na který se vážou. Kontaminace povrchových a spodních vod je způsobená přímo prostřednictvím pevných odpadů a odpadních vod, nebo nepřímo srážkami. Velikost znečištění je ovlivněna lokalitou a přítomností blízké výrobní a průmyslové činnosti. Hladiny zde mohou dosahovat až tisíc  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . V sedimentu může dosáhnout v řádu stovek  $\text{mg.kg}^{-1}$  (Velíšek, 2002).

Clara et al. (2010) zaznamenali vysoký obsah PAEs v odpadních vodách, které se přečišťují v čistírnách odpadních vod a také v přečištěných vodách opouštějící čistící zařízení. Ve vodách přicházejících k čištění byl stanoven obsah DEHP v rozmezí koncentrací 3,4 – 34  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , diethyl ftalát (DEP) 0,77 - 9,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , BBP 0,31 - 3,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . V podstatně nižším obsahu byly estery detekovány v přečištěných vodách v důsledku nedokonalého odstranění. Analyzované látky (estery kyseliny ftalové) se stávají součástí kalů, kam migrují z vod (Clara et al., 2010).

Dalším zdrojem ftalátů jsou průsakové vody v blízkosti skládek. Čím je skládka starší, tím je menší množství výluhu. To naznačuje, že jsou ftaláty postupně uvolňovány a degradovány (Jonsson et al., 2003; Kalmykova et al., 2013). Nicméně, DEHP byl nalezen i ve starších skládkách (Kalmykova et al., 2013).

Ve Švédsku byl prováděn výzkum, jehož cílem bylo zjistit obsah ftalátů ve vodě stékající ze silnice. DEHP byl nalezen v každém měřeném vzorku v koncentraci 0,45 - 24  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Vody stékající ze silnice vnikají do povrchových vod. Přítomnost ftalátů byla

dále zjištěna v dešťové vodě v odtocích měst. Obsah DEHP byl stanoven na 0,45 až 24  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , DINP < 1,0  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , DIDP < 1,0 - 17  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  a DNOP < 0,10 - 0,16  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Clara et al., 2010).

### 3.6.2 Půda

Odpadní voda obsahuje hydrofobní pevné částice nazývané souhrnně jako kal. Fyzicky jsou odstraňovány před každou další úpravou. Ftaláty s nízkou rozpustností ve vodě mají tendenci absorbovat se do kalu (Api, 2001). Kontaminované kaly jsou používány ke hnojení zemědělských pozemků, tudíž se stávají součástí půdy (Vikelsøe et al., 2002). Půda může být dále znečištěna důsledkem úniku pohonných hmot ze zemědělské techniky, ale především díky suchým a mokřým depozicím z atmosféry, ale nejčastěji z organických hnojiv. Spolu s živinami je z půdy čerpají prostřednictvím kořenových systémů rostliny pěstované na polích. Analýza zemědělských plodin odhalila přítomnost cizorodých látek v každém rostlinném organismu počínaje kořeny, stonky až po plody a semena (Zorníková et al., 2011).

V půdě mají PAEs tendenci se sorbovat a akumulovat se na organickou hmotu. Stupeň absorpce se zvyšuje s rostoucí relativní molekulovou hmotností a klesající rozpustností ve vodě. DEHP je silně sorbován a tudíž není schopný se přemísťovat, na rozdíl od něj je DEP velmi pohyblivý. Velmi silná sorpce nastává u vyšších esterů jako je BBP. U dimethyl ftalátu (DMP) dochází k vyluhování do spodních vod a stejně jako DEP se může ze suchých půd částečně dostávat těkáním. Jiné ftaláty mechanismu těkání nepodléhají (Velíšek, 2002).

### 3.6.3 Vzduch

V ovzduší se mohou nacházet estery s nízkou relativní molekulovou hmotností ve formě par, aerosolu a vázané na prachové částice. Díky nízké tenzi par je uvolňování ftalátů do atmosféry zanedbatelné. Významu nabývá pouze v okolí podniků vyrábějících plasty nebo v uzavřených prostorech, kde se ftaláty vyskytují např. místnost s novými podlahovými krytinami, automobily (Velíšek, 2002). Neustálá přítomnost esterů kyseliny ftalové v odpadních vodách vede k chronickému znečištění atmosféry, také k tomuto problému přispívají emise generované v oblastech měst, průmyslových činností a spalování odpadu (Salapasidou et al., 2011).

Do ovzduší se PAEs z odpadních vod dostávají prostřednictvím provzdušňování v procesu čištění odpadních vod. Vzniklý aerosol vody a malých kapiček chemických látek se vypařují po promísení se vzduchem do okolí (Berge et al., 2010).

Důležitým přenašečem ftalátů v okolním prostředí pomocí vzduchu je prach, díky němu mohou přejít do lidského organismu vdechnutím, nebo kontaktem s pokožkou (Wang et al., 2013). Největším zdrojem vstupů do životního prostředí je přímé vypouštění do atmosféry, kde jsou přenášeny dopadem částic, plynnými molekulami nebo pomocí srážek, přičemž množství je ovlivněné změnou počasí nebo je závislé na ročním období (Zeng et al., 2010).

DEHP, jehož použití v kosmetických přípravcích je v řadě evropských zemí omezeno, patří mezi ftaláty vyskytující se jako součást aerosolů emitovaných do ovzduší v oblasti čistíren odpadních vod. Bylo zjištěno, že je nerozšířenější ve vzduchu. Jako aerosol v plynné fázi se mohou PAEs hromadit ve vzduchu, spadem na zemský povrch nebo se dostávají zpět do vodního prostředí. Ftaláty, které jsou součástí atmosféry, snadno degradují, kdy průměrný čas degradace byl stanoven na 7 - 15 dnů (Paulsen, 2015).

Obecně platí, že se zvyšující se teplotou ovzduší se urychlují fotochemické reakce ftalátů s volnými radikály, což vede k tvorbě sekundárních organických sloučenin a k regulaci esterů kyseliny ftalové ve vzduchu (Xie et al., 2015). Ftaláty mají mírný dálkový atmosférický potenciál. Koncentrace DEHP, DEP, di (n-butyl) ftalátu (DNBP) byly přítomny v ovzduší po celý rok, pouze v letních obdobích se jevíly čtyřikrát nižší. Obsah se měnil se závislostí na teplotě (Teil et al., 2006). Ve studii prováděné v Moravskoslezském kraji, bylo zjišťováno množství znečištění ovzduší v topných sezonách a mimo topnou sezónu. Výsledky potvrdili větší obsah v zimním období, kdy je nárůst 5 - 10 x vyšší. Zvýšení je způsobeno spalováním plastů v lokálních vytápění, jakož i sníženou fotochemickou degradací. Koncentrace v Moravskoslezském kraji byly srovnatelné s koncentracemi naměřenými ve velkých městech, jako je např. Paříž (Růžicková et al., 2015).

### 3.6.4 Potraviny

Potraviny jsou hlavním zdrojem ftalátů pro člověka, proto je velmi důležité sledovat jejich hladiny v různých potravinách, které poskytují údaje pro hodnocení expozice člověka (Xu-Liang, 2010).

Ftaláty, jak již bylo uvedeno, jsou rozpustné v tucích. Běžně přechází do potravin s vyšším obsahem tuku (Sharman et al., 1994). Mohou migrovat do potravin z plastových obalů nebo z tiskařských barev používaných v obalech (Schettler, 2006). Dále mohou vstoupit do potravin během procesu zpracování surovin, často v důsledku použití PVC ve výrobním a potravinářských systémech (Tsumura et al., 2001a, 2001b). Řada studií týkající se obsahu ftalátů v potravinách ukazuje, že ftaláty ve větším množství pochází ze životního prostředí a kontaminace během zpracování surovin je zanedbatelná.

Byly zaznamenány vysoké koncentrace kontaminantů, zejména DEHP (Rudel et al. 2011). V Tchajwanu byla provedena studie zkoumající obsah ftalátů v nápojích určených pro sportovce. Výsledek prokázal vyšší obsah DEHP, který se do tekutiny uvolnil z plastové lahve (Yang et al., 2013). Ve studii, která se stala součástí biomonitoringu, docházelo ke sběru moči od osmi dospělých osob v délce jednoho týdne. Vzorky byly odebírány po konzumaci pokrmů balených v plastových obalech a kávy zakoupené na čerpacích stanicích. U 427 vzorků byly nalezeny vysoké hodnoty metabolitů DEHP (Lorber a Calafat, 2012). Studie z roku 1990 ukázala, že používání sběrných trubek z PVC v komerčních mlékárnách mělo za následek mléko kontaminované DEHP. Dále byla zjištěna vyšší úroveň ve smetaně (Castle et al., 1990). Výsledek výzkumu naznačuje, že DEHP se dostal do tukové složky mléka a smetany migrací z potrubí. V roce 2013 bylo testováno 72 vzorků potravin zakoupených v amerických supermarketech. Největší hladiny DEHP byly detekovány ve vepřovém mase, mléčných výrobcích, rostlinném oleji a obilninách. Vysoké obsahy kontaminantů byly zjištěny u panenského olivového oleje uchovávaného ve skleněné nádobě. Zde byl uveden zdroj ftalátů neznámý (Schechter et al., 2013). Studie podle evropského úřadu pro bezpečnost potravin (EFSA) zjistila, že použité těsnění z PVC pod kovovými víčky na dovážených potravinách jsou významným zdrojem obsahu ftalátů v potravinách.

Dopravníkové pásy, rukavice a potrubí na dopravu kapalin jsou také významným zdrojem přispívající k jejich obsahu (Petersen a Jensen, 2010). Ohřev jídel uložených

v plastových obalech z polyethylenu může vést k přechodu DEHP a DNBP do pokrmu, jak uvedla italská studie zkoumající stravu ve školních jídelnách (Cirillo et al., 2011).

Zdrojem ftalátů v balených vodách by mohl být obal z polyethylenu. Montuori a jeho kolegové zjistili, že hladina ftalátů v balených vodách uchovaných ve skleněných nádobách byla výrazně nižší nebo se blížila detekčnímu limitu. Mírně vyšší hladina ftalátů byla pozorována u balené vody v polyethylenových lahvích, kdy obsah DMP byl stanoven  $0,10 \mu\text{g.l}^{-1}$ , DEP  $0,35 \mu\text{g.l}^{-1}$ , diisobutyl ftalátu (DIBP)  $0,45 \mu\text{g.l}^{-1}$ , DBP  $0,52 \mu\text{g.l}^{-1}$ , DEHP  $0,02 \mu\text{g.l}^{-1}$  (Montouri et al., 2008).

### 3.7 Metabolismus ftalátů

Ftaláty jsou v těle rychle metabolizovány a následně vylučovány močí a stolicí (ATSDR, 1997; ATSDR 2001; ATSDR, 1995; ATSDR, 2002). Během I. fáze biotransformace přecházejí ftaláty s relativně nízkou molekulovou hmotností (DEP)

do formy jejich monoesterů díky hydrolýze esterových vazeb (ATSDR, 1995; Albro a Moore, 1974). Naproti tomu, ftaláty s vysokou molekulovou hmotností jsou metabolizovány do formy monoesterů, poté reakce pokračuje oxidací alkylového řetězce, kdy vznikají oxidativní a další hydrofilní metabolity (ATSDR, 1997; Albro et al., 1973; Albro a Thomas, 1973; Albro a Levanhar, 1989; McKee et al., 2002; Silva et al., 2005).

Monoestery a oxidační metabolity mohou být vyloučeny močí nebo prostřednictvím stolice v nezměněné formě nebo mohou podstoupit II. fázi biotransformace, kdy tvoří konjugáty s glukuronidem, zvyšuje se jejich rozpustnost ve vodě a zlepšuje se vylučování (ATSDR, 2002; ATSDR, 1995). Glukuronidace neusnadňuje pouze vylučování metabolitů, ale také snižuje jejich potenciál pro biologickou aktivitu. Procento vylučovaného monoesteru se u lidí liší v závislosti na rozpustnosti ve vodě (Calafat et al., 2006; Kato et al., 2004; Silva et al., 2003). Mono (2-ethyl-5-oxohexyl) ftalát (MEOHP) a mono (2-ethyl-5-hydroxyhexyl) ftalát (MEHHP), dva oxidační produkty DEHP, se většinou u lidí vylučují ve formě s glukuronidem. Mono (ethylhexyl) ftalát (MEHP), hydrolytický produkt DEHP je rovněž vylučován s glukuronidem, zatímco monoethyl ftalát (MEP), monoester DEP se vylučuje většinou ve své volné formě (Silva et al., 2003).

Ve většině výzkumů prováděných za účelem sledování oxidačních produktů u lidí, bylo použito DEHP (Kato et al., 2004; Koch et al., 2004; Barr et al., 2003; Koch et al.,

2003; Koch et al., 2004). V moči byly nalezeny dva oxidační produkty metabolismu MEHP a MEOHP. Z toho bylo MEOHP ve větší koncentraci. Dále byl v moči nalezen třetí produkt ve formě mono (2-ethyl-5-karoxypentyl) ftalátu (MECPP), kterého bylo rovněž větší množství než MEHP (Kato et al., 2005; Preuss et al., 2005). Tato zjištění naznačují, že relativně nízké koncentrace MEHP v moči, jsou důsledkem částečného zúčastnění alternativních metabolických drah, které vedou k tvorbě oxidativních monoesterů, které přestupují do moči snadněji než MEHP (ATSDR, 2002; Albro et al., 1973; Albro et al., 1973; Albro et al., 1989).

U hlodavců se diisodecyl ftalát (DINP) a dioctyl ftalát (DNOP) zpočátku metabolizují na hydrolytické monoestery, které následně přechází na oxidační metabolity představující hlavní zástupce vylučované močí (ATSDR, 1997; Albro et al., 1974; McKee et al., 2002, Silva et al., 2005; Calafat et al., 2006).

Existují určité rozdíly mezi metabolismem jednotlivých druhů. Studie prováděné na zvířatech, především potkanech, nejsou směrodatné pro lidský metabolismus. U zvířat došlo k průkazu karcinogenity, naopak u lidí tento účinek prokázán nebyl.

### **3.7.1 Poločas rozpadu v lidském těle**

Ftaláty jsou u lidí celkem rychle metabolizované, kdy vypočtený poločas rozpadu je kratší než 24 hodin. V roce 2005 Koch a jeho spolupracovníci podávali orálně skupině lidí DEHP a zjistili, že se systematicky vstřebává a vylučuje močí. Nicméně bylo prokázáno, že sekundární oxidované produkty metabolitů jsou s největší pravděpodobností původcem toxicity (Koch et al., 2005).

### **3.8 Biologická rozložitelnost ftalátů**

Ftaláty s kratšími esterovými řetězci, jako je DMP, DEP, DBP, difenyl ftalát (DPP), dipropyl ftalát (DPRP), a BBP, mohou být biodegradovány a mineralizovány. Na druhé straně, ftaláty s delšími řetězci, jako je například dihexyl ftalát (DHP), DNOP a DEHP, jsou méně náchylné k biodegradaci (Wang et al., 2000; Chang et al., 2004). Rozdílná biologická rozložitelnost je dána sterickým efektem bočních alkylových řetězců. Jedná se o stav, kdy je zabráněno reakci mezi dvěma molekulami, tím se inhibuje jejich hydrolýza (Xie et al., 2004).

### 3.8.1 Biodegradační dráhy

Primární cesta degradace zahrnuje několik reakcí: deesterifikaci, dealkylaci, beta-oxidaci, transesterifikaci. Nejběžněji dochází k deesterifikaci, kdy přechází diestery kyseliny ftalové na příslušné monoestery a kyselinu ftalovou. Tento systém je stejný pro aerobní i anaerobní pochod (Shelton et al., 1984). Ftaláty s delšími bočními řetězci např. DEP jsou pomocí beta – oxidace převedeny na kratší formy, kdy se odstraní ethylová skupina (Amir et al., 2005). Poté je produkt převeden na kyselinu ftalovou dvěma cestami – deesterifikace a alternativní transesterifikace. Při procesu transesterifikace nebo demethylace se u DEP nahradí ethylová skupina za methylovou skupinou v každém kroku vzniká ethylmethyl ftalát a dimethyl ftalát (Cartwright et al., 2000).

Kyselina ftalová je centrální produkt při biodegradaci ftalátů. Dráhy štěpení za aerobních a anaerobních podmínek se liší (Cartwright et al., 2000). Za aerobních podmínek je rozklad kyseliny katalyzovaný dvěma dráhami za vzniku společného meziprojektu – katechinátu (Eaton a Ribbons, 1982; Nomura et al., 1992). Štěpení aromatické sloučeniny, protokatechinátu, probíhá dvěma způsoby. Jedná se ortho nebo meta štěpení. Pokud probíhá štěpení v poloze ortho, vznikají oxalacetát a pyruvát. Při meta štěpení  $\beta$  – keto adipát, který se přemění na acetylCoA a sukcinylCoA (Eaton a Ribbons, 1982).

Anaerobní odbourávání kyseliny ftalové pobíhá skrze dekarboxylace za vzniku benzoátu (Kleerebezem et al., 1999b; Liu a Chi, 2003). Ten se následně štěpí beta - oxidací na vodík, oxid uhličitý a kyselinu octovou (Elder a Kelly, 1994).

### 3.8.2 Degradace čistou kulturou

Většina ftalátů je degradována za aerobních a fakultativně aerobních podmínek. Bakterie podílející se na rozkladu jsou řazeny do čtyř jednotek: *Proteobacteria*, *Aktinobacteria* (G +), *Firmikutes* (G +). Mezi ně se zařazují běžně vyskytující rody *Sphingomonas* ( $\alpha$ -*Proteobacteria*), *Comamonas* ( $\beta$ -*Proteobacteria*), *Pseudomonas* ( $\gamma$ -*Proteobacteria*), stejně tak i *Arthrobacter* a *Rhodococcus* (Kapanen et al., 2007). Pouze bakterie rodu *Clostridium sp.* a dva druhy rodu *Bacillus sp.* jsou schopny odbourávat estery kyseliny ftalové anaerobně (Chang et al., 2005a). Kromě bakterií se na rozkladu podílejí i plísně díky silným ligninocelulolytickým enzymům, jako je lignin - peroxidáza, na manganu závislé peroxidázy a laktázy. Například *Fusarium oxysporum* vykazoval vysokou enzymatickou aktivitu a byl schopný degradovat (Kim et



al., 2002), DEHP (Kim et al., 2003), DBP (Kim, Lee, 2005), dipropyl ftalát (DPRP) (Kim et al., 2005), DPP (Ahn et al., 2006) a DHP (Kim et al., 2007), v průběhu několika hodin.

### **3.8.3 Degradace smíšenými kulturami**

V přírodním prostředí je potřeba k rozkladu využít několik druhů mikroorganismů (Gu et al., 2005). V primární fázi rozkladu dochází k hydrolýze esterové vazby, což má za následek vznik monoesterů, dále kyseliny ftalové a současně alkoholu. To znamená, že mikrobiální degradace ftalátů vyžaduje různé metabolické geny a enzymy, je tedy nepravděpodobné, že je bude obsahovat jeden organismus (Staples et al., 1997).

## **3.9 Biodegradace v životním prostředí**

### **3.9.1 Degradace v čistírně odpadních vod**

Ftaláty není snadné mineralizovat při procesu čištění odpadních vod (ČOV). Vysoká hydrofobnost a nízká rozpustnost jim umožňuje adsorbovat se na organickou hmotu a přenést se do usazeného kalu (Gavala et al., 2003). Adsorpce je převažujícím jevem při čištění, v malé míře dochází i k částečné biodegradaci kontaminantů. Marttinen et al. (2003) studovali degradaci DEHP v ČOV za použití hmotnostní analýzy. Dospěli k závěru, že účinnost odstranění DEHP z vodní fáze byla přibližně 94 %, z toho 29 % bylo odstraněno za použití mikroorganismů.

Ve fyzikálně - chemických čistírnách odpadních vod nemůže dojít k efektivnímu odstranění DEHP. Ve studii z roku 2008 se uvádí, že pouze 20 % DEHP o koncentraci 150  $\mu\text{g.l}^{-1}$  v přítoku vody bylo odstraněno a je nepravděpodobné, že k odstranění došlo způsobem biologického rozkladu (Barnabé et al., 2008).

Roslev et al. (2007) uvedl, že rozložitelnost při procesu čištění odpadních vod se u různých ftalátů liší. DMP je rozložitelné z 93 %, DBP z 91 %, BBP z 90 % a DEHP z 81 %. Značný vliv na rozklad má konstrukce reaktorů a za očkovaní kalu (Liang et al., 2008).

### **3.9.2 Degradace v sladkovodním prostředí a sedimentu**

Kontaminanty jsou všudypřítomně detekovány v sladkovodním prostředí a mají tendenci se uchytávat na sediment (Chang et al., 2005). V Tchajwanských řekách bylo nalezeno celkem osm ftalátů, DEHP v nejvyšších koncentracích v rozmezí od méně než

0,1 do 18,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$  v říční vodě a 0,5 až 23,9  $\mu\text{g.g}^{-1}$  v sedimentu (Yuan et al., 2002). Ve stejném rozmezí koncentrací se vyskytuje na různých místech světa (Turner a Rawling, 2000). Poločas biodegradace v sedimentu řeky by mohl být stanoven za aerobních podmínek na 2,5 - 14,8 dnů, za anaerobních podmínek na 14,4 - 34,7 dnů. Obecně platí, že poločas rozpadu je v rozmezí od jednoho dne do dvou týdnů (Amir et al., 2005). Rozklad DEHP v množství 52  $\mu\text{g.l}^{-1}$  ve vodě trval téměř 2 dny, poločas rozkladu v sedimentu trval přibližně 14 dní (Yuwatini et al., 2006).

Aerobní a anaerobní mikroorganismy, které mohou snižovat obsah ftalátů, jsou izolovány z říčního sedimentu. Izoláty nejsou natolik aktivní v procesu degradace jako mikroorganismy obsažené v aktivním kalu a půdě. I tak mohou tyto bakterie pomoci degradaci v sladkovodním prostředí (Hashizume et al., 2002; Chang et al., 2004; Kim et al., 2008). Také fytoplankton může efektivně napomáhat rozkladu při správném obsahu dusíku, fosforu, živin a světla ve vodě (Li a Gu, 2007).

### 3.9.3 Degradace v půdě

Rozklad ftalátů v půdě nebo půdní suspenzi byl široce studován v posledním desetiletí. Studie byly prováděny za použití kalů, půdy nebo půdy inokulované biologickým materiálem napomáhající degradaci (Zhou et al., 2005; Chao et al., 2006; Mohan et al., 2006; Chao a Cheng, 2007; Shailaja et al., 2007).

Mikroorganismy v čistírenských kalech prokazatelně odbourávají v největším množství DEHP (Roslev et al., 1998; Madsen et al., 1999). Biologická rozložitelnost DBP v půdě se zvýšila po zaočkování DBP - degradujícími bakteriemi, i když v půdě byly přítomny bakterie schopné degradace DBP (Wang et al., 1997). Z půdy kontaminované DEHP byly izolovány tři mikroorganismy: *Brevibacterium ionidum*, *Brevibacterium brevis*, *Rhodococcus luteus*. Bakterie byly naočkovány do půdní suspenze a vloženy do sekvenčního vsádkového reaktoru, kde poločas rozkladu byl stanoven na 2 - 5 dnů při pokojové teplotě 20 - 22 °C (Juneson et al., 2001). Při degradaci DBP bylo zjištěno, že v koncentraci 10,6  $\text{mg.l}^{-1}$  se rozloží za 0,75 dne (Shailaja et al., 2007). U DEP stanovil Mohan et al. (2006) poločas rozkladu v půdě na 1,19 dne.

Studie ukazují, že očkování půdy mikroorganismy rozkládajícími ftaláty, je slibná strategie pro odstranění nebezpečných sloučenin. Rozklad ve formě suspenze je velmi vhodný, z hlediska lepšího kontaktu mezi mikroorganismy, živinami a kontaminanty (Liang et al., 2008).

### **3.10 Posouzení rizika po vystavení ftalátům**

Existuje celá řada technik, které byly použity k analýze úrovně ftalátů v populaci, kde byly k analýze aplikovány tradiční metody i vysoce modernizované techniky. Výzkum zahrnoval dotazníky, lékařské záznamy, biomarkery, test moči, analýzu mnoha tělesných tekutin a matric – moč, sliny, krev, mateřské mléko, plodovou vodu, semenné tekutiny a placentu (Calafat a McKee, 2006).

V roce 2008 Teitelbaum uvedl, že jediná kapka vzorku moči je postačující pro zjišťování kontaminace ftaláty v epidemiologických studiích u dětí prováděné po dobu šesti měsíců. Při studii prováděné na populaci žijící v Evropě bylo zjištěno, že DEHP a DBP je více rozšířeno u kojenců než u dospělých jedinců (Wormuth et al., 2006). Další studie prováděná na 163 kojencích ukazuje, že asi 80 % dětí je vystaveno MEP a MBP přímo díky produktům pečující o malé děti, jako jsou dětské krémy, pleťové vody a pudry (Sathyanaraya et al., 2008).

Bylo zaznamenáno, že PAEs a jejich metabolity způsobují reprodukční a vývojové dysfunkce na laboratorních zvířatech. Tyto abnormality zahrnují porušení funkčnosti varlat, embryoletalitu, rozštěp patra a sexuální diferenciaci. Tyto nálezy vzbudili vážné obavy týkající se dopadu ftalátů na reprodukční systém lidí (Matsumoto et al., 2008).

#### **3.10.1 Dopad na zdraví kojenců**

Před rokem 2000 existovalo jen velmi málo údajů související s dopadem ftalátů na lidské zdraví. Nicméně po roce 2000 byly prováděné studie ve velkém měřítku od hlodavců po člověka. Ze vzorku z lidské populace byla zjištěna souvislost s toxicitou (Howdeshell et al., 2008).

V roce 2007 bylo zjištěno, že DEHP, DBP, MEHP, DINP, DIDP mají antiandrogenní efekt, kdy v konečném důsledku může dojít až ke zkrácení anogenitální vzdálenosti (AGD) u kojenců (Lee a Koo, 2007). Foster (2006) a Welsh (2008) oznámili, že DEHP spolu s DBP, prokazatelně snižují hladinu testosteronu, který v závažných případech může způsobit smrt jedince. Vystavení těmto ftalátům také způsobuje snížení insulínu-3 (růstový faktor), což má za následek vznik reprodukčního syndromu projevující se jako kryptorchismus, vrozené vývojové vady nadvarlete, vrozený rozštěp močové trubice, vady semenných váčků, chámovodu a prostaty. Tyto abnormality se souhrnně označují jako „ftalátový syndrom“ (Foster, 2006; Welsh, 2008).

Ve studii uvedené pod názvem „Ftaláty u těhotných žen a dětí“ byl zjišťován stav expozice ftalátů mezi matkou jejím dítětem v závislosti na „ftalátovém syndromu“. V závěru studie bylo uvedeno, že děti s mužským pohlavím jsou více náchylné k projevům syndromu než děti s ženským pohlavím (Tab. 2, Tab. 3) (Swan et al., 2005). U žen vystavených ftalátům byla zjištěna vysoká koncentrace těchto látek v jejich mateřském mléce, které bylo sledováno od jednoho do tří měsíců po porodu a následně podrobena analýze. Dále byla analyzována pupečnicková krev u 84 kojenců na obsah MEHP a DEHP, z toho u 65 kojenců se ukázal obsah MEHP jako pozitivní (Main et al., 2006).

Studie provedená u dětí v rozmezí od šesti do jedenácti let prokázala, že obsah MEHP a MBP je vyšší u šestiletých a následně se s rostoucím věkem snižuje. Vysoká koncentrace PAEs u této věkové skupiny se dá odůvodnit různými stravovacími návyky a používání hraček z PVC (Blount, 2005).

*Tab. 2 Zdravotní dopad ftalátů u malých dětí chlapeckého pohlaví (Swan, 2008)*

System	Pohlaví	Zdravotní dopad	Detekce ftalátů ve vzorku moči
reprodukční	muž	zvýšené poškození DNA ve spermatu	MEP, MEHP
		snížená koncentrace spermií	MBP, MBzP
		snížená pohyblivost spermií	MEP
dýchací a imunitní (alergie a astma)	muž	snížení plicní funkce	MEP, MBP
metabolický	muž	zvětšený obvod pasu	MBzP MEHHP MEOHP MEP
		zvýšená insulinová rezistence	MBP MBzP MEP
štítná žláza	muž	pokles obsahu T <sub>3</sub> a T <sub>4</sub> ve štítné žláze	MEHP

Tab. 3 Zdravotní dopad na obě pohlaví (Swan, 2008)

Systém	Načasování expozice	Pohlaví	Zdravotní dopad	Detekce ftalátů ve vzorku moči
reprodukční	mateřství (asi rok)	muž / žena	kratší gestační věk při narození	MEHP (v pupečnickové krvi)
		muž	kratší anogenitální vzdálenost (AGD)	MEHP MEOHP MEHHP MEP MBP
	laktace (3 měsíce)	muž	zvýšení SGHB (vyvázání pohlavního hormonu globulinem)	MEP, MBP
dýchací, alergie a astma	rané dětství	žena	předčasný vývin prsou	DEHP
	dětství	žena / muž	rýma, ekzém a astma	BzBP DEHP

### 3.10.2 Dopad na zdraví žen

V současné době jsou lépe popsány účinky ovlivňující mužskou reprodukci než účinky na ženský reprodukční systém i přesto, že ženy jsou vystaveny vyšším úrovním chemikálií, a to díky používání kosmetických přípravků a přípravků pro osobní péči. U žen jsou primárním regulátorem reprodukční a endokrinní funkce vaječníky. Konkrétně vaječníky jsou odpovědné za folikulogenezi, tedy správného zrání oplodněných gamet a za syntézu všech sexuálně potřebných steroidních hormonů. Jakákoliv porucha v regulaci těchto procesů může způsobit komplikace reprodukčního zdraví. Například může dojít k vzniku neplodnosti nebo předčasnému selhání vaječnicků (Flaw a Hannon, 2015).

Mortensen a jeho spolupracovníci vypracovali studii na 36 vzorcích mateřského mléka na obsah monobutyl ftalátu, kde nebyly nalezeny žádné metabolity ftalátů ve vzorcích, které by byly vysoce toxické pro kojence (Mortensen et al., 2005).

Obvykle jsou vyšší koncentrace toxických ftalátů u žen než u mužů. U žen ve věku od 20 do 40 let byl zjištěn vysoký obsah MBP než u ostatních věkových skupin (Blount et al., 2000). Vysoký obsah může být vysvětlen používáním kosmetických a dalších produktů pro osobní péči (Koo a Lee, 2004). Obsah DEHP je spojen s indukci nitroděložního zánětlivého procesu (Matsumoto et al., 2008). Colon a jeho

spolupracovníci provedli studii na 41 portorikánských předčasně vyspělých dívkách a u 35 z nich byl zjištěn vysoký obsah DEHP, DBP, DEP, MEHP, DMP. Tudiž došli k závěru, že PAEs mohou být spouštěčem předčasného vývoje prsu u mladých dívek (Colon et al., 2000). Nicméně McKee s tímto závěrem nesouhlasí, při provádění studie u laboratorních zvířat nedošlo ke stejnému výsledku (McKee et al., 2004). Zacharewski také uvedl, že nebyla prokázána souvislost estrogenní odezvy na ženském pohlaví s expozicí PAEs.

### **3.10.3 Dopady na zdraví mužů**

Fredricsson uvedl v roce 1993, že úmrtnost spermií u člověka je silně ovlivněna přítomností DBP a DEHP (Fredricsson et al., 1993). V roce 2003 byla prokázána souvislost poškození DNA u spermií se zvýšeným obsahem MEP metabolitů v moči (Duty et al., 2003). V roce 2007 s tímto výrokem souhlasil Hauser a jeho spolupracovníci, kteří prováděli studii u 379 mužů, kde zjistili také vyšší obsah metabolitů MEP a poškození DNA ve spermatu (Hauser et al., 2007). Obsah MEP metabolitů je také spojen se sníženou pohyblivostí spermií a nižší hodnotou luteinizačního hormonu (Jonsson et al., 2005). V roce 1995 byl prokázán skupinou vědců vztah mezi expozicí monobenzyl ftalátu (MBzP) a snížením folikul stimulujícího hormonu (FSH) v séru (Subhan et al., 1995).

Ve studii nazvané „Environmentální a experimentální expozice esterů ftalátů: toxikologické účinky na kvalitu spermií“ bylo popsáno, že estery s lineárním lineárním řetězem mají tendenci hromadit se v některých orgánech. Díky výskytu v jednotlivých potravinách v důsledku obsahu v obalových materiálech se mohou pravidelně vyskytovat metabolity kontaminantů v moči, v krevním séru a spermatu (Gupta et al., 2010).

Studie prováděné na zvířatech, konkrétně na dospělých jedincích krys ukazují degenerativní změny na varlatech, snížení počtu a pohyblivosti spermií, zvýšení morfologicky abnormálních spermií po akutní expozici DEHP a DBP ústní cestou (Jonsson et al., 2005).

## **3.11 Legislativa**

### **3.11.1 Plasty**

V Evropské unii upravuje obecné požadavky na materiály přicházející do styku s potravinami nařízení evropského parlamentu a rady č. 1935/2004 ze dne 27. října 2004, které bylo následováno nařízením č. 2023/2006 o správné výrobní praxi pro materiály a předměty určené pro styk s potravinami. Nařízení 1935/2004 obsahuje základní principy týkající se obecné netečnosti materiálů, dále je zde uveden požadavek na žádný přenos látek do potravin v množství, které by způsobilo nepříjemné změny potravin nebo by ohrozilo lidské zdraví nebo vedlo ke zhoršení organoleptických vlastností potravin. Nařízení ukládá právní předpisy pro jednotlivé typy materiálů, jako jsou lepidla, keramika, korek, tiskařské barvy, plasty, lepenky a další. Směrnice Komise 2007/19/ES ze dne 30. března 2007, kterou se mění směrnice 2002/72/ES o materiálech a předmětech z plastů určených pro styk s potravinami a směrnice Rady 85/572/EHS, kterou se stanoví seznam simulantů pro použití při zkoušení migrace složek materiálů a předmětů z plastů určených pro styk s potravinami.

### **3.11.2 Legislativa zaměřující se na ochranu lidského zdraví**

V roce 1997 byla vydána vyhláška ministerstvem zdravotnictví č. 298 upravující chemické požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, podmínky jejich použití, jejich označování na obale, požadavky na čistotu a identitu přídatných látek a potravních doplňků a mikrobiologické požadavky na potravní doplňky a látky přídatné upravují v části 17 přípustná množství DBP a DEHP pro potraviny a lihoviny uvedené v  $\text{mg.kg}^{-1}$ . Tato vyhláška byla 1. 3. 2002 zrušena.

Nařízení Evropského parlamentu a Rady ES č. 1272/2008 o klasifikaci, označování a balení látek a směsí zařazuje DBP a DEHP do skupiny 1B což vypovídá o tom, že se jedná o látky, které jsou toxické pro reprodukční systém člověka. Aby látky mohly být zařazeny do této skupiny, musí být k dispozici důkazy svědčící o jejich nepříznivém účinku na zvířatech.

Nařízení 9/2013 Sb. upravuje podmínky pro ochranu pracovníků při práci. Pro DBP a DEHP jsou stanoveny expoziční limity na  $5 \text{ mg.m}^{-3}$  a nejvyšší přípustné množství v  $1 \text{ m}^3$  na 10 mg.

Nařízení Evropského parlamentu a rady (ES) č. 1223/2009 o kosmetických přípravcích, stejně tak vyhláška 448/2009 Sb. o stanovení hygienických požadavků na kosmetické prostředky příkazují zákaz používání DBP a DEHP jako součást kosmetických přípravků. Tento výrok souvisí i s výše uvedeným nařízením, které říká, že látky označené jako reprotoxické, nesmí být použity jako součást kosmetických přípravků.

V důsledku důležitosti ochrany zdraví dětí a jejich bezpečného vývoje byla vydána Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2005/84/ES, která mění Směrnici Rady 76/769/EHS, která upravuje právní předpisy v členských státech týkající se omezování uvádění na trh a používání některých nebezpečných látek a přípravků a v současné době i vyhláška 521/2005 Sb., kterou se mění vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 84/2001 Sb., o hygienických požadavcích na hračky a výrobky pro děti do věku 3 let. Vyhláška určuje, že pro výrobu hraček, vhodných pro vkládání do úst, smí být použito maximálně 0,1 hmotnostních procent měkčeného polymeru. Nad stanovený limit nesmí být použity přípravky obsahující estery kyseliny ftalové.

Hygienický limit pro použití DEHP při výrobě výrobků přicházejících do styku s vodou je stanoven na 0,008 mg.l<sup>-1</sup>. Hygienické požadavky upravuje Vyhláška č. 409 z roku 2005.

Nařízení Komise (EU) č. 10/2011 o materiálech a předmětech z plastů určených pro styk s potravinami a současně Vyhláška 127/2009 Sb., kterou se mění vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 38/2001 Sb., o hygienických požadavcích na výrobky určené pro styk s potravinami a pokrmy ve znění pozdějších předpisů. Zde je stanoveno, že DBP a DEHP mohou být použity jako změkčovadlo pro výrobu materiálu přicházející opakovaně do styku pouze s netukovými potravinami, nebo jako technický pomocný materiál v koncentraci do 0,1 % DEHP v konečném výrobku a DBP v koncentraci 0,05 % v konečném výrobku. Dále je určen specifický migrační limit, který je stanoven pro DEHP na 1,5 mg.kg<sup>-1</sup> a DBP na 0,3 mg.kg<sup>-1</sup>. Limit určuje nejvyšší přípustné množství látky přestoupené do potravin a zabezpečuje zdravotní bezpečnost potravin balené v plastových obalech.



### 3.11.3 Legislativa zaměřující se na ochranu životního prostředí

Jako látka způsobující akutní toxicitu vodních živočichů je označen DBP podle Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1272/2008 o klasifikaci, označování, balení látek a směsí. Letální koncentrace LC50 po dobu 96h ve vodním prostředí pro ryby je stanovena na hodnotu  $\leq 1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Při 48 h účinné koncentrace EC50 pro koryše  $\leq 1 \text{ mg.l}^{-1}$  nebo při 72 h popř. 96 h při vystavení účinné reprodukční koncentraci ErC50 pro řasy a jiné živočichy stanovena opět na hodnotu  $\leq 1 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Nařízení vlády 23/2011 Sb., kterým se upravuje nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a přípustných hodnotách znečištění povrchových vod a odpadních vod, o náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, související se zněním nařízení vlády 229/2007 Sb., byly od 1. 1. 2016 zrušeny a nahrazeny nařízením vlády č. 401/2015 Sb., ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Norma environmentální kvality pro DEHP u povrchových vod je  $1,3 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ .

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 166/2006 Sb., kterým se zřizuje evropský registr úniku a přenosů znečišťujících látek a kterým se mění směrnice Rady 91/689/EHS a 96/61/ES stanovuje hodnoty pro únik DEHP do ovzduší na  $10 \text{ kg.rok}^{-1}$  do vodního prostředí na  $1 \text{ kg.rok}^{-1}$  a pro půdu  $1 \text{ kg.rok}^{-1}$ .

Nařízení vlády 450/2011 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 145/2008 Sb., které stanovuje seznam znečišťujících látek a prahových hodnot a údaje požadované pro ohlášení do integrovaného registru znečišťování životního prostředí, uvádí prahovou hodnotu pro DEHP při ohlašování pro přenos znečišťujících látek v odpadech mimo provoz  $100 \text{ kg.rok}^{-1}$ .

Česká republika nemá zavedenou legislativu upravující hodnotu esterů kyseliny ftalové v půdě. Řídí se podle doporučených limitů, které jsou uvedené v Metodickém pokynu Ministerstva životního prostředí z roku 2013, který vychází ze screeningových hodnot RSL (Regional Screening Levels) vydaných Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí USEPA (United States Environmental Protection Agency). Stanovené limity pro DEHP pro průmyslové plochy je  $160 \text{ mg.kg}^{-1}$ , pro ostatní plochy na  $39 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Pro DBP jsou stanovené limity větší – pro průmyslové plochy

82 000 mg.kg<sup>-1</sup> a pro ostatní plochy 6 300 mg.kg<sup>-1</sup>. Stanovené limity by neměly být překročeny.

## 4 MATERIÁL A METODIKA

### 4.1 Materiál

V rámci každoročního monitoringu organických kontaminantů byly odebírány vzorky zemědělských půd ve spolupráci s Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským v Brně. Monitoring esterů kyseliny ftalové probíhal v roce 2016.

Jedním ze základních požadavků půdního monitoringu je optimální počet zvolených lokalit, přičemž jejich rozmístění musí umožňovat jednorázově stanovit jakýkoli zvolený parametr tak, aby výsledky šetření charakterizovaly celé monitorované území. Byl zvolen přístup výběru plošně nerovnoměrné sítě s úměrným zastoupením hlavních půdních typů a druhů a jednotlivých pěstovaných zemědělských kultur. Vzorky byly odebrané z 12 krajů v České republice na 40 pozorovacích plochách (Obr. 2). Ve Středočeském kraji byl realizován odběr ze 7 lokalit, v Jihočeském kraji ze 2 lokalit, v Plzeňském kraji ze 4 lokalit, Karlovarském kraji z 1 lokality, v Ústeckém kraji ze 4 lokalit, v Libereckém kraji z 1 lokality, Pardubickém kraji ze 2 lokalit, na Vysočině ze 4 lokalit, ve Zlínském kraji ze 4 lokalit, v Jihomoravském kraji z 1 lokality, v Olomouckém kraji ze 2 lokalit a v Moravskoslezském kraji z 8 lokalit.



Obr. 2 Mapa rozmístění jednotlivých ploch pro monitorování ftalátů v ČR

Vzorky představovaly odlišné typy kultur. Tyto kultury zastupovaly: orná půda u 32 lokalit, trvalý travní porost u 7 lokalit a chmelnice 1 lokalita.

Pro monitoring byly odebírány vzorky ze svrchního horizontu. V praxi se jedná o: orná půda (OP) – ornice 0 - 25 cm, trvalý travní porost (TTP) – s odstraněním svrchní drnové vrstvy – 1. vrstva 0 - 10 cm, u chmelnice (CH) svrchní vrstva 10 - 40 cm.

V roce 2016 byly dodány všechny vzorky tzn., všech 40 pozorovacích lokalit České republiky. Celkový počet vzorků dodaných k analýze byl 40.

*Tab. 4 Seznam pozorovaných lokalit monitoringu půd ČR*

Vzorek	Lokalita	Kultura	Datum odběru (2016)	Okres	Kraj
2001	Sedlec u Líbeznic	OP	3.3.	Praha – východ	Středočeský
2002	Filipov u Čáslavi	OP	25.2.	Kutná Hora	Středočeský
2901	Příbram	OP	10.3.	Příbram	středočeský
2902	Lhota u Příbramě	OP	4.3.	Příbram	Středočeský
2903	Kutná Hora 1	OP	24.2.	Kutná Hora	Středočeský
2904	Hlízov	OP	24.2.	Kutná Hora	Středočeský
2905	Kutná Hora 2	OP	24.2.	Kutná Hora	Středočeský
3017	Dražič	OP	17.3.	Písek	Jihočeský
3023	Dolní Hořice	OP	17.3.	Tábor	Jihočeský
3901	Žirovnice	OP	18.3.	Pelhřimov	Vysočina
4023	Červený Hrádek u Plzně	OP	2.3.	Plzeň-město	Plzeňský
4024	Zruč	OP	3.3.	Plzeň-sever	Plzeňský
4902	Křimice	OP	4.3.	Plzeň-město	Plzeňský
4903	Sytno	OP	7.3.	Tachov	Plzeňský
4904	Jenišov	TTP	18.3.	Karlovy Vary	Karlovarský
5005	Panenský Týnec	OP	22.3.	Louny	Ústecký
5017	Rádlo	TTP	24.3.	Jablonec nad Nisou	Liberecký
5901	Louny	OP	22.3.	Louny	Ústecký
5903	Žatec	CH	23.3.	Louny	Ústecký

Tab. 4 Seznam pozorovaných lokalit monitoringu půd ČR (pokračování)

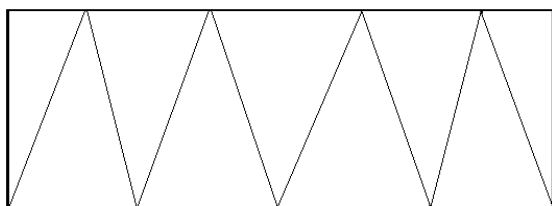
5905	Lubenec	TTP	23.3.	Louny	Ústecký
6019	Újezd u Sezemic	OP	16.2.	Pardubice	Pardubický
6024	Záhrad'	OP	17.2.	Svitavy	Pardubický
6904	Utín	OP	16.2.	Havlíčkův Brod	Vysočina
7030	Nivnice	OP	7.3.	Uherské Hradiště	Zlínský
7045	Boršice u Buchlovic	OP	7.3.	Uherské Hradiště	Zlínský
7901	Malenovice u Zlína	OP	2.3.	Zlín	Zlínský
7902	Chrlice	OP	29.2.	Brno – město	Jihomoravský
7903	Vysoké Studenice	OP	16.2.	Jihlava	Vysočina
7904	Střížov u Třebíče	OP	29.2.	Třebíč	Vysočina
8008	Stará Bělá	OP	18.3.	Ostrava	Moravskoslezský
8010	Šenov u Nového Jičína	OP	22.3.	Nový Jičín	Moravskoslezský
8019	Tomíkovice	OP	21.3.	Jeseník	Olomoucký
8021	Jarcová	OP	22.3.	Vsetín	Zlínský
8026	Mosty u Českého Těšína	OP	24.3.	Karviná	Moravskoslezský
8901	Bílá Voda u Javorníka	OP	21.3.	Jeseník	Olomoucký
8902	Město Albrechtice	OP	21.3.	Bruntál	Moravskoslezský
8903	Žilina u Nového Jičína 1	TTP	15.3.	Nový Jičín	Moravskoslezský
8904	Žilina u Nového Jičína 2	TTP	15.3.	Nový Jičín	Moravskoslezský
8905	Raškovice	OP	18.3.	Frýdek-Místek	Moravskoslezský
8906	Dolní Marklovice	OP	24.3.	Karviná	Moravskoslezský

## 4.2 Odběr vzorků

Při odběru vzorků se musela dodržovat důležitá pravidla. Jedním bylo, že se při odběru nesmělo kouřit a muselo se zabránit jakékoliv kontaminaci. Vozidlo muselo parkovat ve vzdálenosti minimálně 30 m od místa odběru, aby nedošlo ke kontaminaci výfukovými plyny. K odběru se použilo pouze čisté nářadí z vhodných nerezových materiálů. Pokud byl nutný kontakt materiálu s rukama, musely být omyté vodou, mýdlem a nesměly být ošetřeny jakýmkoliv dalšími přípravky. Předcházelo se tím kontaminaci odebíraného materiálu.

Odebíralo se zhruba 0,75 kg půdy. Množství materiálu se přímo v terénu ručně homogenizovalo promísením na vhodné podložce. Při homogenizaci se odstranil hrubší skelet. Vzorky byly pečlivě označeny, aby nedošlo k záměně. Přepravovány a uchovávané byly v chladicích boxech při teplotě  $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$  až do doby předání do laboratoře.

Odběr půdy probíhal ze svrchní vrstvy po příčkách pozorovací plochy (Obr. 3)



Obr. 3 Schéma odběru vzorků – po lomené čáře

## 4.3 Chemikálie a přístroje

K lyofilizaci vzorků byl použit typ lyofilizátoru Alpha 1-2 LD Plus (Christ, Německo). Extrakce vzorků byla provedena pomocí ultrazvuku PS 10000 (Notus-Powersonic, Slovensko). Aby proběhla extrakce, byla použita směs acetonu s hexanem p. a. (Penta, Česká republika). Extrakty byly odpařeny na vakuové rotační odparce RV 05-ST (JK IKA-Werke, Německo) a dosoušeny dusíkem 4.0 tech. (SIAD, Česká republika). Přečištění vzorku bylo provedeno pomocí koncentrované kyseliny sírové p. a. (Penta, Česká republika), byla použita třepačka 3005 (GFL, Německo) a centrifuga Universal 32R (Hettich, Německo). K analýze byl použit a kapalinový chromatograf 1100 (Agilent Technologies, USA). Na koloně Zorbax eclipse XDB-C8, 150x4,6 mm, 5  $\mu\text{m}$  (Agilent Technologies, USA). Jako standardy byly použity DEHP (Fluka analytical,

Německo) a DBP (Supelco Analytical, USA). Pro mobilní fázi byl použit acetonitril gradient grade (J. T. Baker, Nizozemí).

## **4.4 Metoda**

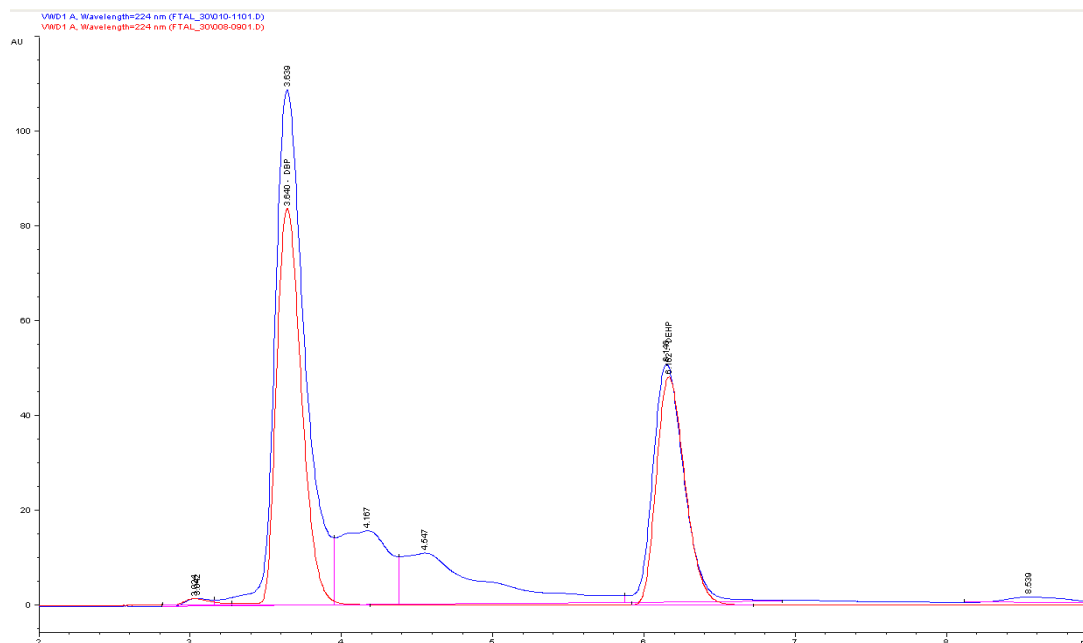
### **4.4.2 Příprava vzorků**

Předtím, než se vzorky analyzovaly pomocí HPLC, bylo nutné je lyofilizovat, extrahovat a přečistit. Vzorky o hmotnosti 0,75 kg byly rozmrazeny a po následné homogenizaci se z nich odebralo 10 g půdy. Množství se navážilo do aluminiových misek, které byly důkladně propláchnuty hexanem, stejně jako ostatní prostředky použité při manipulaci se vzorky. Navážka byla znovu zmrazena a lyofilizována po dobu 18 hodin. Následně byla provedena extrakce směsí hexanu s acetonem (1:1) pomocí ultrazvuku třikrát podobu 5 minut. Spojené extrakty byly přefiltrovány, odpařeny na vakuové rotační odparce a dosušeny dusíkem na objem 1 ml. Vzorky se dále pomocí hexanu převedly do vialek, následně byly přečištěny pomocí kyseliny sírové (Thurén et al., 1987). Dusíkem dosušený vzorek na objem 1 ml, byl doplněn 1 ml koncentrované kyseliny sírové (96 %), vzorek byl dán na 10 minut na třepačku a poté na 10 minut na centrifugu, kde došlo k oddělení vrstev. Horní vrstva se odstranila a ke spodní byly přidány 2 ml 65% kyseliny sírové a 1 ml hexanu. Následně byl vzorek vložen na třepačku na 10 minut a na odstředivku. Horní vrstva se opět odebrala, tentokrát byla odebrána do vialky a znovu dosušena. Ke zbytku byl přidán 1 ml hexanu a novu dán na třepačku a odstředivku po dobu 10 minut. Horní vrstva se znovu odebrala do vialky. Přečištěné vzorky byly dosušeny dusíkem do sucha, doplněny acetonitrem se standardním přídatkem DBP a DEHP který činil  $30 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$  na objem 1 ml. Vzhledem k tomu, že vzorky byly analyzovány duplicitně, celkový počet vzorků byl 80.

### **4.4.2 HPLC analýza**

K analýze obsahu esterů kyseliny ftalové v půdách na území České republiky byla použita optimalizovaná metoda (Daňková, 2016) vycházející z metody podle Jarošové et al. (1999). Vzorky esterů kyseliny ftalové byly analyzovány pomocí vysoko účinné kapalinové chromatografie s UV detekcí při vlnové délce 224 nm. Všechny vzorky byly nastříkovány na kolonu dvakrát. Objem nástřiku byl 10  $\mu\text{l}$ . Byla použita typu Zorbax Eclipse C8, jako mobilní fáze se použil acetonitril. Výsledek se vyhodnotil pomocí

kalibrační křivky pomocí softwaru Agilent Chem Station for LC and LC/MS systém. Kalibrační křivka (Obr. 4) byla vytvořena v rozsahu koncentrací  $1\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$  až do  $108\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$  pro DBP a DEHP, kde korelační koeficient pro DBP byl 0,99993 a pro DEHP byl taktéž 0,99993. Limit detekce byl pro DBP  $0,11\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$  a pro DEHP  $0,05\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ .



Obr. 4 Chromatogram detekce ftalátů ve vzorku půdy (červeně zbarvená křivka představuje nástřik standardu, modrá křivka vzorek)

#### 4.4.4 Vyhodnocení

Vyhodnocení analyzovaných vzorků půd proběhlo pomocí programu Microsoft Office Excel 2007. Byly vypočítány statistické veličiny: minimum, maximum, směrodatná odchylka a průměr, které sloužily jako základ pro grafické zpracování.



## 5 VÝSLEDKY A DISKUZE

### 5.1 Monitorování esterů kyseliny ftalové za rok 2016

V roce 2016 byly analyzovány vzorky zemědělských půd odebírané během jarního období (únor – březen). Celkem bylo zpracováno 40 vzorků. Výsledky jsou uvedené v následující tabulce (Tab. 5).

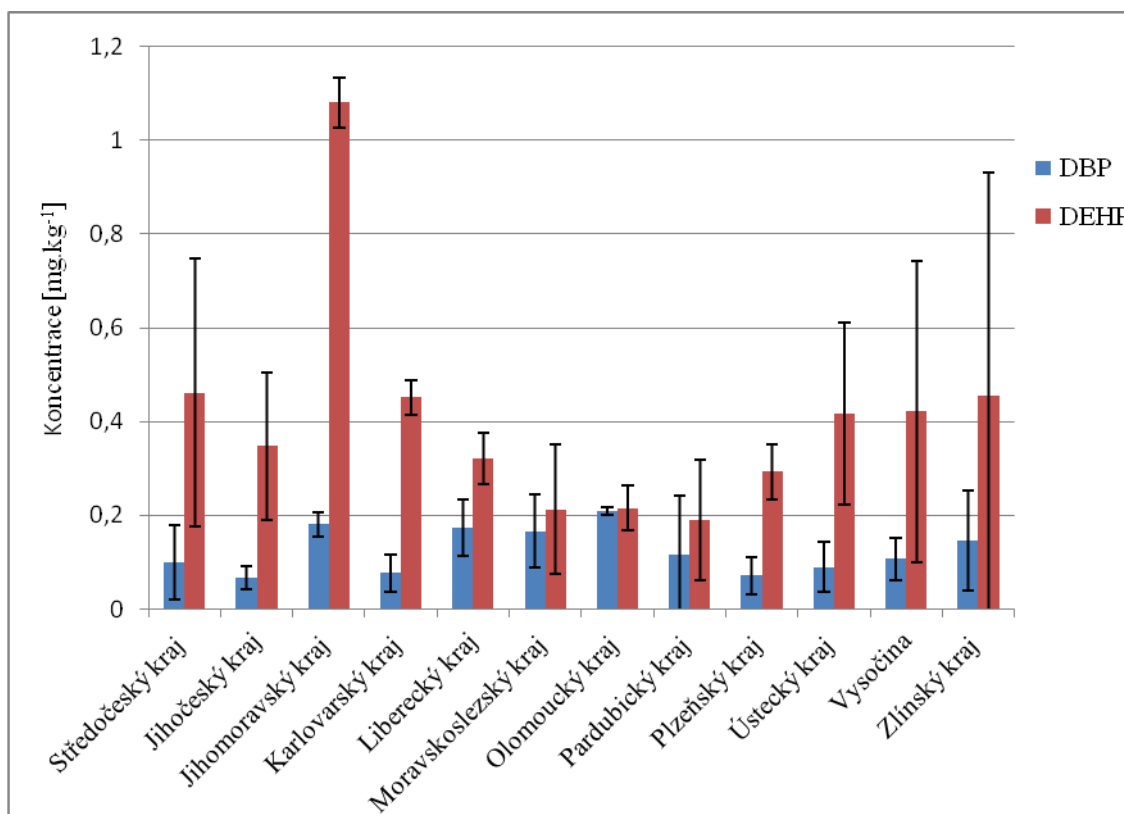
*Tab. 5 Koncentrace DBP, DEHP (mg.kg<sup>-1</sup>) a jejich směrodatné odchylky ve vzorcích zemědělské půdy ČR za rok 2016*

Vzorek	Lokalita	Smoch.		Smoch.		Suma z lokalit
		DBP mg.kg <sup>-1</sup>	DBP mg.kg <sup>-1</sup>	DEHP mg.kg <sup>-1</sup>	DEHP mg.kg <sup>-1</sup>	
2001	Sedlec u Líbeznic	0,11	0,01	0,19	0,03	0,30
2002	Filipov u Čáslavi	0,11	0,02	0,46	0,02	0,57
2901	Příbram	0,27	0,02	0,67	0,03	0,94
2902	Lhota u Příbramě	0,04	0,01	0,15	0,06	0,19
2903	Kutná Hora 1	0,11	0,01	1,03	0,07	1,14
2904	Hlízov	0,04	0,02	0,44	0,08	0,48
2905	Kutná Hora 2	0,02	0,01	0,29	0,08	0,31
3017	Dražič	0,04	0,04	0,51	0,05	0,55
3023	Dolní Hořice	0,09	0,02	0,19	0,01	0,28
3901	Žirovnice	0,11	0,04	0,05	0,04	0,15
4023	Červený Hrádek u Plzně	0,11	0,05	0,31	0,01	0,42
4024	Zruč	0,02	0,01	0,34	0,02	0,36
4902	Křimice	0,11	0,01	0,34	0,03	0,45
4903	Sytno	0,04	0,01	0,19	0,02	0,23
4904	Jenišov	0,08	0,04	0,45	0,03	0,53
5005	Panenský Týnec	0,08	0,02	0,32	0,01	0,40
5017	Rádlo	0,17	0,06	0,32	0,01	0,49
5901	Louny	0,09	0,02	0,43	0,03	0,52
5903	Žatec	0,16	0,05	0,65	0,02	0,81
5905	Lubenec	0,27	0,00	0,17	0,03	0,20

Tab. 5 Koncentrace DBP, DEHP ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) a jejich směrodatné odchylky ve vzorcích zemědělské půdy ČR za rok 2016 (pokračování)

6019	Újezd u Sezemic	0,17	0,03	0,06	0,03	0,23
6024	Záhrad'	0,06	0,02	0,32	0,03	0,38
6904	Utín	0,18	0,02	0,16	0,03	0,34
7030	Nivnice	0,02	0,01	0,06	0,03	0,08
7045	Boršice u Buchlovic	0,14	0,02	0,41	0,02	0,54
7901	Malenovice u Zlína	0,28	0,01	1,25	0,13	1,53
7902	Chrlice	0,18	0,03	1,08	0,05	1,26
7903	Vysoké Studenice	0,08	0,01	0,77	0,03	0,84
7904	Střížov u Třebíče	0,07	0,02	0,71	0,05	0,78
8008	Stará Bělá	0,08	0,03	0,50	0,04	0,58
8010	Šenov u Nového Jičína	0,13	0,04	0,11	0,04	0,24
8019	Tomíkovice	0,22	0,01	0,17	0,09	0,38
8021	Jarcová	0,14	0,05	0,01	0,04	0,25
8026	Mosty u Českého Těšína	0,11	0,03	0,16	0,05	0,27
8901	Bílá Voda u Javorníka	0,20	0,03	0,26	0,05	0,46
8902	Město Albrechtice	0,13	0,04	0,07	0,01	0,20
8903	Žilina u Nového Jičína 1	0,22	0,02	0,29	0,02	0,51
8904	Žilina u Nového Jičína 2	0,17	0,03	0,33	0,04	0,50
8905	Raškovice	0,35	0,02	0,16	0,02	0,51
8906	Dolní Marklovice	0,13	0,02	0,08	0,01	0,22

V jednotlivých krajích na území České republiky byly porovnány naměřené koncentrace DBP a DEHP. Výsledky jsou zobrazeny na Obr. 5.

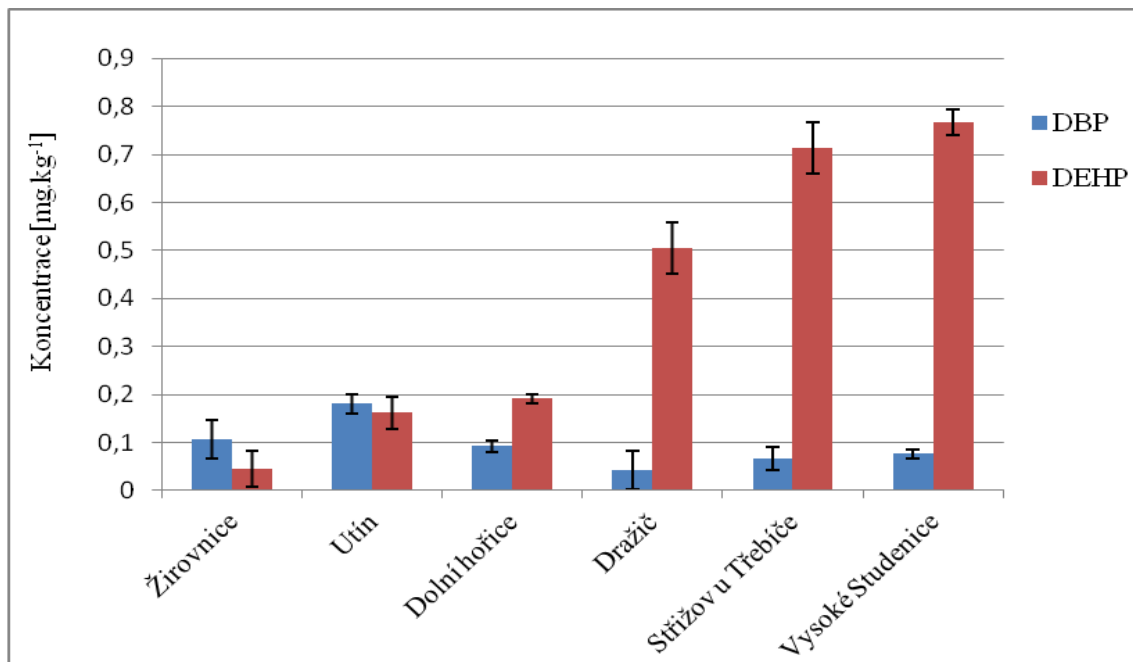


Obr. 5 Koncentrace DBP a DEHP (mg.kg<sup>-1</sup>) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v jednotlivých krajích

Nejmenší průměrná koncentrace naměřená u DBP byla v Jihočeském kraji, kterou představuje hodnota 0,07 mg.kg<sup>-1</sup>, naopak nejvyšší hodnota 0,21 mg.kg<sup>-1</sup> byla zjištěna v Olomouckém kraji.

Nejnižší průměrná koncentrace u DEHP byla naměřena v Pardubickém kraji 0,19 mg.kg<sup>-1</sup>, nejvyšší průměrná koncentrace byla podle výsledků měření stanovena v Jihomoravském kraji a to 1,08 mg.kg<sup>-1</sup>.

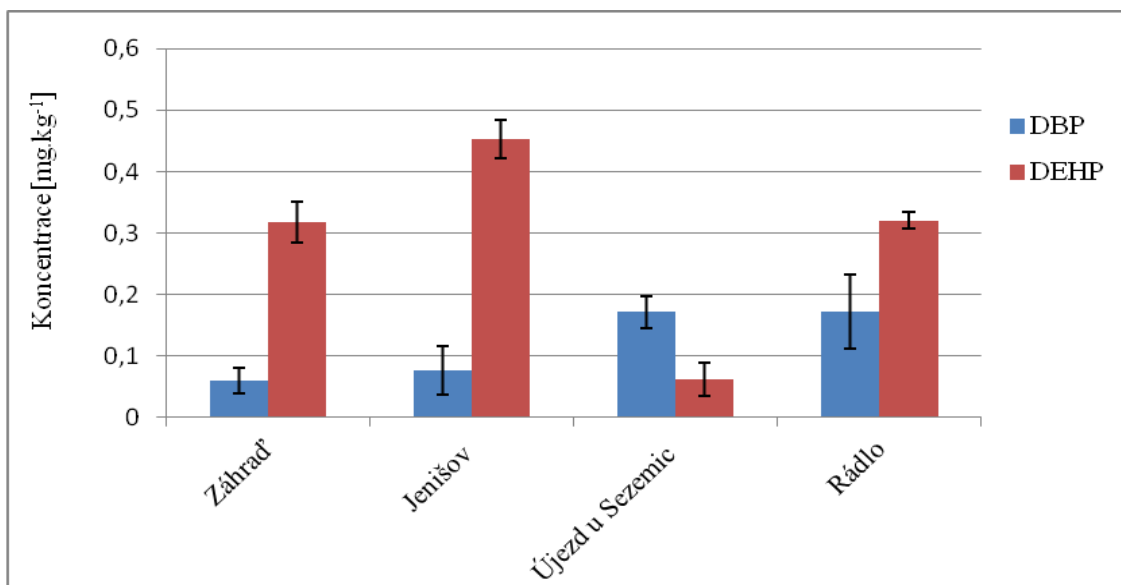
Koncentrace PAEs v jednotlivých lokalitách jsou zobrazeny na následujících obrázcích (Obr. 6 - 11).



Obr. 6 Koncentrace DBP a DEHP (mg.kg<sup>-1</sup>) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Jihočeském kraji a na Vysočině

Při porovnání koncentrací kontaminantů v Jihočeském kraji a na Vysočině, je patrné, že nejvyšší koncentrace DBP byla zaznamenána v Utíně (OP) 0,18 mg.kg<sup>-1</sup>, naopak nejnižší koncentrace v Dražiči (OP) 0,04 mg.kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší koncentrace DEHP byly naměřeny ve Vysokých Studenicích (OP) 0,77 mg.kg<sup>-1</sup>, naopak nejnižší množství v Žirovnicích (OP) 0,05 mg.kg<sup>-1</sup>.

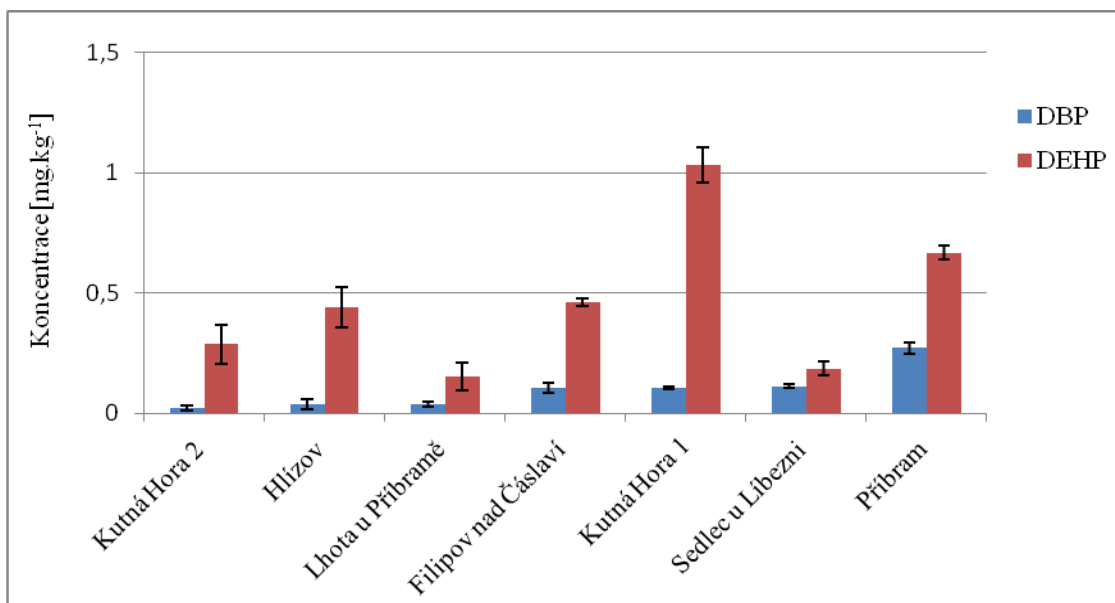
Domnívám se, že vysoký obsah DEHP (0,71 mg.kg<sup>-1</sup>) v oblasti Střížova u Třebíče (OP) byl ovlivněn závodem na výrobu klišu. Vzorky byly odebrány ve vzdálenosti 1 km východně od podniku. Dále zde dochází k rozvozu odpadu po okolních pozemcích, což může také ovlivňovat hladiny kontaminantů v zemi.



Obr. 7 Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Karlovarském, Libereckém a Pardubickém kraji

Při zhodnocení koncentrací v Karlovarském, Libereckém a Pardubickém kraji byly nalezeny nejvyšší koncentrace DEHP v oblasti Jenišov - TTP ( $0,45 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) spadající do Karlovarského kraje. Množství koncentrace v této lokalitě bylo ovlivněno místem odběru, které se nacházelo 3 km východně a 0,1 km jihozápadně od města Karlovy Vary. Stejně koncentrace DEHP o hodnotě  $0,32 \text{ mg.kg}^{-1}$  byly naměřeny v oblasti Rádlo (TTP) a Záhrad (OP).

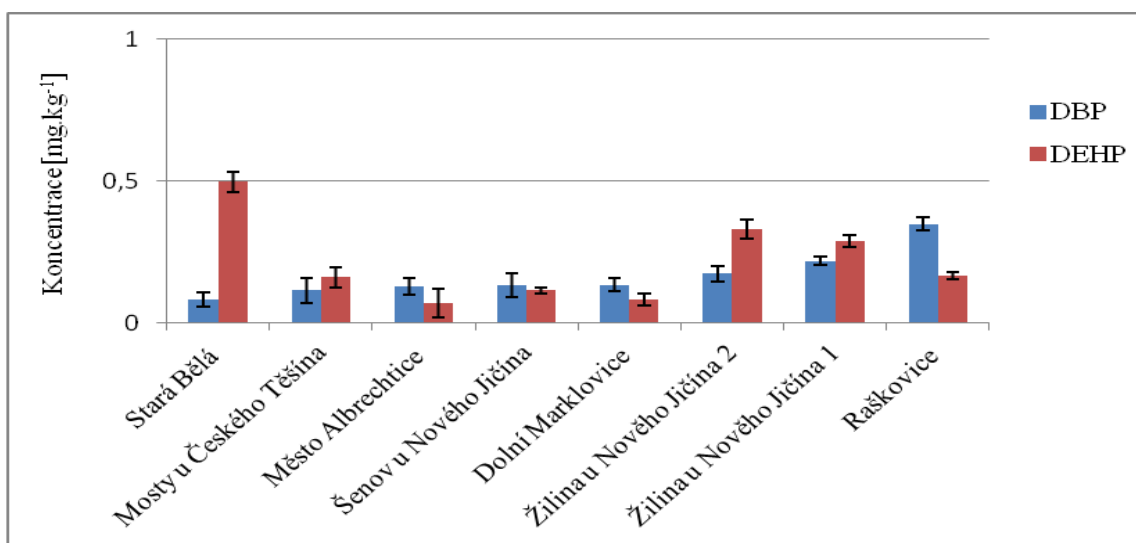
Nejvyšší koncentrace ( $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) DBP byly nalezeny v Rádle a v Újezdu u Sezemic, naopak nejnižší koncentrace ( $0,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) DBP v oblasti Záhrad v Pardubickém kraji.



Obr. 8 Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) ve Středočeském kraji

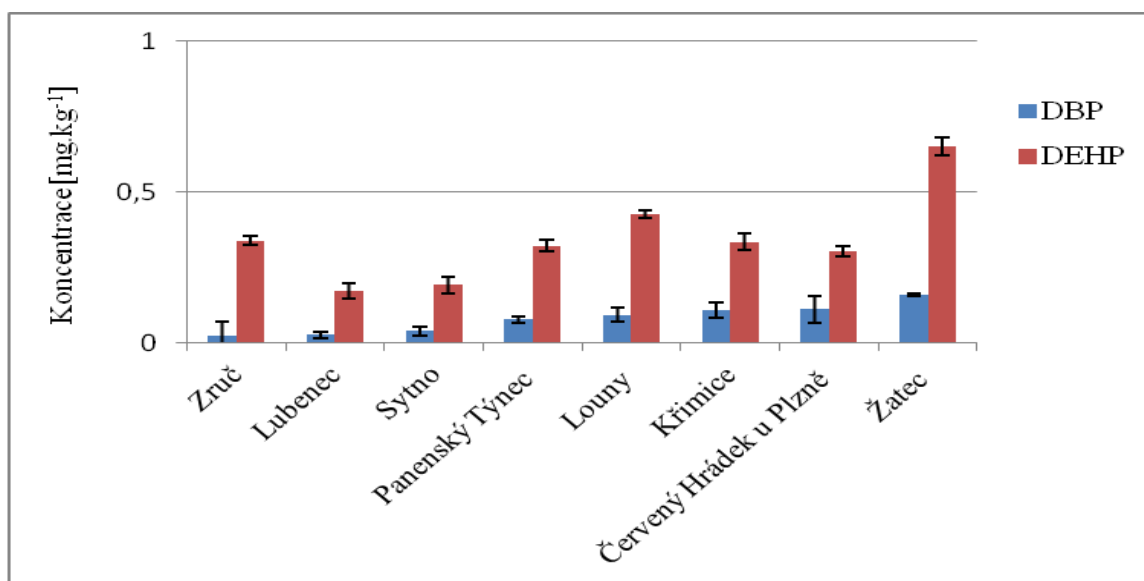
V Středočeském kraji byla nejvyšší koncentrace DEHP naměřena v Kutné Hoře 1 (OP), kde jeho koncentrace představovala hodnotu  $1,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ , nejnižší koncentrace DEHP byla zastoupena v Lhotě u Příbramě (OP)  $0,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Nejvyšší koncentrace DBP byla zaznamenána v Příbrami (OP)  $0,27 \text{ mg.kg}^{-1}$ , nejnižší koncentrace DBP v Kutné Hoře 2 (OP)  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ .



Obr. 9 Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Moravskoslezském kraji

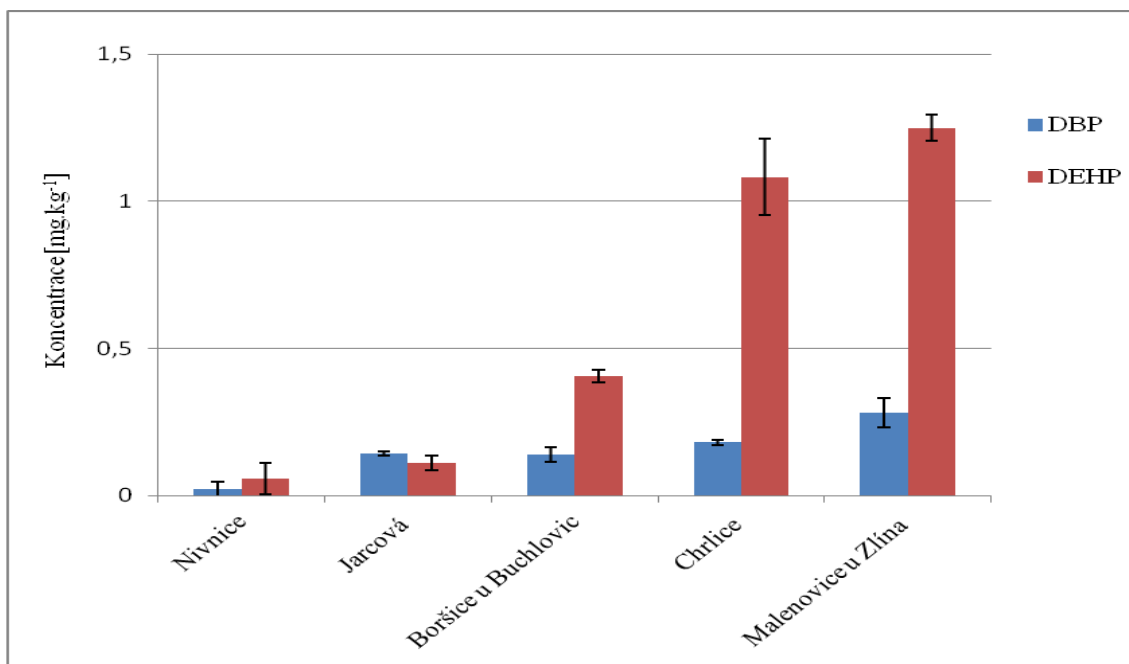
Koncentrace DEHP v Staré Bělé (OP)  $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ , byla nejvyšší ze všech oblastí v Moravskoslezském kraji. Nejnižší naměřená koncentrace byla v oblasti Město Albrechtice (OP)  $0,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší koncentrace DBP v Raškovicích (OP)  $0,35 \text{ mg.kg}^{-1}$ , kde se 0,5 km od místa odběru nacházelo lokální topeniště a výrobní akumulátorů Ferak Raškovice, které prokazatelně mají vliv na koncentraci kontaminace zdejšího okolí. Nejnižší naměřená koncentrace DBP v Staré Bělé ( $0,08 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).



Obr. 10 Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Ústeckém a Plzeňském kraji

Nejvyšší koncentrace DBP byla zaregistrována v Ústeckém kraji v oblasti Žatec - CH ( $0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), stejně tak i u DEHP ( $0,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Nejnižší koncentrace DBP byla monitorována v Plzeňském kraji v oblasti Zruč - OP ( $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) a nejvyšší množství DEHP v Lubenci - TTP ( $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).

Vysoký obsah znečištění v oblasti Žatec byl způsoben pravděpodobně dlouhodobým používáním postřiků.



Obr. 11 Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Jihomoravském a Zlínském kraji

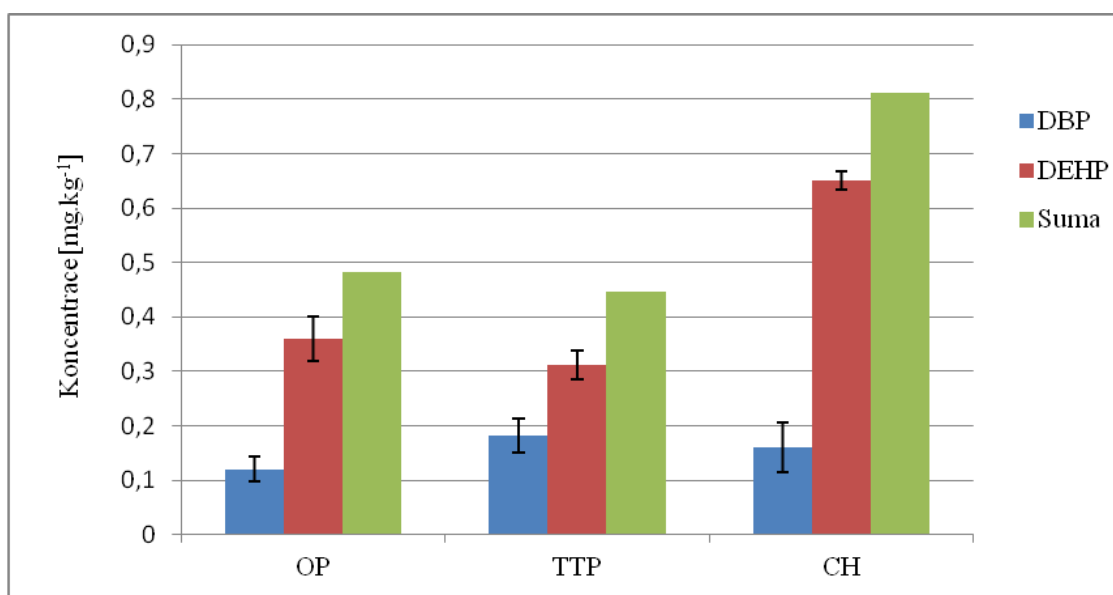
Z grafu porovnání koncentrací DBP a DEHP v Jihomoravském a Zlínském kraji vyplývá, že nejvyšší množství DBP bylo v Malenovicích u Zlína (OP)  $0,28 \text{ mg.kg}^{-1}$ , nejnižší koncentrace  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$  v Nivnicích (OP) ve Zlínském kraji.

Koncentrace DEHP s nejvyšší hodnotou  $1,25 \text{ mg.kg}^{-1}$  byla naměřena v Malenovicích u Zlína, nejmenší  $0,06 \text{ mg.kg}^{-1}$  v Nivnicích.

Koncentraci DEHP v Chrlčicích (OP) ovlivňuje ve velké míře přítomnost nedaleko (2 km) vzdáleného města Brna. Množství DEHP naměřené v oblasti Boršice u Buchlovic (OP) je patrně způsobeno přítomností 5 km východně vzdáleného podniku Colorlak a.s. ve Starém Městě. V Malenovicích u Zlína má na vliv na kvantitu DBP  $0,5 \text{ km}$  západně vzdálené ČOV Zlín spolu s městskou aglomerací Zlína. Průmyslová činnost je také soustředěna poblíž oblasti Jarcová (OP). Odůvodnění pro nízký obsah DBP v území Nivnice může být takové, že v oblasti nebyl aplikován postřik ani hnojivo předtím, než byl vzorek odebrán.



Na následujícím grafu (Obr. 12) jsou vzájemně porovnány jednotlivé typy kultur.



Obr. 12 Porovnání koncentrací DBP a DEHP ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) v jednotlivých kulturách zemědělské půdy České republiky v roce 2016

Z Obr. 12 je patrné, že nejvyšší obsah esterů kyseliny ftalové byl naměřen u chmelnice ( $0,81 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), což bylo zapříčiněno s největší pravděpodobností aplikací vysokých dávek postřiků a hnojiv. Nejnižší obsah naopak u trvalého travního porostu s průměrnou koncentrací  $0,45 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Nejvyšší obsah DBP byl analyzován v půdním typu trvalý travní porost, kdy jeho koncentrace byla v průměru  $0,18 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejnižší koncentrace byla zaregistrovány v orné půdě s průměrnou koncentrací  $0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Největší množství DEHP bylo naměřeno u chmelnice ( $0,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), nejnižší u trvalého travního porostu ( $0,31 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).

Studie monitorující distribuci PAEs v jednotlivých oblastech Pekingu. Koncentrace zhruba patnácti kontaminantů se pohybovala v rozmezí od 0,14 do 2,13 mg.kg<sup>-1</sup> s celkovým průměrem 0,99 mg.kg<sup>-1</sup>. DEHP, DIBP a DINBP se v 96 % nalézaly na pozorovaných územích. V některých zemědělských lokalitách byly koncentrace v půdě vyšší než v jiných regionech (Kankan et al., 2016).

Ve studii určené k shromáždění vzorků, jejich analýze a následnému pochopení závažnosti výskytu esterů kyseliny ftalové v orné půdě na území Číny. V provinciích Fujian, Guangdong a Xinjiang byla zjištěna vyšší hladina reziduí. Hlavním zdrojem kontaminace orné půdy na pozorovaném území byly zemědělské postupy používané k zlepšení úrodnosti - hnojiva, biomasa, čistírenské kaly. Celkové znečištění čínských zemědělských ploch se podle studie jeví jako mírné a v rámci přijatelných úrovní (Lili et al., 2014).

V srbském městě Novi Sad bylo odebráno 60 vzorků půdy a prachu. Průměrná koncentrace cizorodých látek v půdě byla stanovena na 0,83 mg.kg<sup>-1</sup> (Škrbic et al., 2016).

V Paříži byl porovnáván obsah kontaminantů v zemědělských nezemědělských plochách. Studie zkoumala úroveň koncentrace devíti ftalátů ve vzorcích kalů z čistíren odpadních vod, jejich prostup do hloubky půdy a možnost degradace. Sloučeniny s nízkou molekulovou hmotností snadněji prostupovaly do hlubších vrstev půdy, zatímco ty s vyšší molekulovou hmotností setrvaly ve svrchních vrstvách. Obsah DEHP se v horní vrstvě půdy po aplikaci zvýšil osminásobně. Poločas rozpadu v hloubce od 0 do 20 cm byl stanoven pro DEHP na 64 dní. Při porovnání koncentrací v zemědělských a nezemědělských půdách se dospělo k závěru, že městská půda je kontaminovaná ve větší míře (Tran et al., 2015).

Studie zaměřená na monitoring esterů kyseliny ftalové v České republice se zabývala dvěma estery: DBP a DEHP. Analýza byla provedena na půdách pocházejících ze 12 krajů. Vzorky tvořil pouze svrchní půdní horizont, přičemž vzorky tvořily kultury orné půdy, trvalé travní porosty a chmelnice. Celková koncentrace naměřených hodnot se pohybovala v rozmezí od 0,21 do 3,47 mg.kg<sup>-1</sup> (Daňková et al., 2016).

## 6 ZÁVĚR

Cílem diplomové práce byla analýza zemědělských půd, která vedla k zjištění jejich zatíženosti kontaminanty. V rámci monitorování bylo zkoumáno 40 lokalit.

Vzorky byly získány ve spolupráci s Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským v Brně v rámci monitoringu cizorodých látek v životním prostředí. V roce 2016 se půda odebírala ze svrchního horizontu v období únor a březen. Vzorky půdy představovaly tři zemědělské kultury a to ornice, trvalý travní porost a chmelnice. Do monitoringu bylo zapojeno 12 krajů na území České republiky. Ve Středočeském kraji byl realizován odběr ze 7 lokalit, v Jihočeském kraji ze 2 lokalit, v Plzeňském kraji ze 4 lokalit, Karlovarském kraji z 1 lokality, v Ústeckém kraji ze 4 lokalit, v Libereckém kraji z 1 lokality, Pardubickém kraji ze 2 lokalit, na Vysočině ze 4 lokalit, ve Zlínském kraji ze 4 lokalit, v Jihomoravském kraji z 1 lokality, v Olomouckém kraji ze 2 lokalit a v Moravskoslezském kraji z 8 lokalit.

Po odebrání a úpravě vzorků byla provedena analýza za použití vysokoúčinné kapalinové chromatografie s UV detekcí při vlnové délce 224 nm, kde mobilní fází tvořil acetonitril. Výsledky byly vyhodoceny pomocí kalibrační křivky za použití softwaru Agilent ChemStation for LC and LC/MS systems.

Ke zpracování výsledků kapalinové chromatografie byl použit program Microsoft Office Excel 2007. K charakterizaci výsledků byly použity základní statistické veličiny jako je minimum, maximum, směrodatná odchylka a průměr, které tvořily základ pro grafické zobrazení.

Koncentrace DBP se pohybovala v rozmezí od 0,07 do 0,21 mg.kg<sup>-1</sup>, DEHP od 0,19 do 1,08 mg.kg<sup>-1</sup>. Celková koncentrace kontaminantů na území České republiky se v roce 2016 pohybovala v rozmezí od 0,13 do 0,65 mg.kg<sup>-1</sup>.

Při srovnání množství kontaminantů v Jihočeském kraji a na Vysočině, bylo patrné, že nejvyšší zaznamenaná koncentrace DBP byla v Utíně 0,18 mg.kg<sup>-1</sup>, naopak nejnižší v Dražiči (0,04 mg.kg<sup>-1</sup>). Nejvyšší koncentrace DEHP byly naměřeny ve Vysokých Studenicích 0,77 mg.kg<sup>-1</sup>, nejnižší množství bylo detekováno v Žirovnicích (0,05 mg.kg<sup>-1</sup>). Vysoký obsah DEHP ve Střížově u Třebíče (0,71 mg.kg<sup>-1</sup>) byl pravděpodobně ovlivněn nedaleko vzdáleným podnikem na výrobu klišu.

V Karlovarském a Libereckém kraji byly vysoké koncentrace DEHP stanoveny v oblasti Jenišov (0,45 mg.kg<sup>-1</sup>), vysoký obsah zde byl nejpravděpodobněji ovlivněn

místem odběru, které se nacházelo blízko města Karlovy Vary. V oblasti Rádlo a Záhrad' byly změřeny stejné koncentrace DEHP o hodnotě  $0,32 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejnižší množství DEHP bylo v Újezdci u Sezemic  $0,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší množství DBP bylo nalezeno v Rádlu o velikosti  $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ , naopak nejnižší hodnota  $0,06 \text{ mg.kg}^{-1}$  byla v oblasti Záhrad' v Pardubickém kraji.

Ve Středočeském kraji bylo nejvyšší množství DEHP naměřeno v Kutné Hoře 1, kde jeho koncentrace představovala hodnotu  $1,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ , nejnižší koncentrace DEHP byla zastoupena v Lhotě u Příbramě  $0,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší koncentrace DBP byla zaznamenána v Příbrami  $0,27 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejnižší koncentrace DBP v Kutné Hoře 2  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

V Moravskoslezském kraji byla nejvyšší koncentrace DEHP zaregistrována v oblasti Stará Bělá o velikosti  $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ , Nejnižší koncentrace byla v oblasti Město Albrechtice  $0,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší koncentrace DBP v Raškovicích ( $0,35 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), kde se u místa odběru nacházelo lokální topeniště a výrobní akumulátorů Ferak Raškovice, které prokazatelně mají vliv na kontaminaci v okolí. Nejnižší koncentrace DBP v Staré Bělé byla  $0,08 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

V Ústeckém a Plzeňském kraji byla zaznamenána nejvyšší koncentrace DBP v oblasti Žatec  $0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ , stejně tak i u DEHP  $0,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejnižší koncentrace DBP byla monitorována v oblasti Zruč  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$  a nejnižší množství DEHP v Lubenci  $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Při porovnání koncentrací kontaminantů v Jihomoravském a Zlínském kraji vyplynulo, že nejvyšší množství DBP bylo v Malenovicích u Zlína  $0,28 \text{ mg.kg}^{-1}$ , nejnižší koncentrace  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$  v Nivnicích. Koncentrace DEHP s nejvyšší hodnotou  $1,25 \text{ mg.kg}^{-1}$  byla naměřena taktéž v Malenovicích u Zlína, nejnižší  $0,06 \text{ mg.kg}^{-1}$  v Nivnicích stejně jako u DBP. Na množství kontaminantů v oblasti Malenovice u Zlína má vliv čistírna odpadních vod spolu s městskou aglomerací Zlína. Nízká koncentrace znečištění v oblasti Nivnice byla nejspíše ovlivněna tím, že zde nebyl aplikován postřik ani hnojivo předtím, než byl vzorek odebrán.

Dále byl porovnán obsah DBP a DEHP v rámci jednotlivých typů kultur. Z výsledku je patrné, že nejvyšší obsah součtu obou kontaminantů byl detekován v chmelnici ( $0,81 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), což bylo zapříčiněno s největší pravděpodobností aplikací vysokých dávek postřiků a hnojiv. Nejnižší obsah naopak u trvalého travního porotu s průměrnou koncentrací  $0,45 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší obsah DBP byl analyzován u kultury

trvalý travní porost, kdy jeho koncentrace byla v průměru  $0,18 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejnižší koncentrace byla zaregistrovány v orné půdě s průměrnou koncentrací  $0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Největší množství DEHP bylo naměřeno u chmelnice ( $0,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), nejnižší u trvalého travního porostu ( $0,31 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).

Za vysoký obsah esterů kyseliny ftalové v životním prostředí v největší míře může atmosférická depozice tudíž průmyslová činnost, městská aglomerace a zemědělská činnost tudíž používání postřiků a hnojiv.

Česká republika nemá zavedenou legislativu upravující hodnotu esterů kyseliny ftalové v půdě. Řídí se podle doporučených limitů, které jsou uvedené v Metodickém pokynu Ministerstva životního prostředí z roku 2013. Stanovené limity pro DEHP pro průmyslové plochy je  $160 \text{ mg.kg}^{-1}$ , pro ostatní plochy na  $39 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Pro DBP jsou stanovené limity větší – pro průmyslové plochy  $82\,000 \text{ mg.kg}^{-1}$  a pro ostatní plochy  $6\,300 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Při zhodnocení výsledků monitoringu je možné říci, že koncentrace nepřesahují doporučené limity, které jsou uvedené v Metodickém pokynu Ministerstva životního prostředí přijatém v roce 2013, který vychází ze screeningových hodnot RSL (Regional Screening Levels) vydaných Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí USEPA (United States Environmental Protection Agency).

## 7 PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

- Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR), 1995: Toxicological profile for diethyl phthalate [online]. June 1995. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR), 1997: Toxicological profile for di-n-octyl phthalate [online]. September 1997. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2001: Toxicological profile for di-n-butyl phthalate update [online]. September 2001. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2002: Toxicological profile for di (2-ethylhexyl) phthalate update [online]. September 2002. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR), 2008: Toxic substances portal [online]. August 2008. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Ahn J. Y., Kim Y. H., Min J., Lee J., 2006: Accelerated degradation of dipentyl phthalate by *Fusarium oxysporum* f. sp. pisi cutinase and toxicity evaluation of its degradation products using bioluminescent bacteria. *Curr. Microbiol.*, 52: 340 - 344.
- Albro P. W., Thomas R. O., 1973: Enzymatic hydrolysis of di (2-ethylhexyl) phthalate by lipases. *Biochem. Biophys Acta.* [online]. 1973, 306: 380 - 90. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Albro P. W., Moore B., 1974: Identification of the metabolites of simple phthalate diesters in rat urine. *J. Chromatogr.* [online]. 1974; 94: 209 - 18. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Albro P. W., Lavenhar S. R., 1989: Metabolism of di (2-ethylhexyl) phthalate. *Drug. Metabol. Rev.* [online]. 1989; 21: 13 - 34. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Amir S., Hafidi M., Merlina G., Hamdi H., Jouraiphy A., El Gharous M., Revel J. C., 2005: Fate of phthalic acid esters during composting of both lagooning and activated sludges. *Process Biochem.*, 40: 2183 - 2190.
- Anderson D., Yu T. W., Hincal F., 1999: Effect of some phthalate esters in human cells in the comet assay, *Teratog. Carcinog. Mutagen*, 19 (4).

- Api A. M., 2001: Toxicological Profile of Diethyl Phthalate: A Vehicle for Fragrance and Cosmetic Ingredients." Food and chemical toxicology: an international journal published for the British Industrial Biological Research Association, 97 - 108., In: Paulsen L., 2015: The Health Risks of Chemicals in Personal Care Products and Their Fate in the Environment, *Chemistry honors papers*, 73.
- Barnabé S., Beauchesne I., Cooper D. G., Nicell J. A., 2008: Plasticizers and their degradation products in the process streams of a large urban physicochemical sewage treatment plant. *Water Res.*, 42: 153 - 162.
- Barr D. B., Silva M. J., Kato K., Reidy J. A., Malek N. A., Hurtz D., Sadowski M., Needham L. L., Calafat A. M., 2003: Assessing human exposure to phthalates using monoesters and their oxidized metabolites as biomarkers. *Environ. Health. Perspect.*, [online]. 2003, 111: 1148 - 51, [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Berge G., Andersen K., Haugen M. H., Maelandsmo G. M., 2010: Comment on the Importance of S100A4 in Regulation of MMP-13, *J. Biol. Chem.*, 285 (53), In: Paulsen L., 2015: The Health Risks of Chemicals in Personal Care Products and Their Fate in the Environment, *Chemistry honors papers*, 73.
- Bisesi M. S., 1994: Esters. In: Clayton GD, Clayton FE, eds. *Patty's industrial hygiene and toxicology*. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc., 2967 - 3118, In: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2001: Toxicological profile for di-n-butyl phthalate update [online]. September 2001. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Blount B. C., Silva M. J., Caudill S. P., Needham L. L., Pirkle J. L., Sampson E. J., Lucier G. W., Jackson R. J., Brock J. W., 2000: Levels of seven urinary phthalate metabolites in a human reference population., *Environ Health Perspect*, 108 (10).
- Brabcová K., Válek P., 2017: Dibutylftalát (DBP) [online]. Arnika [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <http://arnika.org>
- Brabcová K., Válek P., 2017: Bis (2-ethyl-hexyl) ftalát (DEHP) [online]. Arnika [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <http://arnika.org>

- Cadogan D, Howick C. 1992. Plasticizers. In: Elvers B, Hawkins S, Schultz G, eds. Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 5th ed. Vol A20: Photography to plastics, processing. Weinheim, Germany: VCH Verlagsgesellschaft, 439 - 457. In: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2001: Toxicological profile for di-n-butyl phthalate update [online]. September 2001. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Cadogan D, Howick C. 1996. Plasticizers. In: Kroschwitz J, Howe-Grant, eds. Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. Vol 19. New York, NY: John Wiley & Sons Inc., 258 - 290. In: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2001: Toxicological profile for dibutyl phthalate update [online]. September 2001. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Calafat A. M., Slakman A. R., Silva M. J., Herbert A. R., Needham L. L., 2004: Automated solid phase extraction and quantitative analysis of human milk for 13 phthalate metabolites. *J Chromatogr B* 2004; 805: 49 - 56. In: Biomonitoring summaries, Phthalates Overview [online], *Centers for Disease Control and Prevention*, [cit. 23. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.cdc.gov>
- Calafat A. M., McKee R. H., 2006: Integrating biomonitoring exposure data into the risk assessment process: phthalates diethyl phthalate and di (2-ethylhexyl) phthalate as a case study., *Environ. Health Perspect*, 114, 1783.
- Calafat A. M., Silva M. J., Reidy J. A., Grey L. E., Samandar E, Preau J. L., Herbert A. R., Needham L. L., 2006: Mono (3 - carboxypropyl) phthalate, a metabolite of dioctyl phthalate. *J Toxicol Environ Health Part A*. [online]. 2006; 215 - 227, [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: <http://www.tandfonline.com>
- Cartwright C. D., Owen S. A., Thompson I. P., Burns R. G., 2000: Biodegradation of diethyl phthalate in soil by a novel pathway. *FEMS Microbiol. Lett.*, 186: 27 - 34.
- Castle L., Gilbert J., Eklund T. 1990: Migration of plasticizer from polyvinyl chloride milk tubing. *Food Addit Contam* 7 (5): 591 - 596.
- Colon I., Caro D., Bourdony C. J., Rosario O., 2000: Identification of phthalate esters in the serum of young Puerto Rican girls with premature breast development, *Environ Health Perspect*, 108: 895 - 900.



- Clara M., Windhofer G., Hartl W., Braun K., Simon M, Gans O., 2010: Occurrence of phthalates In surface runoff, untreated and treated wastewater and fate Turing wastewater treatment. *Chemosphere*, 78, 1078 - 1084. In: Przybyłyńska P. A., Wyszowski M., 2016: Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms, *Ecol. Chem. Eng S.*, 23 (2), 347 - 356.
- Clark K., Cousins I. T., Mackay D., 2003: Assessment of critical exposure pathways. In Staples CA (ed), *The Handbook of Environmental Chemistry, Vol, 3, Part Q: Phthalate Esters*. 2003; New York, Springer, pp. 227 - 262. In: Biomonitoring summaries, Phthalates Overview [online]. *Centers for Disease Control and Prevention*, [cit. 23. 1. 2017], Dostupné z: <https://www.cdc.gov/>
- Cirillo T., Fasano E., Castaldi E., 2011: Children's exposure to di (2-ethylhexyl) phthalate and dibutylphthalate plasticizers from school meals., *J. Agric. Food. Chem.*, 59 (19): 10532 - 10538.
- Copper B., Dong M., 2017, First PCBS, now DEHP ballasts, In: Lamp environmental industries, Inc. [online]. *Lei recycle*, [cit. 23. 1. 2017]. Dostupné na: <http://leirecycle.com>
- Černá E., Hrabětová S., 1997: Systém kontroly a monitoringu cizorodých látek v rezortu zemědělství [online]. *Chemické listy*, 91, 829 - 832, ISSN1213-710. [cit. 18. 1. 2016], Dostupné na: [www.chemicke-listy.cz](http://www.chemicke-listy.cz)
- Černá M., Krsková A., Grafretterová A., Forysová K., Vrbík K., Malý M., 2013: Ftaláty: expoziční zdroje, zdravotní rizika, expozice české populace [online], Státní zdravotní ústav, Praha, Ústav obecné hygieny, 3 LF UK – Krajská hygienická stanice Liberec [cit. 20. 1. 2017]. Dostupné na: <http://www.szu.cz>
- Daňková R., 2016: Monitoring esterů kyseliny ftalové v zemědělských půdách, Brno, Disertační práce, Mendelova univerzita v Brně, Fakulta agronomická, Ústav technologie potravin, Vedoucí práce: prof. Ing. Alžběta Jarošová, Ph. D.
- Daňková R., Jarošová A., Poláková Š., 2016: Ananalysis of phthalate presence in agricultural soils in Czech republic, *Polish Journal of Environ. Studies*, [online]. 25, 443 - 446, [cit. 17. 2. 2017], Dostupné na: <http://apps.webofknowledge.com>
- Duty S. M., Silva M. J., Barr D. B., Brock J. W., Ryan L., Chen Z., Herrick R. F., Christiani D. C., Hauser R., 2003: Phthalate exposure and human semen parameters, *Epidemiology*, 3.

- Dennis D. A., Chapman P. J., Dagley S., 1973: Degradation of protocatechuate in *Pseudomonas testosteroni* by a pathway involving oxidation of product of meta fission. *J. Bacteriol.*, 113: 521 - 523.
- Eaton R. W., Ribbons D. W., 1982: Metabolism of dibutylphthalate and phthalate by *Micrococcus* sp strain 12b. *J Bacteriol.*, 151: 48 - 57.
- Elder D. J. E., Kelly D. J., 1994: The bacterial degradation of benzoic-acid and benzenoid compounds under anaerobic conditions-unifying trends and new perspectives. *FEMS Microbiol Rev.*, 13: 441 - 468.
- EPA, 1981: An exposure and risk assessment for phthalate esters, Washington, D. C., U. S. *Environmental Protection Agency*, Office of Water Regulations and Standards. EPA-440/4-81-020. NTIS No. PB85-211936. In: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2001: Toxicological profile for di-n-butyl phthalate update [online]. September 2001. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Flaw J. A., Hannon P. R., 2015: The effect of phthala (Frontiers in endocrinology), In: Web of science 2015, Frontiers media sa, Po box 110, epfl innovation park, building I, Lausanne, 1015, Switzerland. ISSN1664-2392.
- Foster P. M., 2006: Disruption of reproductive development in male rat offspring following in utero exposure to phthalate esters., *Int. J. Androl.*, 29.
- Franc A., Okáčová L., Rabišová M., Vetchý D., 2011: Zvýšení biodostupnosti těžce rozpustných léčivých látek technologickými postupy usnadňujícími jejich rozpuštění, In: *Chemické listy* [online], Ústav technologie léků, Farmaceutická fakulta, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <http://www.chemicke-listy.cz>
- Fredricsson B., Moller L., Pousette A., Westerholm R., 1993: Human sperm motility is affected by plasticizers and diesel particulate extract, *Pharmacol. Toxicol.*, 72 (2).
- Gavala H. N., Alatríste - Mondragon F., Iranpour R., Ahring B. K., 2003: Biodegradation of phthalate esters during the mesophilic anaerobic digestion of sludge. *Chemosphere*, 52: 673 - 682.
- Gu J. D., Li J., Wang Y., 2005: Biochemical pathway and degradation of phthalate ester isomers by bacteria. *Water Sci. Technol.*, 52: 241 - 248.

- Gupta Y. K., Mathur N., Pant A. B., Pant N., Saxena D. K., Shukla M., 2010: Environmental and experimental exposure of phthalate esters: The toxicological consequence on human sperm, *Human and Experimental toxicology* 2010, 30 (6): 507 - 514.
- Hashizume K., Nanya J., Toda C., Yasui T., Nagano H., Kojima N., 2002: Phthalate esters detected in various water samples and biodegradation of the phthalates by microbes isolated from river water. *Biol. Pharm. Bull.*, 25: 209 - 214.
- Hauser R., Meeker J. D., Singh N. P., Silva M. J., Ryan L., Duty S., Calafat A. M., 2007: DNA damage in human sperm is related to urinary levels of phthalate monoester and oxidative metabolites, *Hum. Reprod.*, 22 (3).
- Howdeshell K. L., Wilson V. S., Furr J., Lambright C. R., Rider C. V., Blystone C. R., Hotchkiss A. K., Gray L. E., 2008: A mixture of five phthalate esters inhibits fetal testicular testosterone production in the Sprague Dawley rat in cumulative dose additive manner., *Toxicol. Sci.*, 105 (1).
- HSDB, 1990: Hazardous Substances Data Bank. National Library of Medicine, National Toxicology Information Program, Bethesda, MD. July 18, 1990, In: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2002: Toxicological profile for di (2 - ethylhexyl) phthalate update [online]. September 2001. [cit. 25. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Chang B. V., Yang C. M., Cheng C. H., Yuan S. Y., 2004: Biodegradation of phthalate esters by two bacteria strains. *Chemosphere.*, 55: 533 - 538.
- Chang B. V., Liao C. S., Yuan S. Y., 2005 a: Anaerobic degradation of diethyl phthalate, di-n-butyl phthalate, and di (2-ethylhexyl) phthalate from river sediment in Taiwan. *Chemosphere*, 58: 1601 - 1607.
- Chao W. L., Lin C. M., Shiung I. I., Kuo Y. L., 2006: Degradation of dibutyl-phthalate by soil bacteria. *Chemosphere*, 63: 1377 - 1383.
- Chao W. L., Cheng C. Y., 2007: Effect of introduced phthalate-degrading bacteria on the diversity of indigenous bacterial communities during di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) degradation in a soil microcosm. *Chemosphere*, 67: 482 - 488.
- Jarošová A., Gajdušková V., Raszyk J., Ševelak., 1999: Di (2-ethylhexyl) phthalate and dibutyl phthalate in the tissues of pigs and broiler chicks after their oral administration. *Veterinární Medicína*, 44 (3): 61-70. ISSN0375-8427.

- Jonsson S., Ejlertsson J., Svensson B. H., 2003: Transformation of phthalates in Young landfill cells. *Waste Manage*, 23:641-651. In: Przybyłyńska P. A., Wyszowski M., 2016: Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms, *Ecol. Chem. Eng S.*, 23 (2), 347 - 356.
- Jonsson B. A., Richthoff J., Rylander L., Giwerman A., Hagmar L., 2005: Urinary phthalate metabolites and biomarkers of reproductive function in young man, *Epidemiology*, (4).
- Juneson C., Ward O. P., Singh A., 2001: Biodegradation of bis (2-ethylhexyl) phthalate in a soil slurry-sequencing batch reactor. *Process. Biochem.*, 37: 305 - 313.
- Kalmykova Y., Björklund K., Strömvall A., Blom L., 2013: Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachates and stormwater. *Water Res.*, 47:1317 - 1328. In: Przybyłyńska P. A., Wyszowski M., 2016: Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms, *Ecol. Chem. Eng S.*, 23 (2), 347 - 356.
- Kankan L., Dong M., Juan W., Chao Ch., Yanxi S., 2016: Distribution of phthalate esters in agricultural soil with plastic film mulching in Shandong Peninsula, East China, *Chemosphere* [online]. 164, 314 - 321. [cit. 17. 2. 2017], Dostupné na: <http://www.sciencedirect.com>
- Kapanen A., Stephen J. R., Bruggemann J., Kiviranta A., White D. C., Itavaara M., 2007: Diethyl phthalate in compost: ecotoxicological effects and response of the microbial community. *Chemosphere*, 67: 2201 - 2209.
- Kato K., Silva M. J., Reidy J. A., Hurtz D., Malek N. A., Needham L. L., Nakazawa H., Barr D. B., Calafat A. M., 2004: Mono (2-ethyl-5-hydroxyhexyl) phthalate and mono (2-ethyl-5-oxohexyl) phthalate as biomarkers for human exposure assessment to di (2 - ethylhexyl) phthalate. *Environ Health Perspect*, [online]. 2004; 112: 327 - 30, 227. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Kato K., Silva M. J., Needham L. L., Calafat A. M., 2005: Determination of 16 phthalate metabolites in urine using automated sample preparation and on-line preconcentration/high-performance liquid chromatography / tandem mass spectrometry. *Anal Chem.*, [online]. 2005; 77: 2985 - 91. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: <http://pubs.acs.org>
- Kim Y. H., Lee J. W., Ahn J. Y., Gu M. B., Moon S. H., 2002: Enhanced degradation of an endocrine-disrupting chemical, butyl benzyl phthalate, by *Fusarium oxysporum* f. sp. *pisi* cutinase. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68: 4684 - 4688.

- Kim Y. H., Lee J., 2005: Enzymatic degradation of dibutyl phthalat and toxicity of its degradation products. *Biotechnol. Lett.*, 27: 635 - 639.
- Kim Y. H., Min J. H., Bae K. D., Gu M. B., Lee J., 2005: Biodegradation of dipropyl phthalate and toxicity of its degradation products: a comparison of *Fusarium oxysporum* f. sp. pisi cutinase and *Candida cylindracea* esterase. *Archives of Microbiol.*, 184: 25 - 31.
- Kim Y. H., Seo H. S., Min J., Kim Y. C., Ban Y. H., Han K. Y., Park J. S., Bae K. D., Gu M. B., Lee J., 2007: Enhanced degradation and toxicity reduction of dihexyl phthalate by *Fusarium oxysporum* f. sp. piscutinase. *J Appl. Microbiol.*, 102: 221 - 228.
- Kim D. S., Um H - J., Lim E - S., Min J., Kim Y. H., 2008: Degradation of diphenyl phthalate by *Sphingomonas chungbukensis*. *Biotechnol. Lett.*, 30: 93 - 96.
- Kleerebezem R., Pol L. W. H., Lettinga G., 1999b: Anaerobic biodegradability of phthalic acid isomers and related compounds. *Biodegradation*, 10: 63 - 73.
- Koch H. M., Rossbach B., Drexler H., Jürgen A., 2003: Internal exposure of the general population to DEHP and other phthalates-determination of secondary and primary phthalate monoester metabolites in urine. *Environ Res.*, [online]. 2003; 93: 177 - 85., [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: <http://www.sciencedirect.com/>
- Koch H. M., Drexler H., Angerer J., 2004: Internal exposure of nursery-school children and their parents and teachers to di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). *Int J Hyg Environ Health.*, [online]; 2004; 207: 15 - 22. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Koch H. M., Bolt H. M., Angerer J., 2004: Di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) metabolites in human urine and serum after a single oral dose of deuterium-labelled DEHP. *Arch. Toxicol.*, [online]; 2004; 78: 123 - 30. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Koch H. M., Bolt H. M., Preuss R., Angeres J., 2005: New metabolities of di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in human urine and serum after single oral doses of deuterium-labeled DEHP, *Archives of Toxicology.*, (7), 367.
- Koo H. J., Lee B. M., 2004: Estimated exposure to phthalates in cosmetics and risk assessment, *J. Toxicol. Environ. Health.*, 67.
- Laudet-Hesbert A., Saillenfait A. M., 2005: Phtalates [online]. *EMC - toxicologie a pathologie* 2, 1 - 13. [cit. 18. 1. 2017]. Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)

- Lee B. M., Koo H. J., 2007: Hershberger assay for antiandrogenic effect of phthalates., *J. Toxicol. Environ. Health.*, 70.
- Li H., Gu J. D., 2007: Complete degradation of dimethyl isophthalate requires the biochemical cooperation between *Klebsiella oxytoca* Sc and *Methylobacterium mesophilicum* Sr Isolated from Wetland sediment. *Sci. Total. Environ.*, 380: 181 - 187.
- Liang D. W., Zhang T., Fang H. H. P., He J., 2008: Phthalate biodegradation in the environment, *Appl. Microbiol, Biotechnol.*, 80: 183 - 198.
- Lili N., Yang X., Chao X., Lingxiang Y., Weiping L., 2014: Status of phthalate esters contamination in agricultural soils across China and associated health risks, *Environmental Pollution*, [online]. 195, 16 - 23. [cit. 17. 2. 2017],  
Dostupné na: <http://www.sciencedirect.com>
- Liss G. M., Albro P. W., Hartle R. W., Stringer W. T., 1985: Urine phthalate determinations as an index of occupational exposure to phthalic anhydride and di (2-ethylhexyl) phthalate. *Scand J Work Environ Health* 1985; 11(5): 381 - 387. In: Biomonitoring summaries, Phthalates Overview [online]. *Centers for Disease Control and Prevention*, [cit. 23. 1. 2017], Dostupné z: <https://www.cdc.gov>
- Lorber M., Calafat A. M., 2012: Dose reconstruction of di (2-ethylhexyl) phthalate using a simple pharmacokinetic model. *Environ Health Perspect* 120 (12): 1705 - 1710.
- Madsen P. L., Thyme J. B., Henriksen K., Moldrup P., Roslev P., 1999: Kinetics of di (2-ethylhexyl) phthalate mineralization in sludge amended soil. *Environ. Sci. Technol.*, 33: 2601 - 2606.
- Main K. M., Mortensen G. K., Kaleva M. M., Boisen., Damgaard I. N., Chellakooty M., Schmidt I. M., Suomi A. M., Virtanen H. E., Petersen D. V., Andersson A. M., Toppari J., Skakkeback N. E., 2006: Human breast milk contamination with phthalates and alternations of endogenous reproductive hormones in infants free months of age., *Environ Health Perspect*, 114 (2).
- Marttinen S. K., Hanninen K., Rintala J. A., 2004: Removal of DEHP in composting and aeration of sewage sludge. *Chemosphere*, 54: 265 - 272.
- Matsumoto M., Koizumi M. H., Ema M., 2008: Potential adverse effect of phthalic acid esters on human health: A review of recent studies on reproduction., *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 50 (1): 37 - 49.
- McKee R. H., El-Hawari M., Stoltz M., Pallas F., Lington A. W., 2002: Absorption, disposition and metabolism of diisononyl phthalate (DINP) in F-344 rats. *J Appl Toxicol*

- [online]. 2002; 22: 293 - 302, [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- McKee R. H., Butala J. H., David R. M., Gans G., 2004: NTP center for the evaluation of risk to human reproduction reports on phthalates: addressing the data gaps, *Reprod. Toxicol.*, 18 (1).
- McKee R. H., Butala J. H., David R. M., Gans G., 2005: NTP center for the evaluation of risks to human reproduction reports on phthalates: addressing the data gaps [review]. *Reprod. Toxicol.* 2004; 18 (1): 1 - 22. In: Biomonitoring summaries, Phthalates Overview [online], *Centers for Disease Control and Prevention*, [cit. 23. 1. 2017]. Dostupné na: <https://www.cdc.gov>
- Metodický pokyn MŽP: Indikátory znečištění 2013 [online], *Ministerstvo životního prostředí*, [cit. 23. 2. 2017]. Dostupné na: <http://www.mzp.cz>
- Mohan S. V., Shailaja S., Krishna M. R., Reddy K. B., Sarma P. N., 2006: Bioslurry phase degradation of di-ethyl phthalate (DEP) contaminated soil in periodic discontinuous mode operation: influence of bioaugmentation and substrate partition. *Process. Biochem.*, 41: 644 - 652.
- Montuori P., Jover E., Morgantini M., Nayona J. M., Triassi M., 2008: Assessing human exposure to phthalic acid and phthalate esters from mineral water stored in polyetylen terephthalate and glass bottles. *Food Addit Contam.*, 25 (4): 511 - 8.
- Mortensen G. K., Main K. M., Andersson A-M., Leffers H., Skakkebaek N. E. Determination of phthalate monoesters in human milk, consumer milk, and infant formula by tandem mass spectrometry (LC-MS-MS). *Anal. Bioanal. Chem.* 2005; 382: 1084 - 1092, In: Biomonitoring summaries, Phthalates Overview [online]. *Centers for Disease Control and Prevention*, [cit. 23. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.cdc.gov>
- Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 166/2006 ze dne 18. Ledna 2006, kterým se zřizuje evropský registr úniku a přenosů znečišťujících látek a kterým se mění směrnice Rady 91/689/EHS a 96/61/ES.
- Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1272/2008 ze dne 16. Prosince 2008 o klasifikaci, označování a balení látek a směsí, o změně a zrušení směrnic 67/548/EHS a 1999/45/ES a o změně nařízení (ES) č. 1907/2006.
- Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1223/2009 ze dne 30. Listopadu 2009 o kosmetických přípravcích.



Nařízení Komise (EU) č. 10/2011 ze 14. Ledna 2011 o materiálech a předmětech z plastů určených pro styk s potravinami.

Nařízení vlády 23/2011 Sb. Ze dne 22. Prosince 2010, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. nařízení vlády 450/2011 Sb., ze dne 21. Prosince 2011, kterým se mění 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.

Nařízení vlády č. 9/2013 Sb. Ze dne 20. Prosince 2012, kterým se mění nařízení vlády č. 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví při práci, ve znění pozdějších předpisů.

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

Nielsen J., Akesson B., Skerfving S., 1985: Phthalate ester exposure-air levels and health of workers processing polyvinylchloride. *Am Ind Hyg Assoc J* 1985; 46(11): 643 - 647. In: Biomonitoring summaries, Phthalates Overview [online]. *Centers for Disease Control and Prevention*, [cit. 23. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.cdc.gov>

Nomura Y., Nakagawa M., Ogawa N., Harashima S., Oshima Y., 1992: Genes in pht plasmid encoding the initial degradation pathway of phthalate in *Pseudomonas putida*. *J Ferm. Bioeng.*, 74: 333 - 344.

NTP, 1989: National Toxicology Program. Fifth Annual Report on Carcinogens: Summary 1989. National Institute of Environmental Health Sciences, Research Triangle Park, NC, In: : Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2002: Toxicological profile for di (2 - ethylhexyl) phthalate update [online]. September, 2001. [cit. 25. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.atsdr.cdc.gov>

Pan G., Hanaoka T., Yoshimura M., Zhang S., Wang P., Tsukino H., et al., 2006: Decreased serum free testosterone in workers exposed to high levels of di-n-butyl phthalate (DBP) and di 2 - ethylhexyl phthalate (DEHP): a cross-sectional study in China. *Environ Health Perspect* 2006; 114 (11): 1643 - 1648. In: Biomonitoring



- summaries, Phthalates Overview [online]. *Centers for Disease Control and Prevention*, [cit. 23. 1. 2017], Dostupné na: <https://www.cdc.gov>
- Paulsen L., 2015: The Health Risks of Chemicals in Personal Care Products and Their Fate in the Environment, *Chemistry honors papers*, 73.
- Petersen J. H., Jensen L. K., 2010: Phthalates and food - contact materials: enforcing the 2008 European Union plastics legislation. *Food Addt. Contam. Part A Chem. Anal. Control. Expo. Risk Assess.*, 27 (11): 1608 - 1616.
- Petrlík J., Válek P., 2017: Ftaláty, In: Arnika [online]. Česká verze [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: <http://arnika.org>
- Preuss R., Koch H. M., Angerer J., 2005: Biological monitoring of the five major metabolites of di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in human urine using column switching liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. B.*, [online]. 2005; 816: 269 - 80. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)
- Przybyłyńska P. A., Wyszowski M., 2016: Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms, *Ecol. Chem. Eng S.*, 23 (2), 347 - 356.
- Roslev P., Madsen P. L., Thyme J. B., Henriksen K., 1998: Degradation of phthalate and di (2-ethylhexyl) phthalate by indigenous and inoculated microorganisms in sludge-amended soil. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64: 4711 - 4719.
- Roslev P., Vorkamp K., Aarup J., Frederiksen K., Nielsen P. H., 2007: Degradation of phthalate esters in an activated sludge wastewater treatment plant. *Water Res.*, 41: 969 - 976.
- Růžičková J., Raclavská H., Raclavský R., Juchelková D., 2015: Phthalates in PM<sub>2.5</sub> airborne particles in the Moravian-Silesian Region, *Czech Republic*, [online]. 7, 178 - 183. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)
- Rudel R. A., Gray J. M., Engel C. L., 2011: Food packaging and bisphenol A and bis (2-ethylhexyl) phthalate exposure: findings from a dietary intervention. *Environ. Health Perspect*, 119 (7): 914 - 920.
- Salapavidou M., Samara C., Voutsas D., 2011: Endocrine disrupting compounds in the atmosphere of the urban area of Thessaloniki, Greece, *Atmos. Environ.*, 45, 3720 - 3729, In: Paulsen L., 2015: The Health Risks of Chemicals in Personal Care Products and Their Fate in the Environment, *Chemistry honors papers*, 73.

- Sathyanaryana S., Karr C. J., Lozano P., Brown E., Calafat A. M., Liu F., Swan S. H., 2008: Baby care product: possible sources of infant phthalate exposure. *Pediatrics.*, 121 (2).
- Shailaja S., Ramakrishna M., Mohan S. V., Sarma P. N., 2007: Biodegradation of dibutyl phthalate (DnBP) in bioaugmented bioslurry phase reactor. *Bioresour. Technol.*, 98: 1561 - 1566.
- Sharman M., Read W. A., Castle L., Gilbert J., 1994: Levels of di (2-ethylhexyl) phthalate and total phthalate esters in milk, cream, butter and cheese. *Food Addit. Contam.*, 11, 375 - 385.
- Schechter A., Lorber M., Guo Y., 2013: Phthalate concentrations and dietary exposure from food purchased in New York State. *Environ Health Perspect* 121 (4): 473 - 479.
- Shelton D. R., Boyd S. A., Tiedje J. M., 1984: Anaerobic biodegradation of phthalic - acid esters in sludge. *Environ. Sci Technol.*, 18: 93 - 97.
- Schettler T., 2006: Human exposure to phthalates via consumer products. *Int. J. Androl.*, 29 (1): 134 - 139.
- Silva M. J., Barr D. B., Reidy J. A., Kato K., Malek N. A., Hodge C. C., Hurtz D., Calafat A. M., Needham L. L., Brock J. W., 2003: Glucuronidation patterns of common urinary and serum monoester phthalate metabolites. *Arch. Toxicol.*, [online]. 2003; 77: 561 - 7. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Silva M. J., Kato K., Gray E. L., Wolf C., Needham, L. L., Calafat A. M., 2005: Urinary metabolites of di-n-octyl phthalate in rats. *Toxicology* [online]. 2005; 210: 123 - 33. [cit. 4. 2. 2017], Dostupné na: [www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)
- Staples C. A., Peterson D. R., Parkerton T. F., Adams W. J., 1997: The environmental fate of phthalate esters: a literature review. *Chemosphere*, 35: 667 - 749.
- Staples C. A., 2003: Phthalate esters: *The handbook of Environmental Chemistry*. 3. USA: Fairfar, Virginia, 2003. ISBN3-540-00992-2.
- Subhan F., Tahir F., Ahmad R., Khan Z. D., 1995: Oligospermia and its relation with hormonal profile, *J. Pak. Med. Assoc.*, 45.
- Swan S. H., Main K. M., Liu F., Stewart S. L., Kruse R. L., Calafat A. M., Mao C. S., Redmon J. B., Ternand C. L., Sullivan S., Teague J. L., 2005: Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure., *Environ. Health Perspect*, 113.

- Swan S. H., 2008: Environmental phthalate exposure in relation reproductive outcomes and other health endpoints in human, *Environmental Research*, 108(2).
- Škrbic B. D., Ji Y., Djuriscic - Mladenovic N., Zhao J., 2016: Occurrence of the phthalate esters in soil and street dust samples from the Novi Sad city area, Serbia, and the influence on the children's and adults' exposure, *J. Hazard. Materials*, [online]. 312, 272 - 279, [cit. 17. 2. 2017], Dostupné na: <http://www.sciencedirect.com>
- Teil M. J., Blanchard M., Chevreuil M., 2006: Atmospheric fate of phthalate esters in an urban area (Paris-France), *Sci. Total Environ.*, 354, 212 - 223, In: Růžičková J., Raclavská H., Raclavský R., Juchelková D., 2015: Phthalates in PM<sub>2.5</sub> airborne particles in the Moravian-Silesian Region, Czech Republic, 7, 178 - 183.
- Thurén A., Larsson P., 1990: Phthalate esters in the Swedish atmosphere. *Environ Sci Technol* 24: 554 - 559, In: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2001: Toxicological profile for dibutyl phthalate update [online]. September 2001. [cit. 24. 1. 2017], Dostupné na: [www.atsdr.cdc.gov](http://www.atsdr.cdc.gov)
- Tietelbaum S. L., Britton J. A., Calafat A. M., Ye X., Silva M. J., Reidy J. A., Galvez M. P., Brenner B. L., Wolff M. S., 2008: Temporal variability in urinary concentrations of phthalate metabolites, phytoestrogen and phenols among minority children in the United States. *Environmental Research*, 106 (2), 257.
- Tran B., Teil M. J., Blanchard M., Alliot F., Chevreuil M., 2015: Fate of phthalates and BPA in agricultural and non-agricultural soils of the Paris area (France), *Environ. Sci. And Poll. Research*, [online]. 12, 11118 - 11126, [cit. 17. 2. 2017], Dostupné na: <http://apps.webofknowledge.com>
- Tsumura Y., Ishimitsu S., Kaihara A., 2001: Di (2-ethylhexyl) phthalate contamination of retail packed lunches caused by PVC gloves used in the preparation of foods. *Food Addit. Contam.*, 18 (6): 569 - 579.
- Turner A., Rawling M. C., 2000: The behaviour of di (2-ethylhexyl) phthalate in estuaries. *Marine Chem.*, 68: 203 - 217.
- Velíšek J., 2002: *Chemie potravin 3*, Vyd. 2., upr. Tábor: OSSIS, 2002. ISBN80-86659-02-X.
- Vikelsø J., Thomsen M., Carlsen L., 2002: Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils, *Sci Total Environ.*, 296 (1 - 3), 105 - 116, In: Przybyłyńska P. A., Wyszowski M., 2016: Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms, *Ecol. Chem. Eng S.*, 23 (2), 347 - 356.

- Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 298/1997, kterou se stanoví chemické požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, podmínky jejich použití, jejich označování na obalech, požadavky na čistotu a identitu přídatných látek a potravních doplňků a mikrobiologické požadavky na potravní doplňky a látky přídatné.
- Vyhláška 409/2005 Sb. Ze dne 30. Zář 2005 o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody.
- Vyhláška 521/2005 Sb. Ze dne 13. Prosince 2005, kterou se mění vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 84/2001 Sb., o hygienických požadavcích na hračky a výrobky pro děti ve věku do 3. Let.
- Vyhláška 127/2009 Sb. Ze dne 5. Května 2009, kterou se mění vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 38/2001 Sb., o hygienických požadavcích na výrobky určené pro styk potravinami a pokrmy, ve znění pozdějších předpisů.
- Vyhláška 448/2009 Sb. Ze dne 10. prosince 2009 o stanovení hygienických požadavků na kosmetické prostředky.
- Vyskočilová J., 2008: Katalytická oxidace DEHP peroxidem vodíku, Zlín, Bakalářská práce (nepubl., dep. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně). Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Fakulta technologická, Ústav inženýrství a ochrany životního prostředí, Vedoucí práce: Ing. Marie Dvořáčková, Ph. D.
- Wang J. L., Liu P., Shi H. C., Qian Y., 1997: Biodegradation of phthalic acid ester in soil by indigenous and introduced microorganisms. *Chemosphere*, 35: 1747 - 1754.
- Wang J. L., Chen L. J., Shi H. C., Qian Y., 2000: Microbial degradation of phthalic acid esters under anaerobic digestion of sludge. *Chemosphere*, 41: 1245 - 1248.
- Wang W., Wu F., Huang M., Kang Y., Cheung K., Wong M. H., 2013d: Size fraction effect on phthalate esters in river sediment in areas with different land use patterns. *Sci Total Environ.*, 500-501: 113 - 119. ISSN0048-9697.
- Welsh M., Saunders P. T., Fiskens M., Scott H. M., Hutchison G. R., Smith L. B., Sharpe R. M., 2008: Identification in rats of a programming window for reproductive tract masculinization, disruption of which leads to hypospadias and cryptorchidism., *J. Clin. Invest.*, 118.
- Wormuth M., Scheringer M., Vollenweider M., Hungerbühler K., 2006: What are the sources of exposure to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans?, *Risk Anal.*, 26 (3): 803 - 824.

- Xia F., Zheng P. Z. Q., Feng X., 2004: Relationship between quantitative structure and biodegradability for phthalic acid ester compounds. *J. Zhejiang. Univ.*, (Agri Life Sci) 30: 141 - 146
- Xie Z., Ebinghaus R., Temme Ch., Caba A., Ruck W., 2015: Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of phthalates in the North Sea (German Bight), *Atmos. Environ.*, In: Růžičková J., Raclavská H., Raclavský R., Juchelková D., 2015: Phthalates in PM<sub>2.5</sub> airborne particles in the Moravian-Silesian Region, Czech Republic, 7, 178 - 183.
- Xu-Liang C., 2010: Phthalate esters in Food: Sources, occurrence and analytical methods, *Comprehensive reviews in food science and food safety*, 9 (1), 21 - 43.
- Yang J., Hauser R., Goldman R. H, 2013: Taiwan food scandal: the illegal use of phthalates as clouding agent and their contribution to maternal exposure. *Food Chem. Toxicol.*, 58: 362 - 368.
- Yuan S. Y., Liu C., Liao C. S., Chang B. V., 2002: Occurrence and microbial degradation of phthalate esters in Taiwan river sediments. *Chemosphere*, 49: 1295 - 1299.
- Yuwatini E., Hata N., Taguchi S., 2006: Behavior of di (2-ethylhexyl) phthalate discharged from domestic waste water into aquatic environment. *J. Environ. Monitor.*, 8: 191 - 196.
- Zacharewski T. R., Meek M. D., Clemons J. H., Wu Z. F., Fielden M. R., Matthews J. B., 1998: Examination of the in vitro and in vivo estrogenic activities of eight commercial phthalate esters, *Toxicol. Sci.*, 46 (2).
- Zhou Q. H., Wu Z. B., Cheng S. P., He F., Fu G. P., 2005: Enzymatic activities in constructed wetlands and di-n-butyl phthalate (DBP) biodegradation. *Soil. Biol. Biochem.*, 37: 1454 - 1459.
- Zorníková G, Jarošová A, Hřivna L., 2011: Distribution of phthalic acid esters in agricultural plants and soil. *Acta Univ. Agric. Silvic. Mendel. Brun.* 2011; LIX (3): 233 - 238. In: Przybylyńska P. A., Wyszowski M., 2016: Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms, *Ecol. Chem. Eng S.*, 23 (2), 347 - 356.
- Zeng F., Lin Y., Cui K., Wen J., Ma Y., Chen H., Zhu F., Ma Z., Zeng Z., 2010: Atmospheric deposition of phthalate esters in subtropical city. *Atmos. Environ.*, 44 (6): 834 - 840., ISSN1352-2310.

## 8 SEZNAM OBRÁZKŮ

*Obr. 1* Struktura kyseliny ftalové, Zdroj: [online].[cit. 24. 1. 2017], Dostupné na:

<http://www.prepchem.com>

*Obr. 2* Mapa rozmístění jednotlivých ploch pro monitorování ftalátů v ČR

*Obr. 3* Schéma odběru vzorků – po lomené čáře

*Obr. 4* Chromatogram detekce ftalátů ve vzorku půdy (červeně zbarvená křivka představuje nástřik standardu, modrá křivka vzorek)

*Obr. 5* Koncentrace DBP, DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) a jejich směrodatné odchylky ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v jednotlivých krajích

*Obr. 6* Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Karlovarském, Libereckém a Pardubickém kraji

*Obr. 8* Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) ve Středočeském kraji

*Obr. 9* Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Moravskoslezském kraji

*Obr. 10* Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Ústeckém a plzeňském kraji

*Obr. 11* Koncentrace DBP a DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ve vzorcích zemědělské půdy České republiky (2016) v Zlínském a Jihomoravském kraji

*Obr. 12* Porovnání koncentrací DBP a DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) v jednotlivých kulturách zemědělské půdy České republiky v roce 2016

## 9 SEZNAM TABULEK

*Tab. 1* Fyzikální a chemické vlastnosti ftalátů

*Tab. 2* Zdravotní dopad ftalátů u malých dětí chlapeckého pohlaví (Swan, 2008)

*Tab. 3* Zdravotní dopad na obě pohlaví (Swan, 2008)

*Tab. 4* Seznam pozorovaných lokalit monitoringu půd ČR

*Tab. 5* Koncentrace DBP, DEHP ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) a jejich směrodatné odchylky ve vzorcích zemědělské půdy ČR za rok 2016

## 10 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

AGD	anogenitální vzdálenost
BBP	benzylbutyl ftalát
ČOV	čistička odpadních vod
DBP	dibutyl ftalát
DEHP	di (2-ethylhexyl) ftalát
DEP	diethyl ftalát
DHP	dihexyl ftalát
DIBP	diisobutyl ftalát
DIDP	diisodecyl ftalát
DINP	diisononyl ftalát
DMP	dimethyl ftalát
DNA	deoxyribohunklevá kyselina
DNBP	di (n-butyl) ftalát
DNOP	di (n-oktyl) ftalát
DPP	bifenyl ftalát
DPRP	dipropyl ftalát
EFSA	Evropský úřad pro bezpečnost
FSH	folikuly stimulující hormon
HPLC	vysokoúčinná kapalinová chromatografie
CH	chmelnice
MBP	monobutyl ftalát
MBzP	monobenzyl ftalát
MECCP	mono (2-ethyl-5-karboxypentyl) ftalát
MEHP	mono (ethylhexyl) ftalát
MEHHP	mono (2-ethyl-5-hydroxyhexyl) ftalát
MEOHP	mono (2-ethyl-5-oxohexyl) ftalát
MEP	monoethyl ftalát
OP	orná půda
PAEs	estery kyseliny ftalové
PVC	polyvinylchlorid
RSL	Regional Screening Levels

SGHB	vyvázání pohlavního hormonu globulinem
TTP	trvalý travní porost
T <sub>3</sub>	trijodtironin
T <sub>4</sub>	tyroxin
USEPA	United States Environmental Protection Agency