



Vliv polycyklických aromatických uhlovodíků na růst a bioenergetiku rostlin

Bakalářská práce

Vedoucí práce:
Ing. RNDr. Marek Klemš, Ph.D.

Vypracovala:
Jana Francová

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Zpracovatelka: **Jana Francová**
Studijní program: **Agrobiologie**
Obor: **Všeobecné zemědělství**
Konzultant: **doc. RNDr. Marie Kummerová, CSc.**
Název tématu: **Vliv polycyklických aromatických uhlovodíků na růst a bioenergetiku rostlin**
Rozsah práce: **30 textových stran**

Zásady pro vypracování:

1. Cizorodé látky v životním prostředí negativně ovlivňují růst a bioenergetiku rostlin. Mezi takové náleží polutanty z antropogenní činnosti, například polycyklické aromatické uhlovodíky. Negativně působí na procesy fotosyntézy a energetickou bilanci rostlin a na to navazující procesy růstu. Je známo, že ovlivňují nejenom funkční změny ale i strukturální.
2. Připravte literární rešerši zabývající se vlivem xenobiotik na životní procesy rostlin se zaměřením na účinky polycyklických aromatických sloučenin. Zaznamenejte informace na úrovni příjmu a transportu těchto látek, bioenergetických procesů, detoxikace a ovlivnění růstu rostlin. Do přehledu uveďte informace o ovlivnění výnosu v rostlinné produkci, pokud jsou taková data.
3. Proveďte screeningový experiment v němž naleznete pro rostliny stresující koncentrace vhodného polycyklického aromatického uhlovodíku. Za takovéto situace sledujte růst nadzemní části a kořenů a vhodným způsobem naměřená data zpracujte.

Seznam odborné literatury:

1. DUBERT, F. – KREKULE, J. – MACHÁČKOVÁ, I. *Analytical methods in plant stress biology*. Kraków: Polish Academy of Science, 2004. 166 s. ISBN 83-86878-19-3.
2. NÁTR, L. *Fotosyntetická produkce a výživa lidstva*. 1. vyd. Praha: ISV, 2002. 423 s. ISBN 8085866-92-7.
3. LI, X. – SLASKI, J. J. – ARCHAMBAULT, D. J. *Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in plants*. Edmonton: Alberta Environment, 2000. 135 s. ISBN 0-7785-1228-2.

Datum zadání bakalářské práce: listopad 2014

Termín odevzdání bakalářské práce: duben 2016



Jana Francová
Autorka práce





Ing. RNDr. Marek Klemš, Ph.D.
Vedoucí práce


prof. RNDr. Ladislav Havel, CSc.
Vedoucí ústavu


doc. Ing. Pavel Ryant, Ph.D.
Děkan AF MENDELU

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Vliv polycyklických aromatických uhlovodíků na růst a bioenergetiku rostlin vypracoval/a 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 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

Ráda bych poděkovala Ing. RNDr. Marku Klemšovi, Ph.D. za vedení mé bakalářské práce a za cenné rady, které mi pomohly k jejímu dokončení. Děkuji konzultantce doc. RNDr. Marii Kummerové, CSc. za půjčení literatury a připomínky k vypracování bakalářské práce. Též děkuji rodině, která mě v průběhu celého studia podporovala.

ABSTRAKT

V této práci jsou shrnuty současné poznatky o polycyklických aromatických uhlovodících (PAHs) a také jejich příjmu rostlinami. PAHs představují významnou skupinu environmentálních kontaminantů v rámci perzistentních organických polutantů (POPs). Mnohé z nich vykazují toxické, karcinogenní i mutagenní vlastnosti. Rostliny tvoří podstatnou složku terestrických i akvatických ekosystémů a mají schopnost přijímat tyto látky z prostředí. Stávají se tak nezanedbatelným zdrojem PAHs pro živočichy, včetně člověka. Ve screeningovém experimentu, jsem zjistila stresující koncentrace vhodného PAHs - fluoranthenu (FLT). U rostlin hrachu setého (*Pisum sativum* L.) jsem sledovala růst nadzemní části a kořenů a vhodným způsobem jsem naměřená data zpracovala.

Klíčová slova: polycyklické aromatické uhlovodíky, fluoranthen, hrách setý

ABSTRACT

This work summarizes current knowledge of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their plant uptake. PAHs as subcategory of persistent organic pollutants (POPs) represent an important group of environmental pollutants. Many of them are toxic, carcinogenic or mutagenic. The plants comprising the essential part of terrestrial and aquatic ecosystems, are able to absorb these compounds from environment thus become the significant source of PAHs for all animals including human. In the screening experiment I found stressful appropriate concentrations of PAHs - fluoranthene (FLT). In pea plants I watched the growth of the aerial parts and roots and appropriately I measured data compiled.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons, fluoranthene, pea plant

1 OBSAH

1	ÚVOD.....	9
2	LITERÁRNÍ PŘEHLED	10
2.1	Chemická struktura a fyzikálně-chemické vlastnosti.....	10
2.1.1	Klasifikace PAHs.....	10
2.1.2	Fyzikálně-chemické vlastnosti PAHs	11
2.2	Zdroje PAHs v prostředí	14
2.3	Rizika z přítomností PAHs v prostředí	15
2.4	Kontaminace rostlin PAHs.....	19
2.5	Příjem PAHs rostlinami	19
2.5.1	Příjem PAHs kořenovým systémem rostlin.....	19
2.5.2	Příjem PAHs nadzemními částmi rostlin.....	20
2.6	Faktory ovlivňující příjem PAHs rostlinami.....	20
2.6.1	1. skupina faktorů – charakteristika polutantu:	21
2.6.2	2. skupina faktorů – charakteristika vnějšího prostředí:.....	22
2.6.3	3. skupina faktorů – charakteristika rostliny:	22
2.7	Transformace PAHs v rostlinách	23
2.8	Akumulace PAHs v rostlinách.....	23
2.9	Fyziologické účinky PAHs na rostliny	25
2.9.1	Stimulační účinky PAHs.....	25
2.9.2	Inhibiční účinky PAHs.....	26
2.10	Mechanismy působení PAHs	26
3	CÍL PRÁCE.....	28
4	MATERIÁLY A METODIKA	29
4.1	Modelová rostlina – hrách setý (<i>Pisum sativum L.</i>).....	29
4.1.1	Charakteristika	29
4.2	Koncentrační screening.....	29
4.2.1	Kultivace rostlinného materiálu.....	29
4.2.2	Experimentální varianty.....	30
4.2.3	Odběr rostlinného materiálu	30
4.2.4	Růstové parametry	30
4.2.5	Stanovení sušiny	30

4.2.6	Statistické a grafické zpracování dat	30
5	VÝSLEDKY.....	31
5.1	Délka hlavního kořene	31
5.2	Délka stonku.....	32
5.3	Čerstvá hmotnost nadzemní části.....	33
5.4	Sušina nadzemní části	33
5.5	Habitus rostlin	35
6	DISKUSE	37
7	ZÁVĚR.....	39
8	LITERATURA	40
9	TABULKY	47
10	OBRÁZKY A GRAFY	47
11	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....	48

1 ÚVOD

Mezi významné environmentální polutanty náleží rozsáhlá skupina tzv. polycyklických aromatických uhlovodíků (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs), které patří mezi tzv. persistentní organické polutanty (Persistent Organic Pollutants, POPs) společně s dalšími sloučeninami, jako jsou polychlorované bifenyly (PCBs), naftaleny (PCNs) a terfenyly (PCTs), polychlorované dibenzo-*p*-dioxiny a dibenzofurany (PCDD/Fs) nebo organochlorové pesticidy (OCPs).

S objevem chinoidních barviv a jejich průmyslovým využitím souvisí zájem o PAHs (Harvey, 1997). V 30. letech minulého století byly dokázány toxické účinky benzo(a)pyrenu a proto byl zájem o PAHs rozšířen i do oblasti biomedicíny (Phillips, 1983).

Vzhledem k některým problematickým fyzikálním a chemickým vlastnostem PAHs je dlouhodobá neregulovaná produkce těchto látek do prostředí považována za neslučitelnou s konceptem trvale udržitelného rozvoje (Holoubek et al., 2003). Takové sloučeniny jsou odolné vůči degračním procesům, to způsobuje jejich akumulaci jak ve složce abiotické, tak i v živých organismech, díky jejich lipofilnímu charakteru (Wild et Jones, 1992). Mnohé PAHs vykazují potenciální mutagenní, karcinogenní či teratogenní vlastnosti (Lee et al., 2000). Pro tyto důvody bývají takové látky označovány jako persistentní, bioakumulativní a toxické (Persistent, Bioaccumulative, Toxic- PBTs).

Při úvaze o negativním vlivu PAHs na úrovni populací a ekosystémů, nachází své opodstatnění nejen studium jejich účinků, ale i studium procesu distribuce, transformace, translokace a akumulace těchto látek v prostředí.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Chemická struktura a fyzikálně-chemické vlastnosti

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs), jsou taktéž známy jako polykondenzované aromatické uhlovodíky. Jde o rozsáhlou a diverzifikovanou skupinu látek řadící se mezi persistentní organické polutanty, které se mohou vyskytovat ve všech částech prostředí (Liu et al., 2005). Základní chemická struktura PAHs je tvořena atomy uhlíku (C) a vodíku (H), jenž jsou uspořádány do formy dvou a více kondenzovaných benzenových jader se společnými alespoň dvěma atomy uhlíku a vodíku (Wilson et Jones, 1993). PAHs mohou tvořit velké množství izomerů. U látek se 4-6 jádry může být vytvořeno až 80 izomerů (tab. 1).

Tabulka 1

Závislost velikosti molekuly na počet izomerů PAHs (Erskine et Whitehead, 1975)

Kondenzovaná benzenová jádra počet	Izomery počet
3	3
4	7
5	22
6	82
7	333

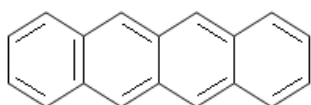
Při substituci některého z uhlíků (N, S, O apod.), vznikají heterocyklické aromatické uhlovodíky (polycyklické heteroaromatické deriváty). Substituce benzenových jader tvoří obrovskou diverzitu forem těchto sloučenin. Nejběžnější typy derivátů jsou halogen-, amino-, sulfo-, nitroderiváty, karbonyl a karboxyl deriváty a chinony. Z pohledu environmentálního, mají význam nitroderiváty a sulfoderiváty pro jejich mutagení a karcinogenní efekt.

2.1.1 Klasifikace PAHs

Nejčastější klasifikace PAHs je podle typu uspořádání kondenzovaných benzenových jader v molekule. Dle této rozlišujeme látky na lineárně anelované, klastrově (mi-

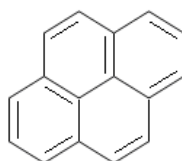
nimálně jedno jádro je obklopeno alespoň třemi jinými kondenzovanými jádry) a angulárně uspořádané (obr.1). Přitom upořádání jader určuje stabilitu PAHs. V lineárním rozložení má stabilitu obecně nejmenší, v klastrovém vzrůstá a maxima dosahuje v angulárním uspořádání. Další způsob klasifikace PAHs je dělí na anelované a perikondenzované systémy. U anelovaných molekul jsou terciární uhlíky součástí 2 jader, kdežto u perikondenzovaných systémů jsou některé terciární uhlíky součástí 3 kondenzovaných kruhů.

a) lineárně anelované



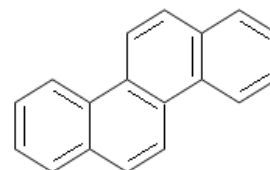
tetracene

klastrové



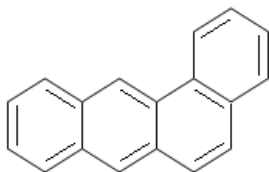
pyrene

angulární



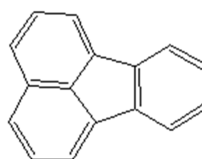
chrysene

b) anelované



benzo(a)anthracene

perikondenzované systémy



fluoranthene

Obr.1

PAHs dle způsobu uspořádání (Holoubek 1996)

2.1.2 Fyzikálně-chemické vlastnosti PAHs

Čisté sloučeniny PAHs jsou bílé nebo nažloutlé krystalické pevné látky. Fyzikálně-chemické vlastnosti mají dány molekulovou hmotností (Sims et Overcash, 1983). Při zvyšující se molekulové hmotnosti roste bod tání, varu, lipofilita i rozdělovací koeficient oktanol/voda (K_{ow}) a obráceně klesá rozpustnost ve vodě a tenze par (tab. 2a, 2b) (Mackay et al., 1992). Reaktivita PAHs závisí na počtu a uspořádání kondenzovaných jader (Sverdrup et al., 2003). V prostředí ji ovlivňují faktory, především teplota, světlo, koncentrace kyslíku, ozónu a ostatních chemických reagentů a v neposlední řadě i druh a velikost povrchu částic, na které mohou být adsorbovány. Je také známo, že PAHs

s nižší molekulovou hmotností (2 až 3 jádra) jsou více mobilní, než sloučeniny s vyšší molekulovou hmotností (4 až 7 jader) (Meudec et al., 2006), neboť jsou relativně nepo-

Tabulka 2a

Fyzikálně-chemické vlastnosti PAHs při 25°C (Mackay et al., 1992)

Sloučenina	Vzorec	Molekulová hmotnost [g · mol ⁻¹]	Bod tání [°C]	Bod varu [°C]
Naftalen	C ₈ H ₁₀	128,2	80,5	218
Acenaften	C ₁₂ H ₁₀	154,2	96,2	277,5
Acenaftylen	C ₁₂ H ₈	150,2	92	265-275
Fluoren	C ₁₃ H ₁₀	166,2	116	295
Fenantren	C ₁₄ H ₁₀	178,2	101	339
Antracen	C ₁₄ H ₁₀	178,2	216,2	340
Pyren	C ₁₆ H ₁₀	202,3	156	360
Fluoranten	C ₁₆ H ₁₀	202,3	111	375
Chrysen	C ₁₈ H ₁₂	228,3	255	448
Benzo(a)antracen	C ₁₈ H ₁₂	228,3	160	435
Benzo(e)pyren	C ₂₀ H ₁₂	252,3	178	-
Benzo(b)fluoranten	C ₂₀ H ₁₂	252,3	168	481
Benzo(k)fluoranten	C ₂₀ H ₁₂	252,3	217	481
Benzo(g,h,i)perylene	C ₂₁ H ₁₆	268,4	277	-
Dibenzo(a,h)antracen	C ₂₂ H ₁₄	278,4	267	524

Tabulka 2b

Fyzikálně-chemické vlastnosti PAHs při 25°C (Mackay et al., 1992)

Sloučenina	Tenze par		Rozpustnost ve vodě	Log K _{ow}	Henryho konstanta [Pa m ³ mol ⁻¹] Vyp. P/C
	P _s [Pa]	P _L (kapalina) [Pa]	S [g · m ⁻³]		
Naftalen	10,4	36,81	31	3,37	43,01
Acenaften	3,0 x 10 ⁻¹	1,52	3,8	3,92	12,17
Acenaftylen	9,0 x 10 ⁻¹	4,14	16,1	4,00	8,40
Fluoren	9,0 x 10 ⁻²	7,15 x 10 ⁻¹	1,9	4,18	7,87
Fenantren	2,0 x 10 ⁻²	1,13 x 10 ⁻¹	1,1	4,57	3,24
Antracen	1,0 x 10 ⁻³	7,78 x 10 ⁻²	4,5 x 10 ⁻²	4,54	3,96
Pyren	6,0 x 10 ⁻⁴	1,19 x 10 ⁻²	1,3 x 10 ⁻¹	5,18	0,92
Fluoranten	1,2 x 10 ⁻³	8,72 x 10 ⁻³	2,6 x 10 ⁻¹	5,22	1,04
Chrysen	5,7 x 10 ⁻⁷	1,07 x 10 ⁻⁴	1,7 x 10 ⁻¹	5,86	0,07
Benzo(a)antracen	2,8 x 10 ⁻⁵	6,06 x 10 ⁻⁴	1,1 x 10 ⁻²	5,91	5,8 x 10 ⁻¹
Benzo(a)pyren	7,0 x 10 ⁻⁷	2,13 x 10 ⁻⁵	3,8 x 10 ⁻³	6,04	4,6 x 10 ⁻²
Benzo(b)fluoranten	-	-	1,5 x 10 ⁻³	5,80	-
Benzo(k)fluoranten	5,2 x 10 ⁻⁸	4,12 x 10 ⁻⁶	8,0 x 10 ⁻⁴	6,00	1,6 x 10 ⁻²
Benzo(g,h,i)perylene	-	2,25 x 10 ⁻⁵	2,6 x 10 ⁻⁴	6,50	7,5 x 10 ⁻²
Dibenzo(a,h)antracen	3,7 x 10 ⁻¹⁰	9,16 x 10 ⁻⁸	6,0 x 10 ⁻⁴	6,75	-

hyblivé vzhledem k větším molekulovým objemům a extrémně nízké těkavosti a rozpustnosti ve vodě a polárních rozpouštědlech. PAHs vzdorují degradačním procesům a doba rozpadu v prostředí je rozdílná v závislosti na vlastnostech dané sloučeniny a vlastnostech prostředí (tab. 3).

Tabulka 3
Poločas rozpadu PAHs
(upraveno dle Binet et al.,2000)

PAHs	Ovzduší	Voda	Půda	Sediment
Naftalen	2	4	6	7
Acenaftylen	3	5	7	8
Fluoren	3	5	7	8
Fenantren	3	5	7	8
Antracen	3	5	7	8
Pyren	4	6	8	9
Fluoranten	4	6	8	9
Chrysen	4	6	8	9
Benzo(a)antracen	4	6	8	9
Benzo(k)fluoranten	4	6	8	9
Benzo(a)pyren	4	6	8	9
Dibenzo(a,h)antracen	4	6	8	9

Kategorie	Poločas rozpadu	Čas[hod.]
1	5 (hod.)	< 10
2	17 (~1 den)	10-30
3	55 (~2 dny)	30-100
4	170 (1~ týden)	100-300
5	550 (3~ týdny)	300-1 000
6	1 700 (2~ měsíce)	1 000-3 000
7	5 500 (8~ měsíců)	3 000- 10 000
8	17 000 (2~ roky)	10 000-30 000
9	55 000 (6~ let)	> 30 000

PAHs náleží k lipofilním sloučeninám a mnoho z nich vykazuje mutagenní, karcinogenní a teratogenní vlastnosti (Wang et al., 2005). V organismech se akumulují v tkáních a pletivech obsahujících lipidy, v lipidické frakci biomasy fytoplanktonu a zooplanktonu.

V živých organismech se mohou během metabolické aktivace vytvářet elektrofilní deriváty (chinony, diolepoxydy, konjugované hydroxylalkylové deriváty), jenž se mohou poutat na nukleofilní jádra DNA. Mutagenita/karcinogenita PAHs se zvyšuje s rostoucím počtem kondenzovaných jader a maxima dosahuje u pětijaderných izomerů. Při dalším zvětšování počtu jader klesá. Přítomnost substituentů má vliv na negativní účin-

ky PAHs také (Aina et al., 2006). Fyzikálně-chemické vlastnosti PAHs se mění v závislosti na modifikaci jejich struktury, pomocí abiotických (fotochemicky) nebo biotických faktorů (Huang et al., 1995). Jedním z nejvýznamnějších abiotických faktorů je sluneční záření.

2.2 Zdroje PAHs v prostředí

Polycyklické aromatické sloučeniny se vytváří dvěma základními procesy : přírodními a antropogenními (tab. 4). K přírodním zdrojům řadíme geochemickou tvorbu z rozloženého biologického materiálu a mikrobiální syntézu a biosyntézu terestrickou vegetací (Shabad, 1980). Vznikající endogenní syntéza mikroorganismy, řasami a makrofyty je jejich přírodní pozadí. Především fosilní paliva obsahují směsi těchto látek (Rafii et Cerniglia, 1995). To dokazuje, že člověk byl ve styku s těmito sloučeninami během celé své existence. Za přírodní zdroje je možné považovat přirozené přírodní požáry, v současné době významný zdroj PAHs v prostředí a také erupce sopek.

Množství PAHs z těchto zdrojů, je ovšem minimální, při srovnání s množstvím PAHs emitovaným antropogenní činností. Tato činnost má dvě kategorie, a to mobilní a stacionární. Do mobilní kategorie řadíme hlavně leteckou a automobilovou dopravu a prostředky s naftovými motory (Baek et al., 1991). Do stacionární kategorie řadíme spalovací procesy při výrobě elektrické a tepelné energie, spalování odpadů, některých průmyslových technologií, výrobě koksů, hliníku, zpracování ropy a metalurgické provozů. Obecně procesy, kde dochází k nakládání s horkým dehtem, uvolňování z asfaltových vozovek a pneumatik, z izolace střech. Nezanedbatelným zdrojem se stává domácí topeniště na tuhá paliva. Tento podstatně rozšířený zdroj je nekontrolovatelný.

Polyaromatické sloučeniny vznikají většinou při spalovacích dějích, především jde-li o nedokonalé spalování organického materiálu. Průběh jejich vzniku zahrnují dvě etapy: pyrolýza a pyrosyntéza, přitom teplota těchto procesů je limitujícím faktorem složení aromatických produktů (Blumer et Youngblood, 1975). Při pyrolýze vystavíme směs organických látek teplotám 500-1300 °C, při nichž dochází k uvolňování nestabilních menších molekul, prekurzorů PAHs. V přítomnosti atomů O, S, N atd. dojde k tvorbě příslušných heterocyklických analogů. Zatímco při teplotách 600-800 °C nastává pyrosyntéza, při které se vzniklé fragmenty, většinou radikály, rekombinují za vzniku poměrně termodynamicky stabilních aromatických uhlovodíků (Holoubek, 1996).

Tabulka 4
Zdroje PAHs - nejvýznamnější (Fiala et al., 2003)

Zdroje přírodní
1. Geochemické zdroje
- uhlí
- sedimentované horniny
- minerály (curtizit, idrialit...)
- vulkanická činnost
2. Biologické zdroje
- biochemická transformace makrofyty a mikroorganismy
Zdroje antropogenní
1. Průmyslové zdroje
- výroba tepelné a elektrické energie, spalování fosilních paliv
- výroba koksu
- produkce a zpracování černouhelného dehtu
- tepelné zpracování asfaltu
- katalytické krakování
- spalovací motory
- saze
- odpadní vody
- potravinářské technologie
2. Otevřené spalování
- požáry lesů, stepí
- volné hoření odpadů
- spalovny odpadů
- domácí topeniště
- kouření

Určité množství PAHs (antracen, pyren, karbazol) a příbuzných heteroaromatických sloučenin je vyráběno v čisté formě. Pro produkci se stává hlavním zdrojem dehet, jako odpadní produkt, vzniklý při výrobě metalurgického koksu. Tyto látky jsou výchozí materiály k syntéze barviv, pesticidů nebo farmak.

Příčinou výskytu PAHs v potravinách mohou být také některé technologické zásahy během výroby potravin. V extrémních případech, při pálení tuků za teploty cca 500 °C vznikají PAHs (endogenní), jejich prekurzory jsou především steroidy. U grilování, pražení, uzení atd. dochází k exogennímu znečištění potravin zplodinami hoření. Pokud dodržíme optimální technologické podmínky je množství přijímaných PAHs v takto upravených potravinách minimální ve srovnání s jinými zdroji (Edwards, 1983).

2.3 Rizika z výskytu PAHs v prostředí

Hygienické a regulační limity se týkají především karcinogenních PAHs a vycházejí z potenciálního rizika.

V atmosféře se nízkomolekulární PAHs (maximálně tři aromatická jádra) vyskytují v plynném stavu, kdežto vysokomolekulární sloučeniny jsou vázané na pevné částice. Sorpce PAHs na tyto částice závisí na jejich relativní molekulové hmotnosti, teplotě okolí a na vlastnostech dané částice. Je evidentní, že doba trvání a dálkový transport PAHs v atmosféře záleží na velikosti těchto částic. Větší částice (3 až 5 μm) jsou postupně deponovány (suchá depozice), zatímco menší částice (<0,1 až 3 μm), na něž jsou PAHs převážně adsorbovány, transportují vzdušným prouděním na velké vzdálenosti. K jejich depozici dochází až po sloučení s jinými částicemi. K odstranění PAHs z ovzduší dochází rychleji srážkami, než suchou depozicí. Srážky strhávají nejen plynné ale i vázané PAHs. Depozice a transport takových sloučenin proto závisí i na meteorologických podmínkách (Baek et al., 1991).

Prakticky 80 % půdního povrchu Země je kryto vegetací. Ta obsahuje kutikulu bohatou na lipidy, která může zaujímat plochu až 20 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ půdy (Schulze, 1982). Je tedy vysoce pravděpodobné, že i vegetace významně ovlivňuje pohyb organických lipofilních vzdušných polutantů.

Půda, jedna ze složek životního prostředí, je kontaminována sloučeninami antropogenního původu. Kontaminaci zemědělské půdy zvyšuje přidávání odpadních kalů, jako jednoho ze zdrojů PAHs. Půdy tvoří úložiště i zdroj těchto sloučenin. PAHs jsou přemísťovány z půd hlavně procesem absorpce a výparu, který je zodpovědný za recyklaci a jejich přerozdělení v přírodě (Abad et al., 2005). Tyto procesy závisí na několika faktorech, jako je teplota, typ půdy, její vlhkost, pH, přítomnost dalších toxických sloučenin a předchozí kontaminace (Wild et al., 1992). PAHs jsou v půdách relativně imobilní. Tato vlastnost závisí na souvztažnosti mezi rychlostí absorpce a množstvím půdní hmoty, na které jsou PAHs absorbovány.

Lze očekávat, že dlouhodobě vysoké hladiny PAHs v prostředí mohou ovlivnit dokonce některé strukturní a funkční parametry ekosystému (četnost rostlinných druhů, produkce biomasy a produkce kyslíku (Binet et al., 2000).

Schopnost akumulace PAHs je dána rostlinným i živočišným organismům, včetně člověka. Rostliny tvoří základ potravních řetězců, proto stanovení množství a rozmanitosti látek přijatých z půd a vzduchu do rostlin je východiskem pro hodnocení rizika kontaminace. Zdravotní riziko PAHs je hodnoceno na podkladě odhadu průměrného denního příjmu těchto sloučenin. Z publikovaných údajů je známo, že více než 90 % přijatých PAHs připadá na kontaminované potraviny. Další možné karcinogenní riziko PAHs pro člověka vyplynulo z řady studií oborů pracujících s černouhelným dehtem a

jeho deriváty, černým uhlím, ropou apod. Studie Gustavssona et al. (1988) potvrdila souvislost s rakovinou šourku a prokázala i vysoký výskyt tumoru jícnu a močového měchýře. Výše příjmu a zdravotní riziko emisí nemusí být však vždy v přímé korelaci. Trasy kontaminace diskutuje podrobněji např. O'Connor et al. (1991) a jiní.

USEPA (Environmental Protection Agency) a ostatní instituce dělí PAHs na nekarcinogenní a karcinogenní sloučeniny. Nejvýznamnější PAHs uvádí tab. 5. Pro každý PAHs byla stanovena hodnota toxického ekvivalentního faktoru (TEFs) na podkladě experimentálních dat (USEPA 1996). Hodnoty sdělují karcinogenní potenciál sloučeniny vztažený k BaP. Vynásobením koncentrace dílčího PAHs tímto faktorem je získán potenciál Σ PAHs – tzv. BaP ekvivalent. Některé nekarcinogenní PAHs mohou být kokarcinogeny nebo promotory karcinogeneze.

Tabulka 5
Nejvýznamnější PAHs dle USEPA (1996)

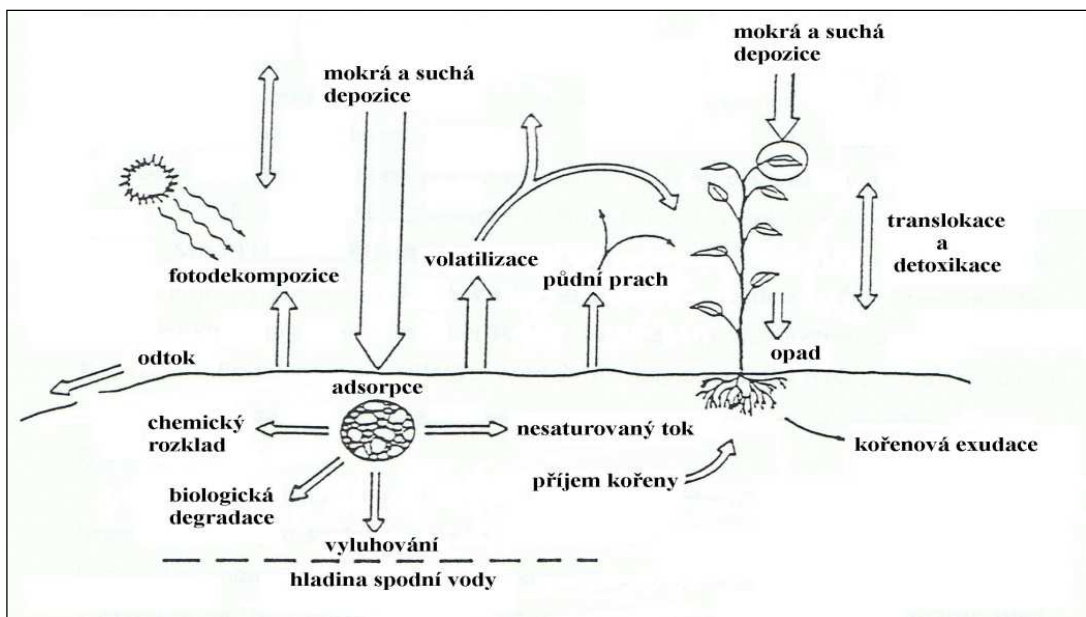
Název	Zkratka	Název	Zkratka
Naftalen	NAP	Benzo(a)antracen	BaA
Acenaftylen	ACL	Chrysen	CHR
Acenaften	ACE	Benzo(b)fluoranten	BbF
Fluoren	FLR	Benzo(k)fluoranten	BkF
Fenantren	PHE	Benzo(a)pyren	BaP
Antracen	ANT	Ideno(1,2,3-c,d)pyren	I_P
Fluoranten	FLT	Dibenzo(a,h)antracen	DBA
Pyren	PYR	Benzo(g,h,i)perylene	BPE

Toxicita PAHs koreluje hlavně s jejich koncentrací, dobou působení, strukturou, synergickým a antagonickým působením jednotlivých PAHs, interakcí s ostatními sloučeninami a také s jejich transformací.

Různé PAHs byly testovány na karcinogenitu v laboratorních experimentech s pokusnými zvířaty. Při testování bylo použito odlišných způsobů aplikace (povrchem kůže, nitrokožně, podkožně, orálně, vdechnutím, nitroplicně). Při testech se vyskytl jak nezhoubný tak zhoubný nádor. V *in vitro* experimentech s tkáněmi a buněčnými kulturami, podobně se subcelulárními částmi, ale i v mikrobiálních testovacích systémech, byly prokázány indikační mutagenní a karcinogenní schopnosti PAHs (Jacob, 1996). Při posuzování karcinogenního efektu směsi environmentálních polutantů pomocí živočišného testovacího systému bylo dokázáno, že PAHs obsahující více jak 3 aromatická jádra jsou významnými karcinogenními složkami (Jacob, 1996). Klasifikace účinku směsi PAHs však zůstává složitým toxikologickým problémem. Předpoklad toxicity na

základě posouzení toxicity jedné ze složek směsi může být zavádějící, protože neposti-
huje možné interakce. Při transformaci směsi PAHs se navíc mohou uplatňovat kompe-
titivní a alosterické mechanismy. Jisté experimenty naznačují, že směs PAHs může být
méně účinná než jednotlivé PAHs (Lewtas, 1993)

Interakce mezi nekarcinogenními a karcinogenními PAHs byly intenzivně studová-
ny v laboratořích. Slabě karcinogenní nebo nekarcinogenní PAHs (benzo(e)pyren, ben-
zo(g,h,i)perylene, fluoranten nebo pyren), výrazně zvyšují výskyt tumorů
ve spolupůsobení s BaP. Naopak jiné karcinogenní PAHs (benzo(a)fluoranten, ben-
zo(k)fluoranten, chrysen, perylen, nebo směs antracenu, fenatrenu nebo perylenu) snižu-
jí karcinogenní aktivitu BaP. Benzo(a)antracen může působit jako antikarcinogen BaP,
naopak antracen může významně zvyšovat jeho mutagenní aktivitu (LaGoy et Quirk,
1994).



Obr. 2
Koloběh POPs v životním prostředí

2.4 Kontaminace rostlin PAHs

Rostliny přijímají PAHs z prostředí, přičemž ke kontaminaci dochází třemi individuálními mechanismy: plynnou depozicí, depozicí částic a mokrou depozicí rozpuštěných látek (McFarlane *et Pfleeger*, 1987). Rozsah každého z uvedených mechanismů je ovlivněn hladinou látky v atmosféře, environmentálními podmínkami a typem vegetace (Kolb *et Harms*, 2000).

2.5 Příjem PAHs rostlinami

Za nejvýznamnější zdroj kontaminace terestrické vegetace je považována atmosférická depozice, jenž způsobuje i kontaminaci půdy (Knoche *et al.*, 1995), eventuálně aplikace odpadních kalů v zemědělství (O'Connor *et al.*, 1991).

V zásadě existují dvě expoziční cesty pro vstup PAHs do rostlinného organismu (Slaski *et al.*, 2000):

- příjem kořenovým systémem (z půdního resp. živného roztoku, popř. adsorpcí na povrchu kořene);
- příjem nadzemními částmi (z plynné fáze prostřednictvím průduchů, resp. penetrací látek přes kutikulu).

Tyto cesty se značně liší svým významem. Je možno říci, že v reálných ekosystémech je většina PAHs v závislosti na své fyzikálně-chemické charakteristice přijímána nadzemními částmi rostlin (Slaski *et al.*, 2000). Studium příjmu organických xenobiotik je podmínkou pro vyhodnocení jejich translokace, metabolizace, bioakumulace a fytotoxicity (Kummerová, 1997).

2.5.1 Příjem PAHs kořenovým systémem

Více než 50 % PAHs uvolněných do atmosféry je deponováno v půdě (Simonich *et Hites*, 1994a) a koncentrace PAHs v půdě je 10 x – 100 x vyšší než koncentrace objevené ve vegetaci (Wilson *et Jones*, 1993). Nicméně dostupnost těchto látek je pro příjem kořenovým systémem rostlin omezená. Příjem kořenem je určen vodním režimem rostliny, důležitý je rovněž podíl lipidových složek v kořenu a na jeho povrchu, jenž usnadňují sorpci těchto lipofilních polutantů (Edwards, 1983).

Z půdy do kořenů difunduje voda kořenovými vlásky. Volnými submikroskopickými prostory buněčných stěn a intercelulárními prostory se roztok pohybuje difúzí a

hromadným tokem dále ve směru radiálním. Jde o pohyb apoplastickou cestou, který pokračuje až ke Caspariho proužkům (suberinizovaným). Tyto jsou lokalizovány v endodermis kořene a tvoří těžko propustnou bariéru. Proto roztok přechází z apoplastu do symplastu, aby se po překonání endodermální bariéry pohyboval dál, směrem k trachejím (či tracheidám) buď symplastem, nebo apoplastem (Trapp *et* McFarlane, 1995).

S ohledem na to, že se PAHs váží v půdě na organické částice, může jich být část adsorbována přímo na povrchu kořene (Wild *et* Jones, 1991). Hydrofobní charakter této interakce potom limituje příjem vody rostlinou (Deka *et al.*, 1997; Li *et al.*, 1997).

2.5.2 Příjem PAHs nadzemními částmi

Skupina studií ukazuje, že listy a jiné nadzemní orgány rostlin představují vysoce efektivní „filtry“ pro vzdušné organické polutanty (Slaski *et al.*, 2000). V závislosti na jejich fyzikálně-chemických vlastnostech pronikají PAHs do listů buď průduchy, nebo kutikulou (Ugrekheldze, 1976). Stomatální příjem je typický pro plynné polutanty, čili zpravidla nízkomolekulární PAHs, zatímco transkutikulární absorpce představuje mechanismus příjmu organických polutantů vázaných na částice (Horstmann *et* McLachlan, 1998).

2.6 Faktory ovlivňující příjem PAHs rostlinami

Příjem ovlivňuje řada vnějších i vnitřních faktorů a je řízen převážně koncentračním gradientem dané látky. Je-li v systému rostlina – prostředí zajištěn dostatečný úbytek dané látky, např. její transformací, je udržován vysoký koncentrační gradient a polutant je snadněji přijímán z vnějšího prostředí. Opačně dochází-li ke kumulaci látky v pletivech, koncentrační gradient se snižuje a příjem se zpomaluje nebo i zastavuje (Tremolada *et al.*, 1996; Horstmann *et* McLachlan, 1998).

Rozsah kontaminace vegetace je ovlivněn fyzikálně-chemickými vlastnostmi dílčích PAHs, environmentálními podmínkami a obsahem PAHs v prostředí. Význam má také morfologie rostliny, tj. plocha povrchu pro absorpci a obsah lipidové složky. Faktory, které ovlivňují příjem PAHs, se však zpravidla neprojevují jednotlivě, ale uplatňují se ve vzájemné interakci (Kummerová, 1997).

2.6.1 1. skupina – charakteristika polutantu:

Molekulová hmotnost. V rostlinných pletivech se nachází vyšší procento nízkomolekulárních PAHs (naftalen, anthracen aj.), zatímco vysokomolekulární PAHs (benzo[*a*]-pyren; dibenzo[*a,h*]anthracen aj.) jsou zastoupeny v nižším množství (Wang *et al.*, 1981). Tato skutečnost je dána větší rozpustností a volatilitou nízkomolekulárních PAHs.

Rozdělovací koeficient K_{OW} . Rozpustnost PAHs ve vodě je nepřímo úměrná hodnotě rozdělovacího koeficientu *n*-oktanol/voda (K_{OW}). Kořenovým systémem z půdního roztohu jsou snadno přijímány organické sloučeniny s hodnotou K_{OW} 1,0 až 2,0 (Ryan *et al.*, 1988). Tabelární hodnoty K_{OW} jsou vyšší než 3,0 i pro nejjednodušší PAHs a pro většinu prioritních PAHs se pohybují v rozmezí 4,0 – 6,7.

Koeficient sorpce K_{OC} . Lipofilní PAHs mají sklon vázat se na částice organické hmoty v půdě. Tato skutečnost ohraničuje jejich příjem kořenovým systémem. Dá se říci, že obsah organických částic v půdě je hlavním limitujícím faktorem příjmu PAHs rostlinami (Sims *et al.*, 1983).

Rozdělovací koeficient K_{OA} . Významným parametrem je rovněž hodnota rozdělovacího koeficientu *n*-oktanol/vzduch (K_{OA}), který bývá často představován jako tzv. biokoncentrační faktor, $BCF_{p/a}$ (Sabljić *et al.*, 1990; Trapp *et al.*, 1990). Někteří autoři užívají hodnoty BCF odvozené od K_{OA} k predikci rozdělení PAHs mezi atmosférou a listem (Tremolada *et al.*, 1996). Uvedený autor zjistil, že na základě hodnoty tohoto koeficientu lze spolehlivě předpovídat vzdušné koncentrace těkavějších látek, například fluorenu nebo fenantrenu, jejichž $\log K_{OA} < 8$. Užití tohoto koeficientu naopak není vhodné pro predikci vzdušných koncentrací PAHs s vyšší molekulovou hmotností, jejichž $\log K_{OA}$ je 8 – 12.

Henryho konstanta K_H . Těkavé sloučeniny, jenž mají hodnotu Henryho konstanty vyšší než 10^{-4} , se z půdy snadno odpařují (Ryan *et al.*, 1988). Nízkomolekulární PAHs, rozptýlené ve významné míře v plynné atmosférické fázi, mohou snadno penetrovat kutikulou na povrchu listů. Vysokomolekulární PAHs jsou v atmosféře asociovány na částicích, které jsou pak sice v menší míře deponovány na povrch listů (Ignesti *et al.*, 1992).

2.6.2 2. skupina – charakteristika vnějšího prostředí:

Teplota vzduchu. Při nízkých teplotách (podzim, zima) je většina emitovaných PAHs zachycena rostlinami. Převážně jehličnany nebo v teplejších oblastech i jinými stálezelenými rostlinami. Během vysoké teploty vzduchu (léto) se ovšem mohou nízkomolekulární PAHs vypařovat zpět do atmosféry (Lodovici *et al.*, 1998; Khun *et al.*, 1998). V menším rozsahu ovlivňuje teplota také distribuci vysokomolekulárních, vícejaderých a netěkavých PAHs, které mají vyšší vazebnou afinitu k částicím (Simonoich *et Hites*, 1994b).

Půdní vlastnosti. Hlavním limitujícím faktorem příjmu PAHs je obsah organické hmoty v půdě (Binet *et al.*, 2000). Proto Müller (1976) uvádí větší příjem ¹⁴C-benzo[*a*]pyrenu u *Daucus carota* L. a *Raphanus sativus* L. v písčitém substrátu než-li v půdě a v kompostu. Již Dorr (1970) pozoroval vyšší příjem ben-zo[*a*]pyrenu z živného roztoku než z půdy u *Secale cereale* L.. Edwards *et al.* (1982) zaznamenali tentýž účinek při příjmu ¹⁴C-anthracenu u *Glycine max* Merr.

Koncentrace polutantu. Příjem a translokace PAHs mají druhovou a substrátovou specifickou (Slaski *et al.*, 2000). Mezi koncentrací PAHs v půdním, přesněji řečeno živném roztoku a rychlostí jejich příjmu platí, zvláště při nízkých koncentracích, lineární závislost. Zatímco vyšší koncentrace mohou způsobit saturaci až redukci příjmu (Fletcher *et al.*, 1990). McCardy *et al.* (1987) dokázali u různých organických sloučenin kladný logaritmicko-lineární vztah mezi biokoncentračním faktorem kořene (BCF) a rozdělovacím koeficientem *n*-oktanol/voda (K_{ow}).

Jiné půdní faktory. K dalším významným faktorům, ovlivňujícím rychlost příjmu PAHs, patří teplota, vlhkost, hodnota pH, obsah živin a v neposlední řadě také stav půdní mikroflóry (Holoubek, 1996).

2.6.3 3. Skupina – charakteristika rostliny:

Přítomnost trichomů. Listy s „vyčnívajícími“ trichomy (např. *Quercus* sp., *Coryllus* sp.) vykazují vyšší obsah PAHs než listy se „zapuštěnými“ trichomy (např. *Fraxinus* sp.), neboť mají vyšší schopnost přijímat PAHs z atmosféry (Howsam *et al.*, 2000).

Velikost listové plochy. Širokolistá vegetace (např. *Lactuca* sp., *Spinacea* sp.) má větší část povrchu vystavenou atmosféře, přitom plocha listu vzájemně souvisí s absorpcí atmosférických PAHs do kutikuly (McGlynn *et Livingston*, 1997).

Charakter kutikuly. Organické sloučeniny absorbované na lipofilním povrchu listového vosku jsou ve vysokém množství akumulovány v kutikule a penetrují listem. Avšak experimenty ukazují, že ve srovnání s kutinem je vosk méně aktivním sorbentem a tvoří tak esenciální bariéru pro penetraci organických xenobiotik (Korte *et al.*, 2000).

Ontogenetické stadium vývoje. Se stářím listu roste souběžně i množství kutikulárního vosku akumulovaného na jeho povrchu a syntéza kutinu se zastavuje po ukončení vývoje listu (Kolattukudy, 1980). Proto mladé listy absorbují xenobiotika lépe než dospělé listy (Korte *et al.*, 2000).

2.7 Transformace PAHs v rostlinách

Rostlinné organismy ovládají enzymatický aparát, který jim umožňuje transformovat PAHs (Kummerová, 1997). Transformace PAHs v rostlinách je druhově specifická a v dané rostlině může být omezena jen na určité pletivo nebo orgán, popř. časově izolovaná na určitou vývojovou fázi (Kmentová, 2003). Míra transformace závisí na vlastnostech jednotlivých PAHs. Obvykle platí, že nízkomolekulární dvou- a tříjaderné PAHs (naftalen, anthracen, fenantren) mohou být degradovány rychleji než vysokomolekulární pětijaderné sloučeniny (perylene, benzo[*a*]pyren, dibenzo[*a,h*]anthracen aj.). Zároveň angulárně uspořádané PAHs vykazují vyšší stabilitu, tzn. odolnost k biodegradacím procesům, než lineárně kondenzované PAHs.

Obdobně živočišným buňkám jsou detoxikační mechanismy buněk rostlin rozděleny do tří fází: transformační, konjugační a eliminační, ta odpovídá kompartmentaci transformovaného xenobiotika (Trapp *et McFarlane*, 1995).

2.8 Akumulace PAHs v rostlinách

Vegetace v blízkosti zdrojů PAHs má vyšší stupeň kontaminace, ale s rostoucí vzdáleností od zdroje úroveň kontaminace v závislosti na meteorologických faktorech klesá (Wagrowski *et Hites*, 1997). Ovoce a zelenina, která roste ve znečištěné atmosféře může obsahovat až 100 x vyšší hladiny PAHs než v neznečištěných oblastech (Lee *et Grant*, 1981). Bylo dokázáno, že vzorky vegetace ve městě, na předměstí a na venkově mají podobný charakter pro fluoren, fluoranthen a pyren, kdežto venkovské vzorky obsahují méně anthracenu, benzo[*a*]anthracenu a určitých vícejaderných PAHs (Wagrowski *et Hites*, 1997). Maximální koncentrace PAHs ve vegetaci blízko známých zdrojů byla 25 mg.kg⁻¹, avšak hodnoty se častěji pohybují v rozmezí 0,02 – 1 mg.kg⁻¹.

Tabulka 6
Akumulace PAHs v pletivech rostlin (Slaski *et al.*, 2000).

Druh	Lokalita	Velikost vzorku	Detekované PAHs	Doba odběru	Reference
Vavřík (<i>Laurus sp.</i>)	Florence (It.), 15 míst	30 g listů	Σ 10 PAHs – max. 477 µg/kg (PHEN, FLU, PYR, B[a]P, CHRY, B[b]F, B[k]F, B[a]A, D[ah]A, B[ghi]P)	Vzorky listů byly sbírány v létě, na podzim a v zimě.	Lodovici <i>et al.</i> 1994
Olivovník (<i>Olea sp.</i>)	34 míst. max. 15 km od Florencie (It.)	100 g plodů	Σ 5 PAHs – max. 15 µg/kg (FLT, PYR, B[a]P, B[a]A, B[ghi]P)	Olivy byly sklizeny koncem listopadu.	Ignesti <i>et al.</i> 1992
Topol (<i>Populus sp.</i>)	Okolí dálnice (60 000 aut/den) ve Frankfurtu (SRN)	100 g listů	Σ 13 PAHs – max. 4,2 µg/m ² (PHEN, FLU, ANT, FLT, PYR, B[a]A, CHRY, B[b]F, B[a]P, B[k]F, D[ah]A, B[ghi]P, IP, COR)	Listy byly sbírány každých 14 dní od 21. V. do 8. X.	Khun <i>et al.</i> 1998
Borovice (<i>Pinus sp.</i>)	28 míst ve V. Británii	10 g jehlic	Σ 16 PAHs – max. 3,09 ng/g (PHEN, FLU, ANT, FLT, PYR, CHRY, B[b]F, B[a]P, B[k]F, D[ah]A, D[ac]A, B[ghi]P, COR, BA, ACE, MPHE)	Vzorky byly sbírány ve dvou obdobích: v květnu až červnu a potom v srpnu.	Tremolada <i>et al.</i> 1996

Zkratky PAHs: ACE – acenaften; ANT – anthracen, BA – benzantracen, B[a]A – benzo[a]anthracen, B[a]P – benzo[a]pyren, B[b]F – benzo[b]fluoranthren, B[ghi]P – benzo[g,h,i]perylene, B[k]F – benzo[k]fluoranthren, CHRY – chrysen, COR – koronen, D[ac]A – dibenzo[a,c]anthracen, D[ah]A – dibenzo[a,h]anthracen, FLU – fluoren, FLT – fluoranthren, IP – indeno[1,2,3-c,d]pyren, MPHE – 1-methylfenanthren, PHEN – fenantren, PYR – pyren..

Způsobilost nabírat PAHs z prostředí je specifická nejen pro rostlinný druh, ale i pro jednotlivé rostlinné orgány. Z toho důvodu vykazují různé části rostliny různou úroveň kontaminace (Peterson *et al.*, 1993). Těto schopnosti se úspěšně využívá při monitorování zátěže ekosystému.

2.9 Fyziologické účinky PAHs na rostliny

PAHs mohou vyvolat v závislosti na délce vystavení a koncentraci akutní, chronické nebo latentní poškození rostlin, zejména v kombinaci s jinými faktory (Kmentová, 2003). Dlouhodobě zvýšená hladina PAHs v prostředí může mít vliv dokonce na některé strukturní a funkční parametry ekosystémů: zastoupení rostlinných druhů, produkci biomasy a kyslíku atd. Ve shodě s obecnými fyziologickými zákonitostmi platí, že faktický účinek, vyvolaný interakcí receptoru se signálem, lze u rostlin na různé úrovni organizace pozorovat až po dosažení tzv. prahové koncentrace. Různé druhy rostlin se mohou značně lišit v množství receptorů. Mezi faktory, které v tomto směru citlivost významně ovlivňují, patří ontogenetické stadium a fyziologický stav rostlin, morfologie listové plochy, intenzita transpirace, kutikulární permeabilita, tvorba kořenového systému apod. (Foster, 1991).

PAHs ovlivňují celkem všechna stadia růstu rostlin, od klíčení až po reprodukci (Kummerová, 1997). Kritickými fázemi vývoje jsou především raná stadia ontogeneze, čili klíčení semen a elongace kořene (Baud-Grasset *et al.*, 1993). Způsobilost semene vyklíčit může být důležitým znakem pro posouzení fytotoxicity dané látky (Kmentová, 2003).

Při použití PAHs byly u rostlin prokázány jak stimulační (Wild *et al.*, 1992; Kummerová *et al.*, 1995, 1996), tak inhibiční účinky (Wild *et Jones*, 1991; Wild *et al.*, 1991 a, b). Procesy, kterými PAHs ovlivňují růst rostlin, zahrnují inhibici mitózy, inhibici resp. stimulaci elongace buněk a změny v diferenciaci pletiv (Cartwright, 1976). PAHs mohou vyvolat změny distribuce sušiny mezi orgány, způsobit chlorózu, nekrózu, vadnutí a ztrátu listů i jiných částí rostlin (Kummerová, 1997). Experimenty zkoumající vliv PAHs na vegetaci se většinou zabývají jen účinky benzo[*a*]pyrenu jako typického zástupce této skupiny látek anebo hodnotí vliv PAHs jako celku (Σ PAHs), aniž by dělaly rozdíly mezi jednotlivými sloučeninami.

2.9.1 Stimulační účinky PAHs

Wild *et Jones* (1992) stanovili na půdách kontaminovaných PAHs ($c_{\Sigma\text{PAHs}} = 280 \mu\text{g.kg}^{-1}$) významný nárůst hmotnosti kořene i nadzemních částí u *Daucus carota* (L.). Doložili, že vyšší zatížení půd ($c_{\Sigma\text{PAHs}} = 450 - 1000 \mu\text{g.kg}^{-1}$) stimuluje růst pouze u nadzemní části, zatímco hmotnost kořenového systému je redukována. Větší citlivost koře-

ne se vysvětluje primárním vzájemným působením PAHs s kořenovým systémem (Kummerová *et al.*, 1995).

Avšak stimulační účinky při aplikaci PAHs pozorujeme jen do jejich určité koncentrace. Kummerová *et al.* (1995) během studia vlivu benzo[*a*]pyrenu na elongaci kořene a hypokotylu u *Lactuca sativa* (L.) dokázali, že koncentrace vyšší než 0,1 mg.dm⁻³ působí inhibičně a zároveň hypokotyl vykazuje nižší citlivost než kořen.

2.9.2 Inhibiční účinky PAHs

Redukce kořenového systému u vyšších koncentrací PAHs, může narušit schopnosti rostlinného organismu efektivně přijímat živiny (Kmentová, 2003). Inhibiční účinky PAHs se neprojevují jen dlouhivým růstem, ale podstatně se uplatňují hlavně při klíčení semen. Henner *et al.* (1999) pozorovali po aplikaci naftalenu prodloužení doby nutné k vyklíčení semene u *Zea mays* (L.), *Lupinus albus* (L.), *Hordeum vulgare* (L.), *Festuca rubra* (L.), *Brassica napus* (L.), *Lolium perenne* (L.), *Medicago sativa* (L.) a *Trifolium pratense* (L.). Stejný účinek, ikdyž méně výrazný, byl zaznamenán také u anthracenu, kdežto ekvivalentní koncentrace benzo[*a*]pyrenu za stejných podmínek klíčení spíše stimulovaly.

2.10 Mechanismus působení PAHs

Lipofilní organické látky, mezi které PAHs patří, mohou v rostlinném organismu ovlivňovat různé (sub)celulární struktury, a tím modifikovat jejich funkce (Kmentová, 2003).

První znaky destrukce buněčné struktury vlivem benzo[*a*]anthracenu nebo benzo[*a*]pyrenu, lze prohlížet jako změny morfologie buněčného jádra. Dojde k invaginacím karyotéky a dalším zvyšováním koncentrace následuje koagulace chromatinu, jenž indikuje přerušování syntézy DNA (Korte *et al.*, 2000).

Mimo genotoxických účinků mají PAHs celou řadu dalších nepříznivých vlivů na buněčný metabolismus. Spočívají v narušení biochemických a fyziologických procesů a funkcí, především propustnost membrán, aktivitu enzymů nebo fotosyntézu (Girotti, 1990). PAHs jsou distribuovány především do thylakoidů, proto mohou pozměnit strukturu chloroplastů a v rámci fotosyntézy také nepříznivě ovlivnit transport elektronů (Duxbury *et al.*, 1997). Takže účinky PAHs mohou vést ke změnám složení a koncen-

trace asimilačních pigmentů a k redukcí výtěžku fotosyntézy (Kummerová *et al.*, 1996; Saxe, 1996).

Světlo, konkrétně UV-A (320 – 400 nm) resp. UV-B (290 – 320 nm) oblast jeho spektra, může toxicitu PAHs dále zvyšovat (Huang *et al.*, 1997). Tyto tzv. fotoindukované procesy jsou velmi významné (Greenberg *et al.*, 1993).

3 CÍL PRÁCE

Cílem této práce bylo prostudovat a formou literární rešerše utřídit poznatky o vlivu fluorantenu na živé organismy, hlavně na rostliny. Druhým cílem bylo s pomocí vodní kultury zjistit vliv této látky na rostliny hrachu setého. Provedením koncentračního screeningu bylo nutno najít stresující koncentrace FLT. Zhodnotit základní růstové parametry : čerstvou hmotnost nadzemní části, délku stonku, délku kořene a stanovení sušiny.

4 MATERIÁLY A METODY

4.1 Modelová rostlina

4.1.1 Charakteristika

Hrách setý (*Pisum sativum L.*), z čeledi bobovitých (*Fabaceae*), je jednoletá, samo-sprašná kulturní rostlina. Dutá lodyha dosahuje výšky 15 - 150 cm podle odrůdy. Listy má přisedlé nebo krátce řapíkaté, sudozpeřené, tvoří je tři páry lístků ukončené úponky. Objímavé palisty na bázi řapíků bývají větší než jednotlivé lístky (Troníčková, 1985). Dnes jsou oblíbené tzv. „semileaf“ odrůdy, jejich redukováná listová plocha, je proměněna v úponky. Tím se zamezí poléhání porostu. Květ má souměrný, rozdělený na zelený kalich a bílou korunu. Ta může být až narůžovělá. Je pětičetná, složená ze tří hlavních částí – pavézy, křídla a člunku. Plodem hrachu je lusk. Obsahuje 4 – 13 semen, na hřbetní straně lusku přirostlá poutkem. Semena klíčí hypogeicky (dělohy zůstávají pod zemí). Kořen má kulový s četnými postranními kořeny. Významnou vlastností hrachu je symbióza s tzv. hlízkovitými bakteriemi, které jsou schopny vázat vzdušný dusík (Troníčková, 1985).

4.1.1.1 var. Oskar

Velmi raná odrůda dřeňového hrachu. Rostliny dosahují výšky 80 cm a jsou bohatě olistěné. Lusk dorůstá až 9 cm, obsahuje asi 10 semen. Hmotnost tisíce semen je 200 g. Je nenáročný na živiny i půdu, vhodný pro pěstování v podmínkách ekologického zemědělství. (www.semo.cz)

4.2 Koncentrační screening

4.2.1 Kultivace

Semena hrachu byla po dobu 24 hodin nabobtnána ve vodě a pak vyseta do perlitu. Po vyklíčení (3 dny) byly rostliny umístěny do kultivačních nádob (2,5 l) s Reid-Yorkovým živným roztokem (Reid-York, 1958). Experimentální varianty byly roztoky o koncentraci viz níže. Živné roztoky byly vyměněny vždy po odběru vzorků. Kultivace probíhala v klimaboxech při fotoperiodě 16/8 hodin (světlo/tma) a při teplotě 23/17°C.

4.2.2 Varianty experimentu

Kontrolní variantou (koncentrace 0), byly rostliny pěstované v Reid-Yorkově živném roztoku. Ostatní rostliny byly pěstovány v živném roztoku s přidavkem FLT, při koncentraci 0,5; 5 a 20 μM . Zásobní roztok FLT byl připraven rozpuštěním FLT v příslušném množství etanolu.

4.2.3 Odběr vzorků

Byly odebírány celé rostliny. Z každé varianty 8 rostlin. Odběr proveden 2., 5., 8., 14. den od začátku kultivace v živném roztoku.

4.2.4 Růstové parametry

U rostlin byla zvážena čerstvá hmotnost nadzemní části (g). Dále byla změřena délka (cm) nadzemní části (báze až apex) i délka hlavního kořene.

4.2.5 Stanovení sušiny

Sušina (g) byla hodnocena u nadzemní části po vysušení v sušárně (80 ° C) do konstantní hmotnosti a poté zvážena. Byl vypočítán její obsah vzhledem k čerstvé hmotnosti nadzemní části (%).

4.2.6 Statistické a grafické zpracování dat

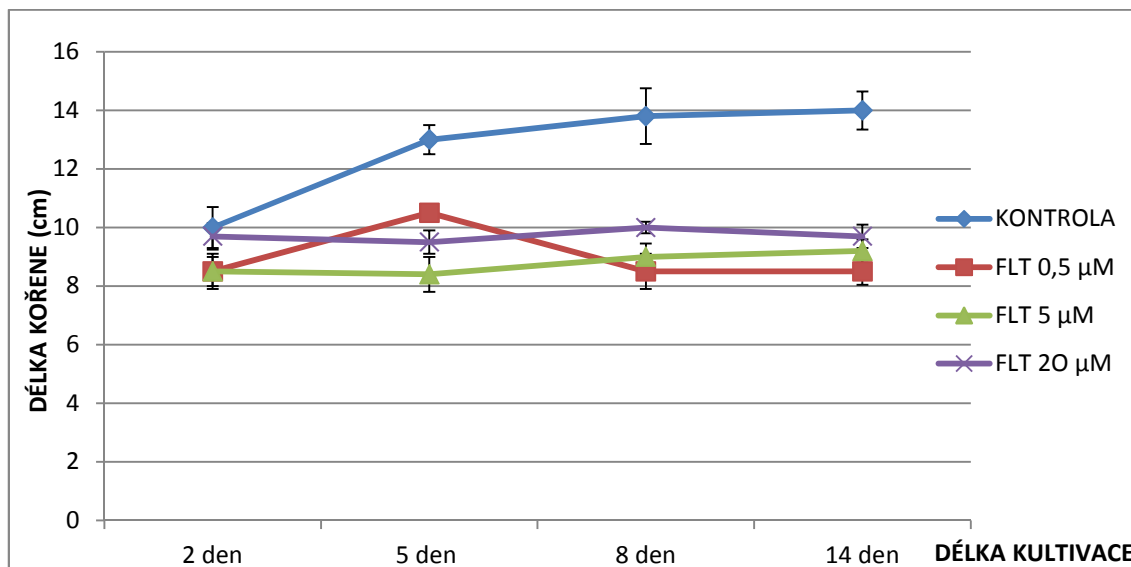
Ze získaných dat byl vypočítán aritmetický průměr (\bar{x}) a střední chyba ($s_{\bar{x}}$) dle vzorce $s_{\bar{x}} = s_x / \sqrt{n-1}$, kde s_x je směrodatná odchylka a n je počet hodnot. Výsledky byly převedeny do grafů. Kladné a záporné hodnoty chybových úseček grafů souhlasí s číselnými hodnotami odpovídajících středních chyb.

5 VÝSLEDKY

5.1 Délka kořene

Při hodnocení délky kořene byly u pokusných variant zjištěny poměrně výrazné rozdíly oproti kontrole (graf 1).

Při kultivaci byla největší délka kořene naměřena u rostlin varianty kontrolní, 14 cm ve 14. den kultivace. Mezi druhým a pátým dnem kultivace, došlo u kontrolních rostlin k největšímu nárůstu kořene (o 3 cm). Druhý den kultivace nebyl u rostlin kultivovaných v přítomnosti FLT o koncentraci 0,5 μM a 5 μM zjištěn žádný statisticky průkazný rozdíl. Kořeny rostlin koncentrace FLT 20 μM byly ve srovnání s kontrolou stejné. Rozdíl byl sledován mezi variantami FLT 0,5 μM a 5 μM , a to v pátý den kultivace, kdy kořeny varianty 0,5 μM byly až o 1 cm delší (stimulace). Další dny už mezi jednotlivými koncentracemi FLT nebyl statisticky průkazný rozdíl. Při srovnání s kontrolou však došlo k výrazné inhibici růstu kořene od pátého dne kultivace, nejvyšší rozdíl oproti kontrole byl 4 cm, 8. a 14. den.



Graf 1: Délka hlavního kořene (cm) rostlin hrachu setého při kultivaci

Během hodnocení byly zjištěny i morfologické odlišnosti ve stavbě kořene. Varianty s FLT měly při srovnání s kontrolou postranní kořeny kratší a tvořily se ve větší vzdálenosti od kořenové špičky hlavního kořene (obrázek 3).



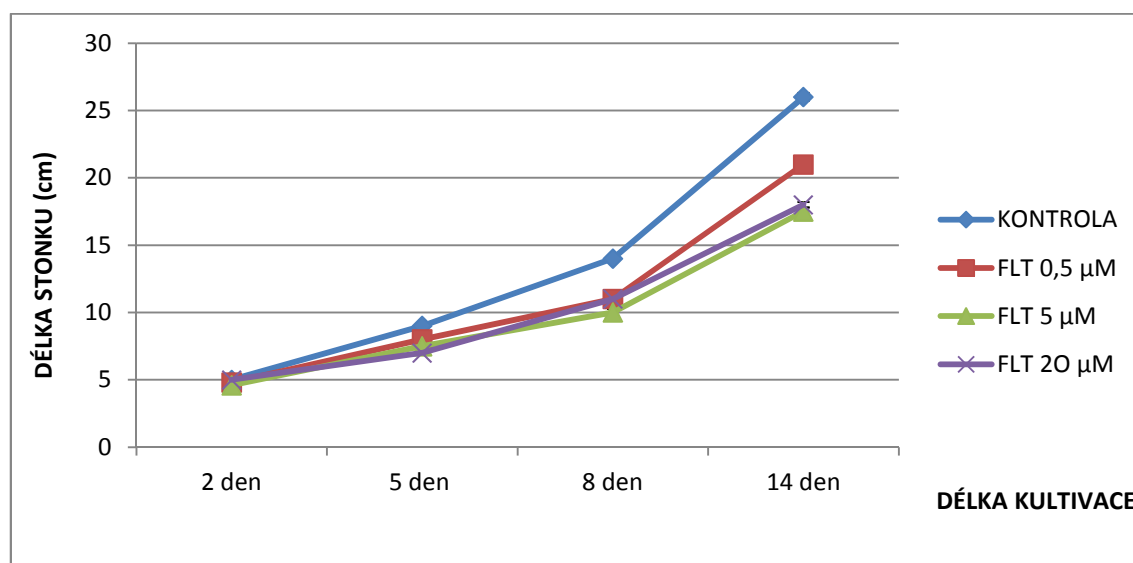
Obrázek 3 Morfologie kořenové soustavy rostlin hrachu setého kultivovaného v kontrolním živném roztoku (vlevo) a roztoku s 5 μM FLT (vpravo)

Zdroj: autorka

5.2 Délka stonku

U hodnocení délky stonku (graf 2) byl vliv působení použitého xenobiotika patrný až po dlouhodobější kultivaci. Největší délky 26 cm, bylo dosaženo u kontrolních rostlin poslední den kultivace (14.). K nejvyššímu nárůstu stonku rostlin kontroly došlo v rozmezí 8. a 14. dne, 10 cm.

Při kultivaci druhý den nebyl mezi pokusnými variantami patrný žádný rozdíl. Rostliny dosahovaly délky zhruba 5 cm. Vliv FLT se projevil inhibicí růstu stonku již od osmého dne kultivace, avšak mezi jednotlivými koncentracemi nebyl zjištěn statisticky průkazný rozdíl. Ten byl viditelný až 14. den kultivace, ovšem pouze mezi 0,5 μM FLT a jeho vyššími koncentracemi, které měly vyšší inhibiční vliv na růst stonku.

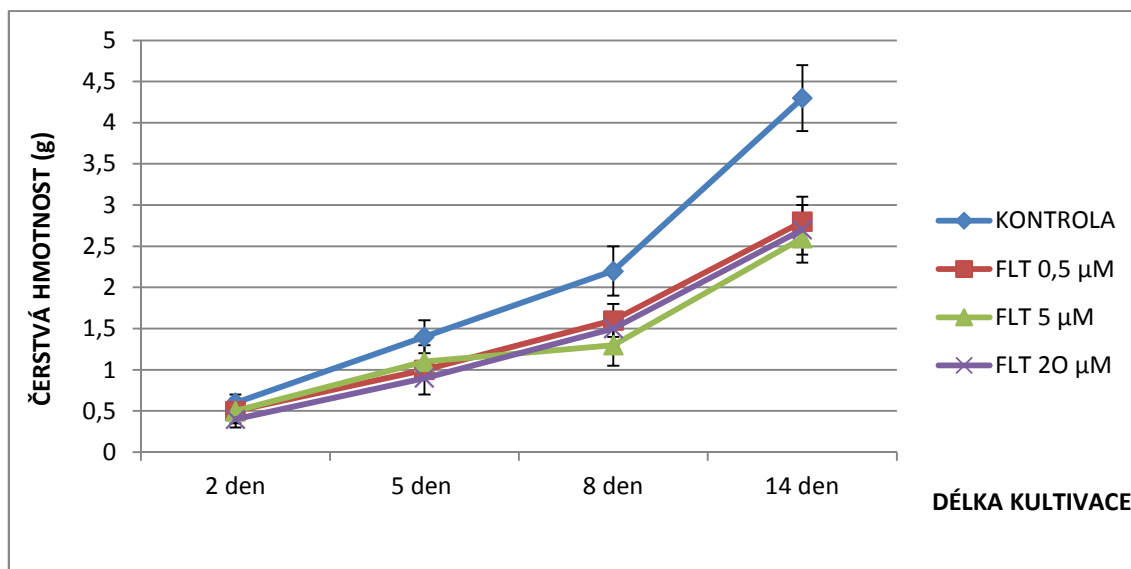


Graf 2: Délka stonku (cm) rostlin hrachu setého při kultivaci

5.3 Čerstvá hmotnost nadzemní části

U hodnocení čerstvé hmotnosti nadzemní části (graf 3) byly hodnoty od 0,5 do 4,3 g. Nejvyšší hodnoty byly dosaženy u kontrolních rostlin 14. den kultivace. Na kontrolních rostlinách docházelo při kultivaci k postupnému růstu hmotnosti, přitom k nejvyšší růst byl mezi 8. a 14. dnem o 2 g.

Inhibiční vliv FLT na růst hmotnosti nadzemní části byl statisticky průkazně patrný již pátý den kultivace. Statisticky neprůkazný rozdíl byl mezi jednotlivými koncentracemi a to v průběhu celé kultivace. V této době docházelo u rostlin jen k pomalému růstu hmotnosti nadzemní části. Rozdíl mezi hmotností rostlin na počátku kultivace a na konci byl jen asi 2,4 g. Přitom rozdíl ve srovnání s kontrolou 14. den kultivace se pohyboval kolem 1,6 g.



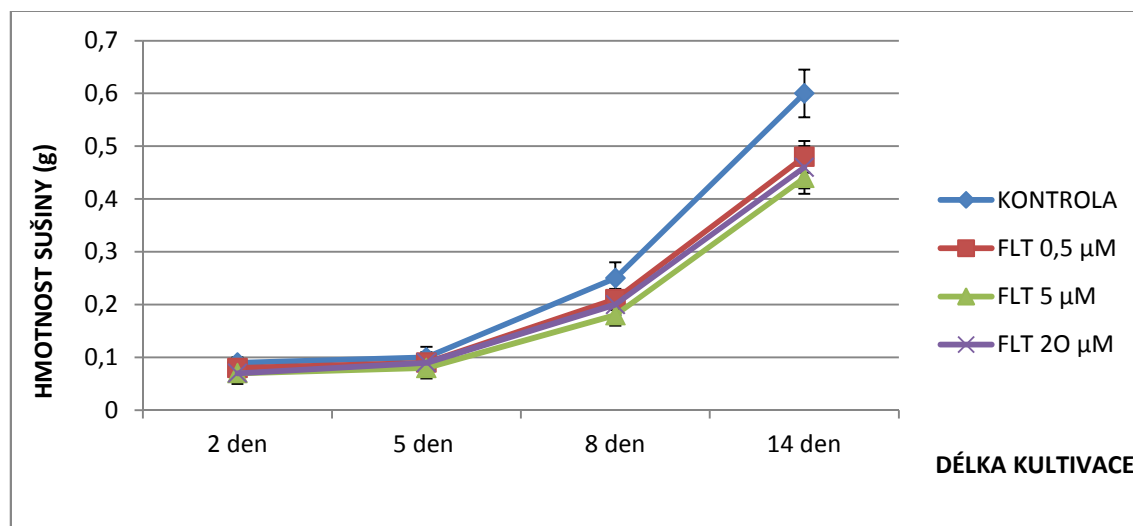
Graf 3: Čerstvá hmotnost nadzemní části (g) rostlin hrachu setého při kultivaci

5.4 Sušina nadzemní části

U hodnocení sušiny nadzemní části v gramech (graf 4), byly hodnoty od 0,07 až 0,6 g, největší hodnoty byly zjištěny u kontrolních rostlin 14. den kultivace. Na kontrolních rostlinách docházelo k postupnému zvyšování hmotnosti sušiny nadzemní části, nejvyšší růst byl zjištěn mezi 8. a 14. dnem kultivace o 0,35 g.

Druhý a pátý den kultivace nebyly mezi jednotlivými variantami žádné statisticky průkazné rozdíly. Ty se ukázaly až osmý den kultivace. Sušina rostlin kultivovaných v přítomnosti FLT byla prokazatelně inhibována v porovnání s kontrolou, a to již od

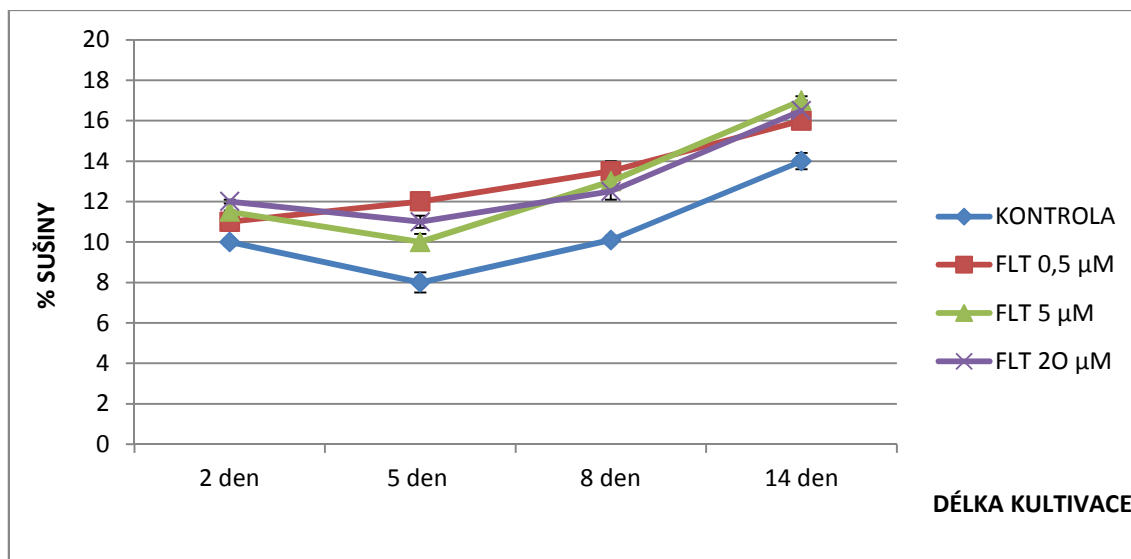
osmého dne. Mezi jednotlivými koncentracemi však nebyl prokázán významný rozdíl. Nejvyšší rozdíl v porovnání s kontrolou byl 14. den. V tu dobu sušina rostlin variant FLT byla o 0,14 g nižší.



Graf 4: Sušina nadzemní části (g) rostlin hrachu setého při kultivaci

Během hodnocení procentuálního zastoupení sušiny v nadzemní části (graf 5) byl zjištěn u kontrolních rostlin pouze pozvolný růst. Pátý den došlo dokonce k mírnému poklesu obsahu sušiny. Obsah sušiny v nadzemní části kontrolních rostlin měl hodnoty 8 až 14 %.

Přítomnosti FLT v kultivačním roztoku ovlivnila obsah sušiny v rostlinách ve srovnání s kontrolou. Sušina byla zvýšena za vyšších koncentrací FLT už druhý den. Při 0,5 μM FLT statisticky průkazně teprve od pátého dne. Rozdíl mezi jednotlivými koncentracemi nebyl statisticky významný. Za kultivace probíhal pozvolný růstu obsahu sušiny v nadzemních částech rostlin. Nejvyššího rozdílu v porovnání s kontrolou dosáhl 14. den pokusu. V té době se obsah sušiny v rostlinách kultivovaných v přítomnosti FLT vytvořil 16,5 %, u kontrolních rostlin 14 %.



Graf 5: Sušina nadzemní části (%) rostlin hrachu setého při kultivaci

5.5 Habitus rostlin

Při kultivaci se jako důsledek ošetření xenobiotikem objevovaly na rostlinách různé abnormality.

Vliv FLT se projevil vznikem chloróz, tzn. žloutly nové listy apikálních částí rostlin. (obrázek 4). Vliv FLT se začal plně projevovat až po osmi dnech kultivace, avšak mezi jednotlivými koncentracemi nebyl výrazný rozdíl. Poškozené listy byly v porovnání s nezasazenými tužší.

V textu výše jsem už popsala, u rostlin kultivovaných v přítomnosti FLT, zjištěné morfologické odlišnosti ve stavbě kořene (obrázek 3).



Obrázek 4 Chlorózy vliv FLY: kontrola (vlevo) bez příznaků a chlorózy na nejmladších listech hrachu setého při kultivaci za koncentrace 5 μM FLY (vpravo)

Zdroj: autorka

6 DISKUSE

Obecně lze konstatovat, že od poloviny 20. století spotřebovalo lidstvo více přírodních zdrojů než během jeho celé předchozí historie.

Asi 85 % stávající energie pochází ze spalování fosilních paliv a 7 % z jaderných reaktorů. Jakkoliv tyto dvě formy zdrojů energie zabezpečují blahobyt určité části obyvatel Země, zároveň také znečišťují životní prostředí tvorbou městského smogu, kyselým deštěm, globálním oteplováním či jadernými odpady. Podle údajů OECD emise CO₂ (t rok⁻¹) vztažené na jednoho obyvatele koncem 80. let dosahovala nejvíc v USA 22,5; Kanadě 18, Austrálii 16, naopak nejméně v Indii 1, Brazílii 2.

Přibývá dalších pevných, kapalných i plyných látek, které se v atmosféře vyskytují a jejichž účinky jsou škodlivé.

Někdy se používá pojem **fotochemické znečištění vzduchu**, aby se zdůraznil význam slunečního záření v řadě chemických přeměn. Tyto zahrnují tzv. VOC látky z anglického Volatile Organic Compounds, tedy těkavé organické látky a oxidy dusíku. Reakcí s ozónem vznikají některé další silně oxidující sloučeniny souhrnně nazývané fotochemické oxidanty.

Významnou skupinu tvoří také těkavé, polotěkavé i pevné mutagenní aromatické uhlovodíky, které vznikají při nedokonalém spalování.

Výživa i zdraví člověka jednoznačně závisejí na rostlinných produktech, v nichž se nachází téměř všechny minerální i organické látky nezbytné pro zdravý vývoj jedince. Výjimku představují pouze vitaminy B₁₂ a D. Přitom **výživu lidstva zajišťuje relativně velmi malý počet kulturních rostlin**, mezi nimiž rozhodující úlohu hrají obilniny - pšenice, kukuřice a rýže (Nátr, 2002).

Příjem cizorodých látek rostlinami z životního prostředí má aktuální dopad nejen v aspektu kvality a hygieny potravin, ale také na základní fyziologické úrovni, týkající se produkčních schopností rostlin. Mnoho xenobiotik vyvolává v rostlinách stres různého typu a intenzity. V experimentu této bakalářské práce byl sledován vliv přijatého fluorantenu v rostlinách hrachu (*Pisum sativum* L.). Fluoranten je známým zástupcem perzistentních organických polutantů, které se dostávají do potravního řetězce (Wild et al., 2006) a zároveň ovlivňuje především fotosyntetické procesy rostlin (Kummerová et al., 2010). Xenobiotika jsou v rostlinách transformována a degradována (Kolb and

Harms, 2000), jsou však také translokována a distribuována podle povahy jejich chemismu (Brudenell et al., 1995).

Cílem této práce proto bylo studovat změny růstových parametrů rostlin hrachu, kultivovaných ve stresujících podmínkách navozených právě přítomností FLT. Výsledky ukázaly, že FLT má významný inhibiční vliv na růst hlavního kořene i stonku. Byl tedy prokázán příjem FLT prostřednictvím kořenového systému a jeho následný transport do nadzemních částí, což prokázali i Kummerová et al., 2010a. Nižší ovlivnění stonku mohlo být způsobeno tím, že FLT bývá akumulován v rostlinách nejvíce právě v kořenovém systému, který je následně poškozen, čímž dojde k narušení distribuce živin dále do nadzemních částí (Kummerová et al., 2010b).

Procento sušiny nadzemní části rostlin bylo výrazně zvýšeno ošetřením rostlin FLT (koncentrace 0,5; 5 a 20 μM). Tyto výsledky jsou v souladu s poznatky Wetzel et al. (1994).

Podle Kummerové et al. (2010a) by v důsledku působení FLT mělo docházet k poškození fotosyntetických procesů a PS II, jehož příčinou by mohlo být narušení tylakoidních membrán.

U rostlin pěstovaných v prostředí s přidavkem FLT se objevovaly chlorózy především nových listů, což může mít souvislost s poškozením karotenoidů a s tím souvisejícím poškozením chloroplastů (Oguntimehin et al., 2010). Změněna byla také patrná na morfologii kořene, když vlivem FLT došlo k inhibici růstu postranních kořenů, které se tvořily ve větší vzdálenosti od kořenové špičky hlavního kořene. Změnu morfologie kořene hrachu způsobené vlivem FLT sledovali ve své práci i Kummerová et al. (2012). U FLT byly listy tuhé.

Z výsledků této studie vyplývá, že přítomnost xenobiotik v prostředí rostlin, především jejich koncentrace, má velký vliv na metabolické a bioenergetické procesy rostlin, v důsledku jejichž poškození může dojít ke změně růstových parametrů rostlin, morfologie a tím i jejich produkčních parametrů.

7 ZÁVĚR

V životním prostředí se vyskytují toxické látky, ovlivňující růst, vývoj a bioenergetické procesy rostlin. Bakalářská práce se zabývá studiem vlivu jednoho stresového faktoru na růst rostlin. Každá rostlina není vhodná jako modelový organismus vzhledem k potřebě jednoduchosti kultivace v laboratorních podmínkách. Proto jsem se ve své bakalářské práci zaměřila na pozorování FLT v rostlinách hrachu (*Pisum sativum* L.).

Jako látka navozující stres byl vybrán fluoranten (FLT), zástupce PAU uvolňující se do prostředí zejména jako součást výfukových plynů a průmyslových zplodin. Součástí experimentu byla aplikace FLT. do živného roztoku.

V pokusu byl proveden koncentrační screening, jehož cílem bylo vybrat podle růstových parametrů koncentraci použité látky, která bude pro rostliny stresující, tj. již bude dostatečně patrný stresový efekt, ale rostliny budou schopny přežít. Pomocí parametrů jako je, délka hlavního kořene a stonku, čerstvá hmotnost nadzemní části, procentuelní zastoupení sušiny v nadzemní části a celkový habitus rostlin, byla jako středně stresující zjištěna koncentrace 5 μ M FLT. Jako kontrola sloužily rostliny pěstované v čistém Reid-Yorkově živném roztoku.

Jak dokázaly výsledky, je FLT výrazným inhibitorem růstu hlavního kořene i stonku, u kořene přitom dochází jeho vlivem také ke změně morfologie ve srovnání s kontrolou. V souvislosti s menším vzrůstem nadzemní části dochází taktéž k výraznému snížení čerstvé hmotnosti nadzemní části, přičemž zastoupení sušiny v této části rostliny hodnoty kontrolní varianty prokazatelně převyšuje a to již při krátkodobém působení FLT. Takovému výsledku napovídá již fakt, že listy těchto rostlin byly ve srovnání s kontrolou výrazně „tužší“ a jakoby méně hydratované. Na mladých listech se projevovaly i známky poškození fotosyntetických pigmentů a to jejich žloutnutím.

8 LITERATURA

- Abad, E., Martinez, K., Planas, C., Palacios, O., Caixach, J., Rivera, J. (2005): Priority organic pollutant assessment of sludges for agricultural purposes. *Chemosphere* 61, 1358-1369.
- Aina, R., Palin, L., Citterio, S. (2006): Molecular evidence for benzo(a)pyrene and naphthalene genotoxicity in *Trifolium repens L.* *Chemosphere* 65 (4), 666-673.
- Baek, S. O., Field, R. A., Goldstone, M. E., Kirk, P. W., Lester J. N., Perry, R. (1991): A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons – sources, fate and behavior. *Water Air Soil Poll.* 60, 279-300.
- Baud-Grasset, F., Baud-Grasset, S., Safferman, S. I. (1993): Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests. *Chemosphere* 7, 1365-1374.
- Binet, P., Portal, J. M., Leyval, C. (2000): Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the rhizosphere and mycorrhizosphere of ryegrass. *Plant Soil* 227, 207-213.
- Blumer, M. et Youngblood, W. W. (1975): Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and recent sediments. *Science* 188, 53-60.
- Brudenell, A. J. P., Baker, D. A., Grayson, B. T. (1995): Phloem mobility of xenobiotics: review of physicochemical properties governing the output of the Kleier model. *Plant. Growth. Reg.* 16: 215 – 231.
- Cartwright, P. M. (1976): General growth responses of plants. In: L. J. Audus (Ed.), *Herbicides, Physiology, Biochemistry, Ecology*, 1, Academic Press, London. pp. 55-126.
- Deka, S., Devi, A., Barthakur, H. P., Kagti, L. C. (1997): Studies on the impact of crude oil pollution on the physico-chemical properties, nature of microorganisms and growth of rice plants in soil. *J. Environ. Biol.* 18, 167-171.
- Dorr, R. (1970): Absorption of 3,4-benzopyrene by plant roots. *Landwirt. Forsch.* 23, 371-379.
- Duxbury, C. L., Dixon, D. G., Greenberg, B. M. (1997): Effects of simulated solar radiation on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by the duckweed *Lemna gibba*. *Environ. Toxicol. Chem* 16, 1739-1748.

- Edwards, N. T., Ross-Todd, R. M., Garver, E. G. (1982): Uptake and metabolism of ^{14}C anthracene by soyabean (*Glycine max*). *Environ. Exp. Bot.* 22, 349-357.
- Edwards, N. T. (1983): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment – a review. *J. Environ. Qual.* 12, 427-441.
- Erskine, R.,L. et Whitehead, E. V. (1975): Composition and analysis of marine pollutants, *Iranian. J. Sci. Tech.* 3, 221-227.
- Fiala, J. (projekt manager), Fara, M., Machálek, P. (2003): Integrované hodnocení a řízení kvality ovzduší v návaznosti na dceřinné směrnice týkající se TK, PAHs, PM_{10} a benzenu. Příloha DP1: Emise tuhých znečišťujících látek. Projekt VaV/740/3/02. Český hydrometeorologický ústav, úsek ochrany čistoty ovzduší, Praha.
- Fletcher, J. S., McFarlane, Pfleeger, T., Wickliff, C. (1990): Influence of root exposure concentration on the fate of nitrobenzene in soybean. *Chemosphere* 20, 513-523
- Foster, J. F. (1991): Ecological exposure and effects of airborne toxic chemicals, in: US EPA. An Overview, EPA/600/3-91/001.
- Girotti, A. W. (1990): Photodynamic lipid peroxidation in biological systems. *Photochem. Photobiol.* 51, 497-509.
- Greenberg, B.M., Huang, X.-D., Dixon, D.G., Ren, L., McConkey, B. J., Duxbury, C. L. (1993): Quantitative structure activity relationships for the photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to plants—A preliminary model. In: J.W. Gorsuch, F.J. Dwyer, C.G. Ingersoll and T.W. La Point (Eds.), *Environmental Toxicology and Risk Assessment*, Vol. 2. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp. 369–378
- Gustavsson, P., Gustavsson, A., Hogstedt, C., (1988): Excess of cancer in Swedish chimney sweeps. *Br. J. Ind. Med.*, 45, p. 777-781.
- Henner, P., Schiavon, M., Druelle, V., Lichtfouse, E. (1999): Phytotoxicity of ancient gaswork soils. Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on plant germination. *Org. Geochem.* 30, 963-969.
- Holoubek, I. (1996): Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí, Český ekologický ústav a Odbor ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR, Praha, 136s.
- Horstmann, M., McLachlan, M. S. (1998): Atmospheric deposition of semivolatile organic compounds to two forest canopies. *Atmos. Environ.* 32, 1799-1809.

- Howsam, M., Jones, K. C., Ineson, P. (2000): PAHs associated with the leaves of three deciduous tree species. I – Concentrations and profiles. *Environ. Pollut.* 108, 413-424.
- Huang, X. D., Dixon, D. G., Greenberg, B. M. (1995): Increased polycyclic aromatic hydrocarbon toxicity following their photomodification in natural sunlight: Impacts on the duckweed *Lemna gibba* L. G-3. *Ecotox. Environ. Safe.* 32 (2), 194-200.
- Huang, X.-D., Brendan, J., McConkey, T., Babu, T. s., Greenberg, B. M. (1997): Mechanisms of photoinduced toxicity of photomodified anthracene to plants: inhibition of photosynthesis in the aquatic higher plant *Lemna gibba* (duckweed), *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 1707-1715.
- Ignesti, G., Lodovici, M., Dolara, P., Lucia, P., Grechi, D. (1992): Polycyclic aromatic hydrocarbons in olive fruits as a measure of air pollution in the valley of Florence (Italy). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 809-814.
- Jacob, J. (1996): The significance of polycyclic aromatic hydrocarbons as environmental carcinogens. *Pure and Appl. Chem.* 68 (2), p. 301-308.
- Khun, A., Ballach, H. J., Wittig, R. (1998): Seasonal variation of the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in poplar leaves. *Fresen. Environ. Bull.* 7, 164-169.
- Kmentová, E. (2003): Response of plant to fluoranthene in environment. Ph. D. thesis No. 24. Masaryk University, Brno, CZ. 137 pp.
- Knoche, H., Klein, M., Kördel, W., Wahle, U., Hund, K., Müller, J., Klein, W. (1995): Literaturstudie zur Ableitung von Bodengrenzwerten für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Umweltbundesamt, Texte 71, Berlin. 63 pp.
- Kolattukudy, P. E. (1980): Cutin, suberin, and waxes. In: P. K. Stumpf (Ed.), *The biochemistry of plants*. Academic Press, New York. pp. 571-645.
- Kolb, M., Harms, H. (2000): Metabolism of fluoranthene in different plant cell cultures and intact plants. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 1304-1310.
- Korte, F., Kvesitadze, G., Ugrehelidze, D., Gordeziani, M., Khatisashvili, G., Baudze, O., Zaalishvili, G., Coulston, F. (2000): Organic toxicants and plants. *Ecotox. Environ. Safe.* 47, 1-26.
- Kummerová M., Gloser J., Slovák L., Holoubek I. (1996): The growth response of maize to increasing concentrations of fluoranthene. *Toxicol. Environ. Chem.* 54, 99-106.
- Kummerová M., Slovák L., Holoubek I. (1995): Phytotoxicity studies of benzo[a]pyrene with *Lactuca sativa*. *Toxicol. Environ. Chem.* 51, 197-203.

- Kummerová, M. (1997): Studium vlivu polycyklických aromatických uhlovodíků na rostliny. Habilitační práce. Masarykova univerzita, Brno, CZ. 88 pp.
- Kummerová, M., Váňová, L., Fišerová, H., Klemš, M., Zezulka, Š., Krulová, J. (2010b) Understanding the effect of organic pollutant fluoranthene on pea in vitro using cytokinins, ethylene, ethane and carbon dioxide as indicators. *Plant Growth Regul* 61: 161–174.
- Kummerová, M., Zezulka, Š., Váňová, L. (2010a): Využití fluorescence chlorofylu pro hodnocení fyto toxicity organických polutantů. *LCAŘ*. 11: 410
- Kummerová, M., Zezulka, Š., Váňová, L., Fišerová, H. (2012): Effect of organic pollutant treatment on the growth of pea and maize seedlings. *Cent. Eur. J. Biol.* 7(1): 159–166.
- LaGoy, P. K. et Quirk, T. C. (1994): Establishing generic remediation goals for the polycyclic aromatic hydrocarbons: Critical Issues. *Environ. Hlth. Perspect.* 102, 348-352.
- Lee, S. D., Grant, L. (1981): Health and ecological assessment of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Pathotex Publ.*, Park Forest Sout, Illinois. 364 pp.
- Lewtas, J. (1993): Complex mixtures of air pollutants-characterizing the cancer risk of polycyclic organic matter. *Environ. Hlth. Perspect.* 100, 211-218.
- Li, X., Feng, Y., Sawatsky, N., Dixon, D. G. (1997): Importance of soil-water relations in assessing the endpoint of bioremediated soils. *Plant Soil* 192, 219-226.
- Liu, X., Zhang, G., Jones, K. C., Li, X., Peng, X., Qi, S. (2005): Compositional fractionation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum plumaeformae* WILS.) from the northern slope of Nanling Mountains, South China. *Atmos. Environ.* 39, 5490-5499.
- Lodovici, M., Akpan, V., Casalini, C., Zappa, C., Dolara, P. (1998): Polycyclic aromatic hydrocarbons in *Laurus nobilis* leaves as a measure of air pollution in urban and rural sites of Tucsany. *Chemosphere* 36, 1703-1712.
- Mackay, D., Shiu, W. Y., Ma, K. C. (1992): Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Lewis Publisher, Michigan, 597 pp.
- McCardy, J. C., McFarlane, C., Lindstrom, F. T. (1987): The transport and affinity of substituted benzenes in soyabean stems. *J. Exp. Bot.* 38, 1875-1890.
- McFarlane, J. C., Pflieger, T. (1987): Plant exposure chambers for study of toxic chemicals and plant interactions. *J. Environ. Qual.* 16, 361-371.

- McGlynn, S. E., Livingston, R. J. (1997): The distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons between aquatic plants and sediments. *Inter. J. Qua. Chem.* 64, 271-283.
- Meudec, A., Dussauze, J., Deslandes, E., Poupart, N. (2006): Evidence for bioaccumulation of PAHs within internal shoot tissues by a halophytic plant artificially exposed to petroleum-polluted sediments. *Chemosphere* 65, 474-481.
- Müller, V. H. (1976): Uptake of 3,4-benzopyrene by food plants from artificially enriched substrates. *Z. Pflanz. Bodenkunde* 6, 685-695.
- Nátr, L. *Fotosyntetická produkce a výživa lidstva*. 1. vyd. Praha: ISV, 2002. ISBN 8085866-92-7. 423 s.
- O'Connor, C. A., Chaney, R. L., Ryan, J. A. (1991): Bioavailability to plants of sludge-borne toxic organics, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 121, 129-149.
- Oguntimehin, I., Eissa, F., Sakugawa, H. (2010): Negative effects of fluoranthene on the ecophysiology of tomato plants (*Lycopersicon esculentum* Mill). Fluoranthene mists negatively affected tomato plants. *Chemosphere*. 78: 877-844.
- Peterson, H. G., Boutin, C., Martin, P. A., Freemark, K. E., Ruecher, N. J., Moody, M. J. (1993): Aquatic phytotoxicity of 23 pesticides applied at expected environmental concentrations. *Aquat. Toxicol.* 14, 35-42.
- Rafii, F. et Cerniglia, C. E. (1995) in: Holoubek, I., *Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí*. Český ekologický ústav a Odbor ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR, Praha, 136 s.
- Reid, P.H., York, E.T. (1958): Effects of nutrient deficiencies on growth and fruiting characteristics of peanuts in sand culture. *Agric J.* 2, 37-63
- Ryan, J. A., Bell, R. M., Davidson, J. M., O'Connor, G. A. (1988): Plant uptake of nonionized organic chemicals from soil, *Chemosphere* 17, 2299-2323.
- Sabljić, A., Gursten, H., Schonherr, J., Riederer, M. (1990): Modeling plant uptake of airborne organic chemicals. Plant cuticle/water partitioning and molecular connectivity. *Environ. Sci. Technol.* 24, 1321-1326
- Saxe, H. (1996): Physiological and biochemical tools in diagnosis of forest decline and air pollution injury to plants. In: M. Yunus et M. Iqbal (Eds.), *Plants response to air pollution*. pp. 449-487.
- Schulze, E. D. (1982): Plant life forms and their carbon, water and nutrient relations. In *encyclopedia of plant physiology*, 12B, pp. 615-676. Lange, O.L., Osmond, C.B. and Ziegler, H., (eds). Springer-Verlag, Berlin.

- Shabad, L. M. (1980): Circulation of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in the human environment and cancer prevention. *J. Natl. Cancer Inst.* 64, 405-410.
- Simonich, S. L., Hites, R. A. (1994 a): Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. *Nature* 370, 49-51.
- Simonich, S. L., Hites, R. A. (1994 b): Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 28, 939-943.
- Sims, R. C., Overcash, M. R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residue Rev.* 88, 1-67.
- Slaski, J. J., Archambault, D. J., Li, X. (2000): Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) accumulation in plants. The potential use of PAH accumulation as a marker of exposure to air emissions from oil and gas flares. Alberta Environment, Edmonton.
- Sverdrup, L. E., Krogh, P. H., Nielsen, T., Kjær, C., Stenersen, J. (2003): Toxicity of eight polycyclic aromatic compounds to red clover (*Trifolium pratense*), ryegrass (*Lolium perenne*), and mustard (*Sinapsis alba*). *Chemosphere* 53, 993-1003.
- Trapp, S., Matthies, M., Scheunert, I., Topp, E. M. (1990): Modeling the bioconcentration of organic chemicals in plants. *Environ. Sci. Technol.* 24, 1246-1252.
- Trapp, S., McFarlane, J. C. (1995): Plant contamination. Modeling and simulation of organic processes. Lewis, Tokyo. 254 pp
- Tremolada, P., Burnett, V., Calamari, D., Jones, K. C. (1996): Spatial distribution of PAHs in U. K. atmosphere using pine needles. *Environ. Sci. Technol.* 30, 3570-3577.
- Troníčková, E. (1985): Zelenina. ARTIA, Praha, 223 s.
- U.S. EPA (1996): Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of PAHs, EPA/600/R-93/089, US EPA, Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Cincinnati, OH 46 268.
- Ugrekheldze, D. S. (1976): Metabolism of exogenous alkanes and aromatic hydrocarbons in plants. Metsnieraba, Tbilisi.
- Wagrowski, D. M., Hites, R. A. (1997): Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban, and rural vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 31, 279-282.
- Wang, D. T., Meresz, O. (1981): Occurrence and potential uptake of polynuclear aromatic hydrocarbons of highway traffic origin by proximally grown food crops, Sixth Int. Symp. on PAHs, Battelle Columbia Lab., Columbus, Ohio.

- Wang, D., Chen, J., Xu, Z., Qiao, X., Huang, L. (2005): Disappearance of polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed on surfaces of pine (*Pinus thumbergii*) needles under irradiation of sunlight: Volatilization and photolysis. *Atmos. Environ.* 39, 4583-4591.
- Wetzel, A., Alexander, T., Brandt, S., Haas, R., Werner, D. (1994): Reduction by fluoranthene of copper and lead accumulation in *Triticum aestivum* L.. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 856 – 862.
- Wild, S. R., Berrow, M. L., McGrath, S. P., Jones, K. C. (1991 a): Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. *Environ. Pollut.* 76, 25-35.
- Wild, S. R., Berrow, M. L., McGrath, S. P., Jones, K. C. (1992): Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. *Environ. Pollut.* 76, 25-32.
- Wild, S. R., Jones, K. C. (1991): Studies on the polynuclear aromatic hydrocarbon content of carrot (*Daucus carota*). *Chemosphere* 2, 243-251.
- Wild, S. R., Jones, K. C. (1992): Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 21, 217-225
- Wild, S. R., Obbard, J. P., Munn, C. I., Berrow, M. L., Jones, K. C. (1991 b): The long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil amended with metal-contaminated sewage sludges. *Sci. Tot. Environ.* 101, 235-253.
- Wild, E., Den, J., Thomas, G. O., Jones, K. C. (2006): Visualizing the air to leaf transfer and within leaf movement and distribution of phenanthrene: further studies utilizing two – photon excitation microscopy. *Environ. Sci. Technol.* 40: 907 – 91
- Wilson, S. C., Jones, K. C. (1993): Bioremediation of soil contaminated hydrocarbons (PAHs) – a review. *Environ. Pollut.* 81, 229-249.

9 TABULKY

Tabulka 1: Závislost velikosti molekuly na počet izomerů PAHs	10
Tabulka 2a : Fyzikálně-chemické vlastnosti PAHs při 25°C	12
Tabulka 2b : Fyzikálně-chemické vlastností PAHs při 25°C	12
Tabulka 3 : Poločas rozpadu PAHs	13
Tabulka 4 : Zdroje PAHs - nejvýznamnější	15
Tabulka 5 : Nejvýznamnější PAHs dle US EPA	17
Tabulka 6 : Akumulace PAHs v pletivech rostlin	24

10 OBRÁZKY A GRAFY

Obrázek 1: PAHs dle způsobu uspořádání	11
Obrázek 2: Koloběh POPs v životním prostředí	18
Obrázek 3: Morfologie kořenové soustavy rostlin hrachu setého	29
Obrázek 4: Chlorózy vliv FLT	36
Graf 1: Délka hlavního kořene (cm) rostlin hrachu setého při kultivaci	31
Graf 2: Délka stonku (cm) rostlin hrachu setého při kultivaci	32
Graf 3: Čerstvá hmotnost nadzemní části (g) rostlin hrachu setého při kultivaci	33
Graf 4: Sušina nadzemní části (g) rostlin hrachu setého při kultivaci	34
Graf 5: Sušina nadzemní části (%)rostlin hrachu setého při kultivaci	35

11 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ACE	acenaften
ACL	acenaftýlen
ANT	antracen
BA	benzantracen
BaA	benzo(a)antracen
BaP	benzo(a)pyren
BbF	benzo(b)fluoranten
BCF	biokoncentrační faktor
B[ghi]P	benzo[g,h,i]perýlen
BkF	benzo(k)fluoranten
BPE	benzo(g,h,i)perýlen
CHR	chrysen
CHRY	chrysen
COR	koronen
D[ac]A	dibenzo[a,c]antracen
D[ah]A	dibenzo[a,h]antracen
DBA	dibenzo(a,h)antracen
FLR	fluoren
FLT	fluoranthén
FLU	fluoren
K _H	Henryho konstanta
IP	indeno[1,2,3-c,d]pyren
I _P	ideno(1,2,3-c,d)pyren
K _{OA}	rozdělovací koeficient oktanol/vzduch
K _{OC}	koeficient sorpce
K _{OW}	rozdělovací koeficient oktanol/voda
MPHE	1-methylfenanthren
NAP	naftalen
OCPs	organochlorové pesticidy
PAC	polycyklické aromatické sloučeniny
PAHs	polycyklické aromatické uhlovodíky
PCBs	polychlorované bifenyly
PCDD/Fs	polychlorované dibenzo- <i>p</i> -dioxiny a dibenzofurany
PCNs	polychlorované naftaleny

PCTs	polychlorované terfenyly
pH	aktivita oxoniových kationtů
PHE	fenantren
PHEN	fenanthren
PNA	polynukleární aromatické látky
POM	polycyklické organické látky
POPs	persistentní organické polutanty
PYR	pyren
TEFs	faktor ekvivalentní toxicity
USEPA	Environmental Protection Agency