

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



Fyziologická adaptace rostlin na vybrané stresory

Bakalářská práce

Autor práce: Dana Lhotková

Vedoucí práce: Ing. František Hnilička, Ph.D.

© 2013 ČZU v Praze

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Fyziologická adaptace rostlin na vybrané stresory vypracovala samostatně a použila pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne 8. 4. 2013

.....
Dana Lhotková

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu bakalářské práce Ing. Hniličkovi, Ph.D. za odborné vedení, trpělivost a věnovaný čas při vypracování bakalářské práce.

Souhrn:

Obecně jsou rostliny jako takové pro člověka neodmyslitelnou a nenahraditelnou složkou přírody. Jsou zdrojem potravy, energie, ale i stavební surovinou a produkují celou řadu látek. Na rostlinu, stejně jako na jiné živé organismy, působí stresové faktory, vážně ohrožují její integritu, což může vést k jejímu úhynu. Stresem je pro rostlinu situace, kdy je vystavena působení nějakého stresoru, ať už biotického či abiotického původu. Rostliny se také liší svojí citlivostí ke stresorům, vykazují různou míru adaptace. Na mnoha místech ve světě jsou půdy znečištěny různými nebezpečnými látkami, organickými i anorganickými xenobiotiky, těžkými kovy. Rostliny hrají důležitou roli v udržování čistého životního prostředí, mohou pomáhat při odstraňování kontaminantů z životního prostředí z půd, vody a vzduchu. Běžné metody dekontaminace půdy jsou velmi nákladné a likvidace starých ekologických zátěží je značně problematická. Fytoremediace je technologie, která využívá přirozených procesů, jež probíhají i za normálních podmínek. Při fytoremediaci hrají roli „čističů“ zelené rostliny, případně půdní mikroorganismy a houby, které jsou na ně vázány. Hyperakumulátory jsou obvykle definovány jako rostlinné druhy schopné akumulovat kovy v hladinách 100 x vyšší než jsou koncentrace stanovené v běžných neakumulujících rostlinách. Kvalitně provedená fytoremediace pomáhá zlepšit životní prostředí a uskutečňovat současné představy o udržitelném hospodaření s půdou. Nové transgenní rostliny mají schopnost akumulovat těžké kovy nebo mohou být tolerantní k těžkým kovům.

Klíčová slova: těžké kovy, rizikové prvky, stres, reakce rostlin, fytoremediace

Summary:

Generally plants to humans as such an essential and irreplaceable element of nature. They are a source of food, energy, as well as building material and produce a variety of substances. In General, the plants are essential for man as such and irreplaceable element of nature. They are a source of food, energy, as well as construction raw materials an produce a variety of substances. At the plant, as well as other living organisms acting stress factors seriously threaten its integrity, which can lead to its death. For plant – the stress situations mean when it is exposed to a stressor, either biotic or abiotic origin. Plants also differ in their sensitivity to stressors, show varying degrees of adaptation. In many places in the world are the soil contaminated by various hazardous substances, organic and inorganic xenobiotics, heavy metals. Plants play an important role in maintaining a clean environment and they can help remove contaminants from the environment of soil, water and air. Conventional methods for decontamination of soil are very expensive and removal of old environmental burdens is very problematic. Phytoremediation is a technology that uses the natural processes that take place under normal conditions. In phytoremediation, the green plants or soil microorganisms and fungi that are bound to them, are playing the role of "cleaners". Hyperakumulators are usually defined as a plant which are capable to accumulate metals at levels 100 times higher than the levels of plants, which are not able to accumulate the metals. Well done phytoremediation helps to improve the environment and make the current thinking on sustainable land management. New transgenic plants have the ability to accumulate heavy metals and may be tolerant to heavy metals.

Key words: heavy metals, risk elements, stress, the reaction of plants, fytoremediation

OBSAH

1. ÚVOD.....	1
2. CÍL PRÁCE.....	2
3. LITERÁRNÍ PŘEHLED.....	3
3.1. Životní děje rostlin.....	3
3.2. Stres rostlin.....	4
3.3. Regulátory růstu.....	8
3.4. Vliv rizikových látek na rostliny.....	11
3.4.1. Kontaminace prostředí rizikovými prvky.....	11
3.4.2. Ropa.....	11
3.4.2.1. Ukazatel kontaminace.....	13
3.4.2.2. Biodegradabilita ropných uhlovodíků.....	13
3.4.2.3. Exhalace při spalování olejů.....	15
3.4.2.4. Skupiny rostlin dle odolnosti.....	16
3.4.2.5. Příklad fytoremediace.....	16
3.4.3. Těžké kovy obecně.....	18
3.4.4. Příjem a transport rizikových látek rostlinou.....	22
3.4.5. Toxické působení rizikových látek na rostliny.....	28
3.4.5.1. Toxické působení kadmia.....	29
3.4.5.2. Toxické působení zinku.....	30
3.4.5.3. Toxické působení olova.....	32
3.4.5.4. Toxické působení hliníku.....	33
3.5. Fytoremediace.....	34
3.5.1. Hyperakumulátory.....	41
3.5.2. Výhody a nevýhody fytoremediace.....	44
4. ZÁVĚR.....	47
5. POUŽITÁ LITERATURA.....	48

1. ÚVOD

Problematika ochrany životního prostředí se především v posledních letech řadí mezi prioritní úkoly společnosti. Člověk významně mění své životní a jediné prostředí podle svých potřeb, které nejsou vždy v souladu s potřebami přírody.

Dvacáté století bývá označováno jako věk atomu, kosmických letů a počítačů, méně už jako věk chemie. S jeho nástupem docházelo k neustálému zvyšování využívání přírody a přírodních zdrojů se všemi jeho negativními ekologickými jevy. V důsledku rozšiřování průmyslové výroby, těžebního průmyslu a vlivem působení člověka dochází k rozsáhlé kontaminaci půdy, vody i ovzduší. Znečištění prostředí tak představuje závažný problém pro celou společnost, jelikož ovlivňuje zemědělskou produkci, na které je životně závislá naprostá většina obyvatel této Země. Rozvoj vědy a techniky umožnil vznik látek, které nemají původ v přírodě, ale byly uměle připraveny člověkem, tzv. xenobiotik. Tyto látky jsou potřebné pro chod průmyslu, na druhou stranu je zde několik rizikových látek, které představují pro přírodu značnou zátěž a jejichž likvidace bývá dosti obtížná. Některé rizikové látky jsou schopny v půdě přetrvávat tisíce let a snadno se v půdě akumulovat, čímž se mohou dostávat do potravních řetězců. Tímto jsou potencionálně nebezpečné i pro zdraví člověka. Jelikož právě rostliny jsou prvním stupněm potravních řetězců, je nezbytné porozumět faktorům, které mají vliv na akumulaci rizikových látek v rostlinách a možnostech jejich odstranění z půdy. Jednou z možností odstranění těchto kontaminantů z půdy je využití biologické metody fytoremediace, která využívá některé zelené rostliny k odstranění polutantů ze životního prostředí nebo zmírnění jejich škodlivého působení. Tato metoda vychází z předpokladu, že rostliny mohou v podstatě růst na kterémkoliv místě, tzn. i v kontaminované půdě. Pro vytipování nejvhodnějších rostlinných druhů pro fytoremediaci je důležité pochopení fyziologických procesů, které ovlivňují příjem těžkých kovů a jejich distribuci v těle rostlin.

2. CÍL PRÁCE

Cílem této práce je formou literární rešerše shrnout adaptační schopnosti rostlin na vybrané stresory, a to především na toxické látky. Práce bude zaměřena především na problematiku ropy, kadmia, olova, zinku a hliníku. Formou literární rešerše je uveden přehled znalostí o regulátorech růstu. V této práci bude také věnována pozornost teoretickým základům a praktické aplikaci fytořediálních technologií, resp. jednotlivým typům fytořediace, zhodnocení jejich přínosů a potencionálních rizik a využití hyperakumulujících rostlin.

3. LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1. Životní děje rostlin

Rostliny jsou nedílnou součástí globálního ekosystému Země a představují nejdůležitější skupinu organismů s nenahraditelným významem pro celou biosféru. Ve své podstatě představují určitý systém, ve kterém dochází k trvalé výměně látek (CO_2 , O_2 , H_2O , minerální živiny, aj.) a energie. Prostřednictvím fotosyntézy jsou schopny regulovat obsah CO_2 a kyslíku v atmosféře a výrazně ovlivňovat vlastnosti půdy a koloběh vody v přírodě (Grime, 2001).

Jako živé organismy mají rostliny poměrně dlouhou vegetativní fázi života. Jejich těla jsou tvořena soubory buněk, které dále tvoří rostlinné orgány vyznačující se charakteristickou stavbou a plnící určité funkce. Rostliny jsou vázány k substrátu prostřednictvím kořenů. Z půdy kořeny absorbují vodu a živiny a ty poté přenášejí do stonku rostliny. Prostřednictvím kořenů je rostlinou nasáván půdní roztok s poměrnou koncentrací rozpuštěných látek. Neregulovaný příjem by totiž vedl ke vzniku toxicky vysokých koncentrací některých prvků v těle rostliny. Kořeny rostlin a půdní organismy se tedy aktivně podílejí na výměně látek a plynů, přičemž výsledný produkt je dále uvolňován v plynné formě (CO_2 , NH_3 , NO_2 , N_2) (Larcher, 2003).

Uvedený autor dále konstatuje, že v neporušeném ekosystému je mineralizace a produkce organických substancí vzájemně propojena. Rostliny jsou tak dobře zásobeny živinami a obohacovány produkcí biomasy. V přírodních podmínkách, kde se humus tvoří velmi pomalu, je rychlost růstu rostlin nižší. Účinnost mineralizace je nejvyšší u vlhkých, neutrálních, na humus bohatých půd, naopak nejnižší úroveň vykazují půdy suché, s nízkým obsahem vápníku.

Základní složkou všech rostlin nutných k udržení její struktury a funkce je voda. Transport vody dovnitř a vně buněk je čistě pasivní proces, který závisí především na gradientu vodního potenciálu, vodivosti a transportní cestě. Spontánní transport částic v prostoru řízený koncentračním gradientem (chemickým potenciálem) je označován jako difuze (Mohr et Schopfer, 1995). Samotný příjem vody do rostliny a její transport uvnitř je uskutečňován přes biologické membrány. Tyto jsou propustné nejen pro vodu, ale také i pro řadu dalších rozpuštěných látek, z nichž největší zastoupení mají ionty jednoduchých anorganických solí. Vaskulární rostliny mohou zvyšovat příjem některých minerálních substancí pomocí hub

Mycorrhizal funghi, které obvykle disponují větší biochemickou kapacitou. Tyto houby mohou zvýšit absorpční povrch kořenů 100 až 1000krát (Larcher, 2003). Samotné látky vstupují do rostliny přes buněčnou stěnu, která tak chrání obsah buňky před škodlivými látkami a enzymy patogenních organismů. V důsledku působení těchto negativních vlivů může docházet k reakci, v jejímž důsledku se rostlina ocitá ve stresu (Levitt, 1980).

3.2. Stres rostlin

Životní prostředí rostlin je charakterizováno proměnlivými vnějšími podmínkami, které jsou buď pro jejich růst, vývoj a rozmnožování vhodné anebo jsou méně vhodné a nutí rostliny měnit se a přizpůsobovat se stávajícím podmínkám prostředí (Bláha et al., 2003). Rostliny jsou ovšem v průběhu svého života vystavovány i negativním a často velmi proměnlivým podmínkám vnějšího prostředí, které mohou výrazným způsobem narušovat jejich životní funkce. Tyto podmínky negativně působí na rostliny, a ty se poté pod tlakem těchto vlivů (stresorů) ocitají ve stresu. Při tomto stavu dochází ke vzniku odchylek faktorů od optimálních podmínek vyvolávajících změny na všech funkčních úrovních organismu. Tyto změny mohou být vratné, avšak v mnoha případech jsou to změny trvalé, které mohou v konečném důsledku vést až k odumření rostliny (Masarovičová et Repčák, 2002). Levitt (1980) definuje stres jako působení přírodních faktorů potencionálně nepříznivých pro živý organismus. Stres rostliny ve většině případů nepředstavuje ustálený stav, ale spíše se jedná o dynamický komplex mnoha reakcí. Podle původu lze stresory rozdělit na přirozené (abiotické, biotické) a na stresory antropogenní, které jsou vyvolané lidskou činností. V přírodních podmínkách dochází u rostlin často k působení několika stresorů současně a interakce mezi nimi mohou podstatně měnit charakter stresové reakce ve srovnání s působením každého faktoru odděleně (Lichtenthaler, 1998). Působení stresoru může být navíc omezeno pouze na část rostliny, kde dochází k lokální stresové reakci, a poté může druhotně způsobovat stres i v ostatních orgánech. Ve většině případů jsou to kořeny, kde působení stresových faktorů vyvolá změny v jejich buněčné struktuře a ovlivní tak vitalitu a prospívání samotné rostliny. To se poté může projevit v nadzemních částech rostliny u listů, pupenů a květů a semen. Odolnost rostliny proti působení stresu je také ovlivňováno jejím stářím a genetickou vybaveností. V následující tabulce 1 jsou uvedeny abiotické, biotické a antropogenní faktory a jednotlivé stresové faktory blíže specifikovány a členěny podle charakteru.

Tab. 1: Stresové faktory (upraveno dle (Lichtenthaler, 1998))

Abiotické faktory	Mechanické účinky větru
	Nadměrné UV záření
	Extrémní teploty (horko, chlad, mráz)
	Nedostatek vody
	Nedostatek kyslíku a živin v půdě
	Nadbytek iontů solí a vodíku v půdě
Biotické faktory	Herbivorní živočichové
	Patogenní mikroorganismy (viry, mikrobi, houby)
	Vzájemné ovlivňování (alelopatie, parazitismus)
Antropogenní faktory	Herbicidy
	Znečištění ovzduší (SO ₂ , NO ₂ , atd.)
	Kyselá dešť
	Antropogenní změny klimatu
	Přítomnost toxických látek v prostředí
	Nevhodná hospodářská opatření

Problematika stresu je u rostlin komplikovanější než u živočichů, a to z důvodu jejich velké mezidruhové variability a heterogenity vnitřního prostředí, která se projevuje především značným kolísáním fyzikálně - chemických parametrů rostlinných buněk (Larcher, 2003). Dalším ovlivňujícím faktorem je jejich přisedlost, což znamená, že se rostlina není schopna přemístit, a tím se stresu potencionálně vyhnout. Stres je běžnou součástí vývoje rostlin, které si jako reakci na něj vyvinuly obranné mechanismy, jejichž cílem je zabránit poškození rostliny. I přes tyto reakce je stres výrazným limitujícím faktorem ovlivňující růst, vývin a zemědělský výnos a hraje významnou roli v geografickém rozložení rostlinných druhů (Krasensky et Jonak, 2011).

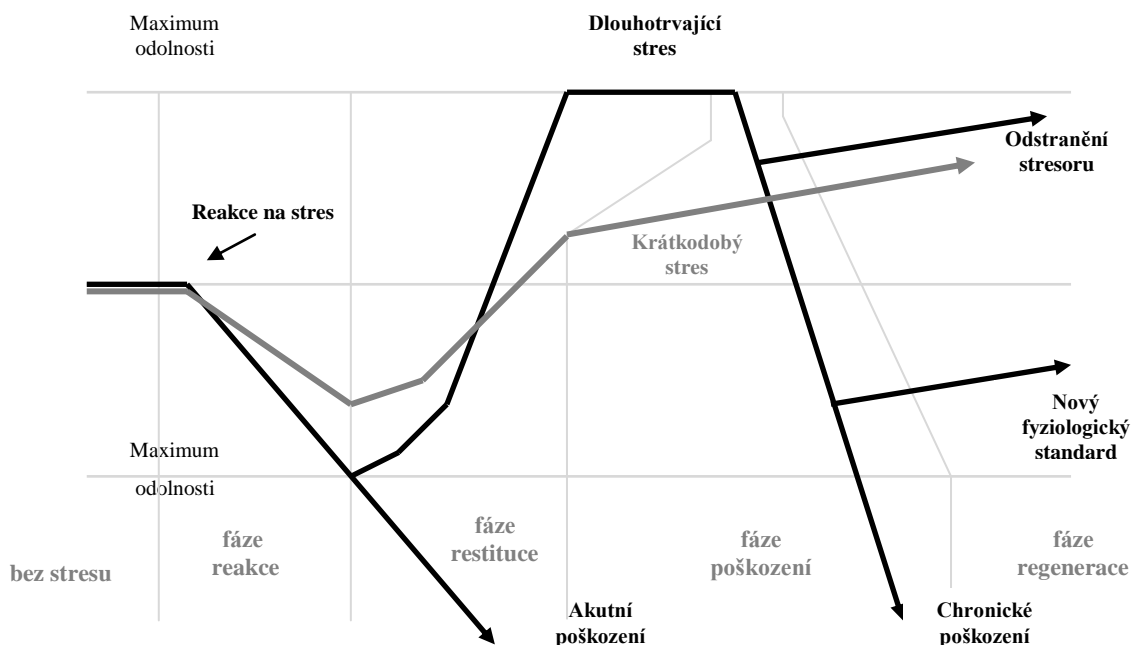
I když je působení stresu na rostlinu dočasné, má za následek oslabení vitality rostliny a po překročení úrovně schopnosti rostliny odolávat danému stresovému faktoru, dochází k latentnímu poškození rostliny způsobující chronické, nevratné změny (Larcher, 2003).

Reakce na stres je specifická a jsou do ní zapojeny složité fyziologické mechanismy rostlin, které lze obecně rozdělit do dvou skupin. První skupinu tvoří mechanismy zabraňující tomu, aby byla rostlina vystavena stresu („avoidance mechanism“). Tento způsob obrany představuje mechanickou bariéru rostliny, která má převážně pasivní a dlouhodobý charakter,

např. silná kutikula na listech, rezervoáry vody řady organických látek, výrazná impregnace buněčné stěny. Druhou skupinu obranných mechanismů tvoří tzv. aktivní obrana rostlin („tolerance mechanism“), která omezuje dopad stresových faktorů na samotnou rostlinu až po jejich proniknutí k plazmatické membráně buněk a do symplastu (Piterková et al., 2005). Podle těchto autorů nastává spuštění řetězce změn označovaných jako stresová reakce. Její průběh závisí jak na intenzitě a délce působení stresového faktoru, tak na adaptačních předpokladech rostliny. Při stresové reakci dochází ke změnám ve fyziologických a biochemických procesech rostliny, stejně tak jako v procesech anatomických a vývojových.

V následujícím obrázku 1 je zaznamenán průběh stresové reakce.

Obr. 1: Průběh stresové reakce (Lichtenthaler, 1998)



V první etapě působení stresového faktoru dochází k narušení buněčných struktur a funkcí. Nastává fáze reakce (poplachová fáze). V důsledku této reakce se u rostlin objevují příznaky snížené vitality a postupně se začínají aktivovat obranné stresové mechanismy. Rostlina si vytváří nový fyziologický standard, tj. úroveň fyziologických procesů, který je optimem při dané stresové zátěži. Tento standard odpovídá maximální odolnosti rostliny vůči danému stresoru – fáze obnovy (fáze restituce, fáze aklimační) (Cudlín et al., 2001, Lichtenthaler, 1998).

Larcher (2003) tuto fázi dále rozděluje na fázi restitující, kde dochází k počáteční aktivaci kompenzačních mechanismů a fázi rezistence, která vede ke zvýšení odolnosti rostliny.

Působí-li tyto faktory dostatečně dlouhou dobu a intenzivně, nastává fáze poškození. Při přechodu rostliny do této fáze se u ní již objevují nevratná poškození, která nakonec končí odumřením rostliny. Pokud stresová zátěž poleví před vyčerpáním adaptačního potenciálu, rostliny se dostávají do fáze regenerace. Je ustanoven nový fyziologický standard rostliny, který je dán regeneračními schopnostmi rostliny, charakterem a rozsahem stresu a mírou vyčerpání rostliny (Lichtenthaler, 1998, Cudlín et al., 2001, Larcher, 2003).

Rostliny mají různou schopnost snášet výkyvy jednotlivých faktorů, čímž vykazují různou míru adaptace na dané stresové faktory. Jsou schopny se danému prostředí přizpůsobovat, a tím zvyšovat pravděpodobnost svého přežití a reprodukce. Tato schopnost je dána jejich genetickou výbavou, věkem rostliny, jejich adaptabilitou, popřípadě jejich denní či sezónní aktivitou (Larcher, 2003).

Rovnováha mezi tolerancí a citlivostí dané rostliny na stresový faktor určuje, zda stresor má na rostlinu pozitivní nebo negativní účinek. Např. stres z vodního deficitu při dlouhodobém působení může mít za následek uhynutí rostliny, zatímco při krátkodobějším působení může tento faktor způsobit zvýšení adaptace rostliny na nedostatek vody (Kranter et al., 2011). Kořeny jsou necitlivějším orgánem rostliny, které reagují podstatně citlivěji na vnější prostředí, než je tomu u nadzemních částí a jsou jakýmsi řídicím centrem s rychlým přenosem informací do ostatních částí rostliny. Z fyziologického hlediska, mezi hlavní abiotické stresory ovlivňující kořenový systém a mající poté zpětný vliv na nadzemní část patří: sucho, nízké, popř. extrémní pH, vysoká teplota, zasolení, nízká hladina živin, toxicita, popřípadě kombinace jednotlivých faktorů (Bláha et Hnilička, 2010).

Na Zemi neexistuje žádná lokace, kde by rostliny byly zcela izolovány od působnosti stresových faktorů. Některé rostliny dokážou růst na místech, kde teplota klesá hluboko pod bod mrazu nebo naopak na místech, kde teploty přesahují hodnotu 50 °C, kde herbivorní živočichové každoročně zkonzumují až 90 % rostlinného pletiva, popřípadě na místech hojně zamořených xenobiotiky vlivem antropogenní činnosti (Orcutt et Nilsen, 1996).

Právě proto byly u rostlin vyvinuty obranné mechanismy, pomocí nichž jsou schopny odolávat stresu. Jejich odolnost lze ovlivnit změnou jejich genové, fyziologické (dlouhodobější aklimatizace na změny faktorů prostředí) a metabolické činnosti (adaptace rostliny na buněčné úrovni). Každá rostlina primárně disponuje stejnými fyziologickými procesy funkčního metabolismu (tzn. fotosyntézou, dýcháním, výměnou CO₂, atd.), ale specifická povaha zapojených látek může být mezi jednotlivými rostlinami různá z důvodu různých fyzikálních a chemických omezení. Rostliny rostoucí v přírodních ekosystémech bývají vystaveny účinku rozdílných stresových faktorů, než je tomu u rostlin v zemědělských

oblastech. V přírodních podmínkách má působení biotických a abiotických faktorů vliv na adaptaci a aklimatizaci rostliny. V zemědělských systémech jsou procesy domestikace limitovány genetickou rozmanitostí a podporou specifických rysů, které maximalizují výnos při relativně optimálních růstových podmínkách (Orcutt et Nilsen, 1996). Kombinace vlastností rostliny, které mohou zvyšovat úspěch v přírodních podmínkách, nezaručují zvýšení výnosu v podmínkách zemědělských z důvodu vysokých nákladů na ochranu rostliny. Kombinace vlastností rostlin zvyšující výnos v zemědělských oblastech tedy nemusí být vždy vhodná pro použití ve všech lokacích a dobách, kdy jsou abiotické zdroje omezené nebo působení biotických faktorů příliš silné.

3.3. Regulátory růstu

Rostliny, přisedlé organismy a zdroj potravy pro mnoho dalších organismů, jsou vystaveny daleko větší pravděpodobnosti poškození než organismy schopné pohybu z místa na místo. Jako adaptace na tento selekční tlak se u rostlin vyvinula vysoká schopnost regenerace. U rostlin se vyvinul specifický systém signálních látek – fytohormonů, který hraje významnou úlohu v koordinaci vývoje rostliny. Rostlinné hormony (fytohormony) jsou nízkomolekulární látky, které se zásadním způsobem podílejí na regulaci růstu a vývoje rostlin. Hrají nezastupitelnou roli v komunikaci mezi buňkami, pletivy a orgány v průběhu celého životního cyklu rostlin. Je možné je označit za integrátory vnějších a vnitřních signálů. Jednotlivé hormony neregulují vývojové procesy samostatně, ale velmi často společně s dalšími hormony, přičemž účinky bývají jak synergické, tak antagonické. Fytohormony se v rostlinných pletivech vyskytují ve velmi nízkých koncentracích (pg – ng.g⁻¹ čerstvé hmoty) společně s molekulami podobných fyzikálně chemických vlastností. Vedle fytohormonů se v rostlinách vyskytují látky s růstově regulační aktivitou. Od fytohormonů se liší zejména vyššími koncentracemi a méně obecnými účinky (Podlešáková et al., 2012).

Charakter informace je v zásadě určen jejich chemickou strukturou. Klasicky se uvádí pět základních kategorií fytohormonů – auxiny, cytokininy, gibereliny, kyselina abscisová a etylén. V posledních desetiletích se objevují další signální látky fytohormonálního charakteru – kyselina jasmonová, kyselina salicylová, brassinosteroidy a polypeptidy a oligopeptidy (Podlešáková et al., 2012).

Auxiny - mezi fyziologické procesy, které auxiny ovlivňují, patří například stimulace buněčného dělení, dlouhivý růst stonků, větvení kořenů, apikální dominance, fototropismus, geotropismus nebo zrání plodů. Stejně jako cytokininy inhibují senescenci (Podlešáková et al., 2012). Hlavním auxinem u rostlin je kyselina indol – 3 - acetátová. Zvýšení koncentrace

auxinů nad fyziologickou hladinu je vnímáno jako stres. Inhibiční účinky exogenně aplikovaného auxinu se jeví jako důsledek uvolnění etylénu, spíše než vliv samotných auxinů (Hopkins, 1999). Při odříznutí apikálního pupenu dochází vlivem auxinů k vývoji auxiliárních pupenů v místech spojení listu se stonkem. Apikální dominance může být obnovena aplikací auxinu na plochu řezu. Opad listů (abscise) je odvislá od koncentrace auxinů v zóně uvolnění. Obsah auxinů v mladých orgánech s rychlým růstem je vysoký a snižuje se v průběhu senescence. Pokusy dokázaly, že exogenní aplikace auxinů oddaluje opad v případě použití v prvních stádiích vývoje listu, ale zrychluje opad v případě aplikace pozdější (Hopkins, 1999). Auxiny vyvolávají již v malých koncentracích (10^{-8} M i méně) růst zdravého i poškozeného kořene. Ve vyšší koncentraci je stimulován růst stonku, ale přes zvýšenou produkci etylénu inhibují elongaci kořenů, ale zvyšují vývoj kořenů sekundárních a jejich ramifikaci (Hopkins, 1999).

Cytokininy – podílejí se na regulaci buněčného dělení, klíčení semen, tvorby laterálních pupenů, stárnutí rostlinných pletiv a v neposlední řadě regulují apikální dominanci. Některé cytokininové deriváty navíc vykazují protinádorovou aktivitu (Podlešáková et al., 2012). Jejich struktura vychází z chemické struktury adeninu. Exogenní aplikace cytokininů na oddělený list zpomaluje senescenci, udržuje hladinu proteinů a brání destrukci chlorofylu. Tento efekt je patrný i u listů neporušených rostlin. U uříznutých rostlin ošetřených auxiny s formací kořenů v oblasti báze řapíku nenastává senescence po řadu týdnů. Rostoucí kořeny v tomto případě představují místo syntézy cytokininů, které jsou xylémem transportovány do listového větvení (Hopkins, 1999). Na podkladě série pokusů vznikla hypotéza, že cytokininy mobilizují živiny zvýšením metabolické aktivity ošetřené zóny, která přitahuje metabolity z oblastí, kde byly uloženy. Aplikace cytokininů podporuje vznik apikální dominance auxiliárních pupenů, což je opačný efekt než u auxinů (Hopkins, 1999).

Gibereliny - regulují indukci klíčení semen přerušením jejich dormance (období vegetačního klidu), indukci kvetení a taktéž indukci dlouhivého růstu stonku zvýšením intenzity buněčného dělení (Podlešáková et al., 2012). Produkci giberelinů usnadňuje etylén, což vede k domněnce, že jejich alongační efekt je vlastně navozen etylénem (Hopkins, 1999). Podáním látek, které zpomalují růst – antigiberelinů (např. komerční preparát A – REST) se odblokuje účinek genů nanismu s bloádou specifické etapy syntézy giberelinů (Hopkins, 1999).

Kyselina abscisová (ABA) - fytohormon regulující vývojové a metabolické procesy abscise a dormance v rostlinách. Důležitou regulační funkci má ABA za stresových podmínek, tj. sucha, chladu, nevhodných osmotických podmínek a imisí, což se projevuje

několikanásobným zvýšením její endogenní hladiny (Podlešáková et al., 2012). Zatímco v časných stádiích embryonálního vývoje zrna je pozorována nejvyšší koncentrace cytokininů, z jejich poklesem v období rychlého růstu stoupá hladina giberelinů a auxinů. Ve stádiu zrání dochází k jejich poklesu za současného zvyšování koncentrace ABA v souvislosti s akumulací nutričních rezerv a zvýšenou tolerancí k desikaci, tj. známkami dospělosti (Hopkins, 1999). Hladina ABA je prostředníkem vyrovnání vodní bilance u rostlin. U rostlin dobře hydratovaných je koncentrace ABA velmi nízká, ale při listové dehydrataci (vodní stres) se během 30 minut zvyšuje koncentrace ABA 40 krát s následným uzavřením průduchů (Hopkins, 1999).

Brassinosteroidy - představují poměrně novou skupinu rostlinných hormonů, podílejí se zejména na stimulaci růstu rostlin i dělení buněk, růstu mladých vegetativních pletiv, indukují kvetení, zrání plodů, klíčení semen, tvorbu a růst kořenů, zvyšují rezistenci rostlin proti abiotickému i biotickému stresu (Podlešáková et al., 2012). V neposlední řadě také oddalují senescenci, tedy stárnutí rostliny. Podílejí se na přizpůsobivosti rostliny nepříznivým životním podmínkám. Bylo zjištěno, že brassinosteroidy působí prostřednictvím přenosu signálu přes receptor lokalizovaný na buněčné membráně (Kamlar et al., 2010).

Ekdysteroidy – je podskupina steroidních fytohormonů. Jejich funkce je dobře prozkoumána u živočichů, jejich význam pro rostliny však i přes jejich značný obsah v rostlinném pletivu příliš objasněn není (Kamlar et al., 2010).

Kyselina jasmonová a její deriváty, souhrnně nazývány jasmonáty - se významně podílí na regulaci růstu rostlin při změně stávajících vnějších nebo vnitřních podmínek. Vznikají oxidací lipidů a stimulují obranný a adaptační mechanismus rostlinného organismu (Podlešáková et al., 2012). Kyselina Jasmonová a jasmonáty zajišťují rezistenci rostliny vůči chorobám a hmyzu. Byly nalezeny ve všech orgánech rostliny s nejvyšší koncentrací v mladých pletivech v době aktivního růstu (Hopkins, 1999). Akumulují se v poraněných rostlinách stejně jako v rostlinách ošetřených elicitory (Hopkins, 1999).

Etylén – je plynný uhlovodík C_2H_4 . Přestože může hrát důležitou funkci ve vývoji kořenů i nadzemních částí, etylen není nezbytný pro normální růst rostliny. Jeho syntéza probíhá především ve stresové situaci a jeho produkce prudce stoupá v pletivech ve fázi dozrávání a senescence. Jeho produkce stoupá v případě zvýšené koncentrace auxinů. Etylén snadno difunduje z míst syntézy vyvolané stresem. Je známo, že etylén se prakticky podílí ve všech směrech na vývoji a růstu rostliny. Bylo prokázáno, že etylén stimuluje elongaci stonků, řapíků, kořenů i květních struktur u vodních rostlin. Zároveň podporuje klíčení semen, inhibici dormance pupenů, snižuje apikální dominanci a podporuje iniciaci kořenů. Normálně

etylén zpožďuje či zamezuje kvetení, nicméně u čeledi *Bromeliaceae* kvetení stimuluje, což se dříve považovalo za efekt auxinů. Stimulace zrání ovoce je jedním z efektů etylénu dlouhodobě známých (Hopkins, 1999).

3.4. Vliv rizikových látek na rostliny

3.4.1. Kontaminace prostředí rizikovými prvky

Kontaminace půdy škodlivými látkami představuje vážnou hrozbu životnímu prostředí. Výrazný zájem o kovy a jejich postavení v ekosystémech je vyvolán jejich rozsáhlým průmyslovým využitím. Z toho vyplývá neúměrné zatěžování životního prostředí na základě stále se zvyšujícího množství produkovaných odpadů, které velmi často obsahují tento typ znečišťujících látek v nadlimitním množství (Kafka et Punčochářová, 2002). Projevem kontaminace může být např. změna kyselosti půdy, zvýšení obsahu škodlivých látek v půdě (těžké kovy, organické látky, soli) nebo zvýšení výskytu patogenních mikroorganismů.

Nejvýznamnější zdroje kontaminace půd lze shrnout následovně:

- únik ropných produktů při jejich dopravě, čerpání a skladování,
- ropné havárie,
- organické látky (chlorované uhlovodíky, fenoly, pesticidy),
- anorganické látky (těžké kovy, kyanidy),
- průsaky toxických látek ze starých skládek odpadů (Cibulka et al., 1991).

Takto znečištěné půdy bývají většinou zcela znehodnoceny pro zemědělské využití a pro stavební účely. Kromě toho jsou příčinou znečištění podzemních vod umístěných pod kontaminovanými místy, a tím omezují jejich využití pro výrobu pitné vody (Kafka et Punčochářová, 2002). V případě atmosférické depozice je její nejvyšší úroveň především v oblastech s vysokou koncentrací těžebního, hutního a metalurgického průmyslu (Tlustoš et al., 2006).

3.4.2. Ropa

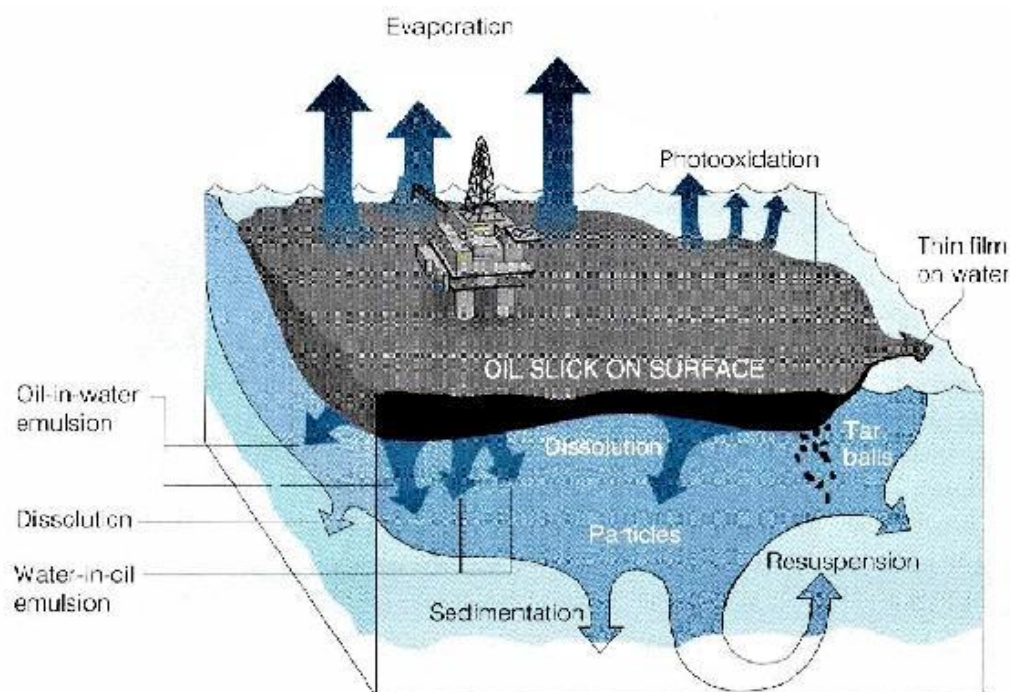
Kromě těžkých kovů má na rostlinu významný vliv ropa a ropné produkty, které se dostávají do půdy a tím ohrožují další koloběh přírody. Ropa jako energetická surovina, je výchozí látkou řady chemických produktů a její hlavní význam je především v oblasti dopravy. Mezi ropné látky se řadí benzín, petrolej, motorová nafta a minerální oleje (Bienik, 1982).

Některé uhlovodíky jako polycyklické aromatické uhlovodíky pocházející z nafty jsou velmi škodlivé pro mořské živočichy např. měkkýše, z důvodu dlouhodobé akumulace, ale jejich efekt karcinogenní a mutagenní představuje nejdůležitější ekotoxikologické riziko. Pronikání ropných uhlovodíků do půd chudých na mikroorganismy vyvolává zvyšování pH a snížení fosforu, což zpomaluje či dokonce zastavuje růst některých rostlin a modifikuje rozšíření určitých druhů rostlin. Nicméně např. kukuřice vytváří změnu kořenového systému jejich prodlužováním do hlubších vrstev půdy, méně kontaminované (Dieye et al., 2009).

Kontaminace půdy ropnými látkami má významný vliv na kvalitu povrchových i spodních vod, jelikož jsou tyto látky ve vodě špatně rozpustné. Na povrchu půdních částic tvoří souvislý film, který závažným způsobem ovlivňuje oxidační kapacitu půdy (Bienik, 1982).

Následující obrázek 2 představuje příklad havárie na ropné plošině, kdy se vytváří šířící se ropná skvrna a je zde znázorněn osud uniklé ropy v mořské vodě, kdy dochází ke vzniku emulzí typu olej ve vodě a voda v oleji, sedimentaci těžké ropy s možností promíchávání, vznikem dehtových koulí, zároveň dochází k fotooxidaci a odpařování těkavých složek.

Obr. 2 Osud vylité ropy



Upraveno z: <http://ekologie.upol.cz/ku/ahdo/Znečištění>

Dalším nebezpečím způsobeným ropnými látkami v půdě, je rozpuštění nebezpečných hydrofobních látek – polycyklických aromatických uhlovodíků, některých reziduí pesticidů a

organických látek z atmosférické kontaminace půdy. Biologicky jsou některé ropné látky poměrně lehce metabolizovatelné. Jde především o alkyany, alkeny, cyklany a aromáty. Produkty této činnosti jsou různé oxidované kyslíkaté deriváty. Tímto způsobem mikroorganismy umožňují samočistící procesy v půdě a ve vodních tocích. Rychlost těchto odbourávacích reakcí je podmíněna dostatečným přístupem vzdušeného kyslíku (Tölgyessy et al., 1989).

3.4.2.1. Ukazatel kontaminace ropnými látkami

Jako ukazatel kontaminace ropnými látkami byl zaveden v minulosti parametr NEL (nepolární extrahovatelné látky) (Kuráň et al., 2011), který byl definován jako hmotnostní koncentrace organických látek, které je možno vyextrahovat ze vzorku vody trichlortrifluorethanem a po odstranění polárních látek spektrometricky stanovit v infračervené oblasti spektra.

Norma ČSN 75 7505 pro stanovení NEL infračervenou spektrometrií byla v roce 2006 metodickým pokynem ministerstva životního prostředí zrušena. Přesto se metodika stanovení NEL pomocí IČ spektrometrie v odůvodněných případech např. v probíhajících sanacích nebo při hodnocení jakosti závlahových vod může ještě používat (Metodický pokyn MŽP 3/2008).

3.4.2.2. Biodegradabilita ropných uhlovodíků

Následující tabulka 2 uvádí závislost biodegradability na molekulové hmotnosti jednotlivých skupin ropných uhlovodíků. Nasycené ropné uhlovodíky s nejnižší molekulovou hmotností se řadí do skupiny s nejvyšší biodegradabilitou.

Tab. 2: Hlavní skupiny ropných uhlovodíků

Třída	Příklad	Molekulová hmotnost	Biodegradabilita	Vlastnosti ve vodě
Nasyčené	Alkany	Nejnižší	Nejvyšší	Volatilní -rychlá ztráta z vody
Aromatické	Areny / benzen, naftalen /	↓	↑	Tvorba emulzí a pěny
Asfaltény	Fenoly, mastné kyseliny, ketony, estery, porfyriny	↓	↑	
Pryskyřice	Pyridiny, chinoliny	Nejvyšší	Nejnižší	Tvoří ropné kuličky

Zdroj: <http://ekologie.upol.cz/ku/ahdo/Znečištění>

Přeměna ropných látek v půdě závisí podle Bienika, (1982) na:

- druhu ropných uhlovodíků (chemické složení, hustota, viskozita, rozpustnost, těkavost atd.),
- geologicko-pedologických poměrů (typ půdy, její fyzikálně-chemické vlastnosti, struktura půdy atd.),
- hydrologické poměry (pórovitost, propustnost, hladina výšky spodní vody, vydatnost srážek atd.),
- mikrobiálních procesů (aerobní a anaerobní prostředí).

Ropa a její produkty negativně ovlivňují samočisticí procesy v povrchových vodách, nános filmu zabraňuje procesu provzdušnění a fotosyntézy. Využití znečištěné půdy je omezené, např. zelenina zavlažovaná touto vodou s vyšším obsahem ropných látek, není vhodná pro konzumaci. Od negativního ovlivnění životního prostředí sahá vliv ropných látek až po karcinogenní působení, přes saze, plyny ze spalovacích motorů a zbytkové látky po opotřebení pneumatik (Bienik, 1982).

Tento autor dále uvádí, že vegetační kryt má značný vliv na tvorbu i ochranu životního prostředí a kromě jiného spolupůsobí i při odlučování látek znečišťujících ovzduší, ovlivňuje oběh vody v přírodě a její kvalitu. Pozorování podstatných změn ve vývoji rostlinného krytu při dlouhodobém působení ropných látek je důležité i pro zjištění možností geobotanické indikace tohoto znečištění půdy. Obnovení pokrývky je závislé především od přizpůsobení se vytrvalých rostlin a společenstev novým nepříznivým podmínkám. Do původního stavu se

pokrývka na plochách znečištěných ropnou látkou dostane až po vegetačním období v druhém až čtvrtém roce po kontaminaci.

3.4.2.3. Exhalace při spalování olejů

K velkému znečištění přírody dochází i při spalování ropných produktů, v tabulce 3 je uveden obsah oxidů různých kovů v exhalátech ze spalování opotřebovaného oleje. Likvidace opotřebovaného oleje spalováním představuje velkou toxikologickou zátěž pro životní prostředí a to především znečištěním olovem a fosforem.

Tab. 3: Obsah oxidů různých kovů v exhalátech ze spalování opotřebovaného oleje (Bienik, 1982)

Kov	Obsah oxidů v exhalátech [g.m ⁻³]
Zn	380-700
Cu	10-20
Al	30-75
Ba	113-685
Ca	1440-2640
Ni	2,4-29
Cr	14-15
Fe	205-505
Si	230-770
Pb	4770-8650
Su	7-15
P	2080-3170
Br	43-71
Mg	230-730

3.4.2.4. Skupiny rostlin dle odolnosti

Na základě stálosti a početnosti rostlinných druhů na znečištěných plochách Bienik (1982) rozlišil tři skupiny rostlin podle odolnosti vůči ropným látkám. Podle něho se jedná o rezistentní druhy: např. rmen rolní (*Anthemis arvensis*), sveřep jalový (*Bromus sterilis*), pelyněk černobýl (*Artemisia vulgaris*), turanka kanadská (*Erigeron canadensis*), tollice jetelová (*Medicago lupulina*), rýt žlutý (*Reseda lutea*) atd. Velmi odolné jsou topoly, vrby, břízy a duby. Dále o druhy tolerantní: např. řebříček obecný (*Achillea millefolium*), drchnička rolní (*Anagallis arvensis*), lipnice roční (*Poa annua*), bodlák obecný (*Carduus acanthoides*), jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*), pampeliška lékařská (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*), starček obecný (*Senecio vulgaris*), jetel plazivý (*Trifolium repens*), jetel luční (*Trifolium pratense*) atd. Do poslední skupiny Bienik (1982) zařadil citlivé druhy: např. kokoška pastuščí tobolka (*Capsella bursa-pastoris*), vesnovka obecná (*Cardaria draba*), čekanka obecná (*Cichorium intybus*), mák vlčí (*Papaver rhoeas*), srha laločnatá (*Dactylis glomerata*), ptačinec prostřední (*Stellaria media*), rozrazil břechťanolistý (*Veronica hederifolia*), jitrocel větší (*Plantago major*), komonice lékařská (*Melilotus officinalis*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) atd.

Na znečištěných plochách někdy pozorujeme bujný a nezvyklý vzrůst některých druhů, které dosahují optimální hranice nejčastěji v druhém roce po znečištění ropnými látkami. Gigantické formy v našich podmínkách je možné pozorovat u komonice bílé (*Melilotus alba*), mrkve obyčejné (*Daucus carota*), pelyňku černobýl (*Artemisia vulgaris*) (Bienik, 1982). Z dalších vlivů na vegetaci se sleduje jejich vitalita. V první fázi po znečištění jsou vedle nekrózy rostlin zjištěné i některé další patologické příznaky. Objevuje se odumírání tkání, svinování listů, degenerace i zastavení růstu, zastavení vývoje květů i omezení plodnosti (Bienik, 1982).

3.4.2.5. Příklad fytoremediace

Amanda Van Epps (2006) ve své práci dokládá praktické využití v 73 lokalitách na území Spojených států a dalších zúčastněných států v projektu „Fytoremediace ropných uhlovodíků“ s udáním fytoremediální techniky a s přehledem použitých rostlinných kultur a nákladů.

Výzkumem možné dekontaminace půdy znečištěné motorovou naftou se u nás zabývali Hrubý et al.(2009). Uvedení autoři sledovali využití následujících rostlin: žito seté „svatojánské“ (*Secale cereale* L.), světlíce barvířská (*Carthamus tinctorius* L.), sléz krmný

(*Malva verticillata* L.), komonice jednoletá (*Melilotus alba* MEDIC.), pískavice řecké seno (*Trogonella foenum-graecum*) na dekontaminaci půdy.

Tabulka 4 přehledně uvádí maloparcelový pokus založený na podzim roku 2005 se stanovením hodnot NEL mg.kg^{-1} sušiny, ve sledovaném období jaro 2006 až podzim 2008, kdy varianta 1 je kontrolní, varianta 2 s přidáním kompostu bez aplikace motorové nafty, varianty 3 až 5 s přidáním kompostu a motorové nafty ve stoupajícím množství 0,5 až 1,5 l na m^2 .

Tab. 4: Dekontaminace půdy znečištěné motorovou naftou – maloparcelový pokus Troubsko 2006 - 2008 (průměrná hodnota NEL v mg.kg^{-1} suš.) (Hrubý et al., 2009)

	varianta	výchozí stav	po dekontaminaci	
		jaro 2006	podzim 2006	podzim 2007
sléz krmný	1	20	20	20
	2	23	80	52
	3	550	257	43
	4	3400	460	44
	5	11700	1457	42
světlice barvířská	1	20	20	22
	2	23	32	51
	3	550	187	41
	4	3400	583	35
	5	11700	2720	39
svatojánské žito	1	20	56	20
	2	23	48	20
	3	550	227	31
	4	3400	993	66
	5	11700	1123	29
pískavice řecké seno	1	20	20	20
	2	23	55	84
	3	550	207	32
	4	3400	433	32
	5	11700	738	70

Z výsledků vyplynulo, že zapravení organické hmoty do kontaminované půdy (kompostu s vysokou mikrobiální činností) a následné využití pícních plodin pro fytořemediaci splňuje svůj účel, tedy dekontaminaci půdy. Hodnoty NEL dle testovaných plodin se pohybovaly na úrovni kontrolních variant bez aplikované motorové nafty, tj. na úrovni přírodního pozadí a jako perspektivní se jeví pískavice řecké seno (Hrubý et al., 2009).

3.4.3. Těžké kovy obecně

Kovy je možné klasifikovat do několika skupin na základě schopnosti vytvářet stabilní komplexy s ostatními ligandami. Porozumění jejich struktur je klíčem k pochopení příslušné mobility kovů, biodostupnosti a toxicity vzhledem k rostlinným druhům. Různé chemické úrovně daných kovů mohou totiž vykazovat různou mobilitu a odlišný toxikologický efekt (Degraff et al., 2007).

Nieboer a Richardson (1980) klasifikovali kovy do dvou skupin dle jejich biologických vlastností. Skupinu A představují (těžké) kovy, které mají tendenci vázat se na ligandy obsahující kyslík. Řadí se zde také prvky pro rostlinu nezbytné, označované jako živiny (např. K, Ca). Skupinu B tvoří (měkké) kovy mající tendenci vázat se na ligandy obsahující dusík a síru. Patří zde toxické kovy. Přechodné prvky zahrnují naprostou většinu běžných kovů. Obecně platí, že nejtoxičtější jsou kovy skupiny B následované přechodovými prvky. Nejmenší toxicitu vykazují kovy skupiny A. Vysoká toxicita kovů skupiny B se odvíjí od jejich vysoké afinity a jejich schopnosti vázat se na katalytická centra enzymů a na membránové proteiny (Degraff et al., 2007).

Klasifikace kovových iontů dle Nieboerna a Richardsons (1980):

Skupina A – Cs^+ , K^+ , Na^+ , Sr^{2+} , Li^+ , Ba^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , La^{3+} , Gd^{3+} , Al^{3+} , Se^{3+} , Be^{2+} , Y^{3+} , Lu^{3+} .

Přechodné prvky – Sn^{2+} , Cd^{2+} , Fe^{2+} , Ti^{2+} , Mn^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cr^{2+} , Fe^{3+} , As(III), Sn(IV), Sb(III).

Skupina B – Au^+ , Ag^+ , Ti^+ , Ti^{3+} , Bi^{3+} , Cu^+ , Pd^{2+} , Hg^{2+} , Pt^{2+} , Pb(IV).

Ke kovům se řadí asi osmdesát procent periodické soustavy, z nichž je přibližně třicet označováno jako toxické, popřípadě těžké. Toxické kovy jsou takové kovy, které při určitých koncentracích působí škodlivě na člověka a ostatní biotické složky ekosystému. Jejich specifická hmotnost je vyšší než 5 g.cm^{-3} (Kafka et Punčochářová, 2002). V přírodě se kovy vyskytují jako ryzí nebo ve formě solí. V určitých nízkých koncentracích jsou přirozenou

součástí zemské kůry. Sloučeniny kovů zahrnují všechna skupenství, patří zde tuhé látky, kapaliny, plyny a mohou také tvořit aerosoly. Některé těžké kovy se pro rostliny označují jako esenciální, tzn., že jsou v určitém množství potřebné pro růst a vývoj dané rostliny. Ve vyšších koncentracích se však stávají toxickými. Jejich koncentrace je uměle zvyšována zásahem člověka v důsledku metalurgických procesů, těžby, skládek a splachů z městských aglomerací a zemědělsky kultivovaných ploch. Těžké kovy jsou obzvláště nebezpečné nejen svojí toxicitou, ale také stálostí a schopností kumulace v organismu, jelikož na rozdíl od látek organických nikdy nedegradují (Cibulka et al., 1991). Naproti tomu jsou v nízkých koncentracích běžnou součástí životního prostředí. Většinou jde o esenciální prvky, jako zinek, měď a železo, které jsou součástí enzymů, a jejichž nedostatek se může projevit závažným onemocněním. Mezi nejběžnější těžké kovy, které nejvíce kontaminují půdy lze považovat Cd, Cr, Cu, Hg, Pb a Zn (Lasat, 2002).

Toxický efekt kovů je obvykle výsledkem interakce mezi volným iontem a cílovým místem. Toxicita na buněčné úrovni je také charakterizována dalšími faktory, a to např. chemickou formou iontu, oxidačním stavem kovu, nebo jeho ligandovou vazbou. Vazbou na buněčné membrány brání příslušné ionty kovu transportním procesům přes buněčné stěny a blokují tak přísun živin do buněk (Kafka et Punčochářová, 2002). Mezi obzvláště nebezpečné kontaminanty patří kadmium, olovo, zinek a hliník. Ionty těchto kovů jsou velmi snadno přijímány kořeny, neboť selektivita transportních proteinů bývá nedostatečná pro jejich rozlišení od prvků, které jsou pro rostlinu nezbytné (Tůma et al, 2005). V přírodě se tyto prvky vyskytují nejvíce v půdách a nemohou být z prostředí trvale odstraněny. Problém nastává, pokud je jejich dostupnost příliš vysoká z důvodu antropogenní činnosti (Prasad, 2004). Jejich přítomnost v půdách výrazným způsobem ovlivňuje biologickou aktivitu půd a lze je tedy řadit mezi prvky obzvláště nebezpečné, jelikož se tak mohou dostávat do potravních řetězců a tím potencionálně přímo ovlivňovat člověka.

Z toxikologických ukazatelů zabývajících se situací v České republice jsou závazné ukazatele pro hodnocení půd, které jsou obsahem Vyhlášky 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí České republiky. Mezní hodnoty koncentrací vybraných kovů v půdách vymezující maximální přípustné hodnoty rizikových prvků, po jejichž překročení by mohlo dojít k poškození funkcí půdy, popřípadě dalších složek životního prostředí. Tabulka 5 uvádí maximální přípustné hodnoty rizikových prvků v písčítých, hlinitopísčítých a ostatních půdách.

Tab. 5: Maximální přípustné hodnoty rizikových prvků v půdách (Vyhláška 13/1994 Sb.)

Maximální přípustné hodnoty (mg.kg ⁻¹)		
Prvky	Písčité, Hlinitopísčité půdy	Ostatní půdy
As	4,5	4,5
Cd	0,4	1,0
Co	10,0	25,0
Cr	40,0	40,0
Cu	30,0	50,0
Hg	-	-
Mo	5,0	5,0
Ni	15,0	25,0
Pb	50,0	70,0
V	20,0	50,0
Zn	50,0	100,0

Kadmium (Cd)

Kadmium je měkký kov stříbritého lesku využívaný v moderních technologiích zejména pro svou vysokou odolnost proti korozi. V přírodě je tento prvek v nízkých koncentracích součástí všech rostlinných pletiv, přičemž kontaminací může být jeho koncentrace více než tisíckrát zvýšena (Kafka et Punčochářová, 2002). Rostlinou je kadmium přijímáno převážně jako kation Cd^{2+} , a to buď z půdy, nebo z atmosféry emisním spadem. V přírodě se kadmium vyskytuje v malém množství především z vyluhovaných hornin, fosfátových hnojiv a ze spalování fosfátových paliv. Je to kov chemicky příbuzný zinku a je získáván jako vedlejší produkt při rafinaci zinku. Pro svoji vlastnost chránit železo před korozi je kadmium používáno při výrobě plechů v automobilovém průmyslu a jako součást elektrod v alkalických akumulátorech. Sulfid kademnatý je součástí barevných pigmentů přidávaných do plastů a barviv (Tlustoš, et al., 2006).

Olovo (Pb)

Olovo je modrobílý, měkký kov, který je ve stopovém množství přirozenou složkou půdy. Při vyšších hodnotách však snižuje příjem CO_2 , působí na buněčné dělení a omezuje příjem vody (Kafka et Punčochářová, 2002). V přírodě se vyskytuje přirozeně nebo je

antropogenního původu, kde hlavním zdrojem jsou výfukové plyny automobilů. Dalšími zdroji kontaminace jsou úpravny rud, hutě, pigmenty do barev, hnojení, spalování fosilních paliv, atd. V přírodě se vyskytují některé druhy rostlin, které jsou přístupné značně vysokým koncentracím olova, aniž by byla poškozena jejich struktura. Tyto rostliny jsou poté konzumovány heterotrofními organismy, čímž se resistantní ionty olova dostávají do dalších článků potravních řetězců (Kafka et Punčochářová, 2002). V půdě je olovo velmi málo mobilní a patří k nejméně pohyblivým kovům vůbec. Tento prvek se vykazuje vysokou afinitou ke tvorbě komplexů s nerozpustnými huminovými komplexy, což způsobuje fixaci a imobilizaci olova v humusových vrstvách půdy. Za průměrný obsah olova v půdách lze považovat 5 – 50 mg.kg⁻¹, přičemž v půdě se tento prvek běžně vyskytuje v rozmezí 10 – 20 mg.kg⁻¹. Olovo se v půdách vyskytuje ve třech oxidačních stupních jako Pb⁰, Pb²⁺, Pb⁴⁺ (Raclavská, 1998).

Zinek (Zn)

Zinek je relativně měkký kov namodralé barvy tvořící s ostatními kovy průmyslově důležité slitiny. Tento prvek se řadí mezi esenciální prvky, přičemž nízká koncentrace tohoto prvku je nezbytná pro všechny živé organismy (Kafka et Punčochářová, 2002). Zinek se hromadí v mladých listech a v meristematických pletivech. Zinek se vyznačuje vysokou mobilitou v půdě a vysokým transferem do rostlin, s výraznou toxicitou pro vyšší rostliny i půdní mikroorganismy. Kritická hodnota fytotoxicity se pohybuje kolem 250 mg.kg⁻¹suš (Němeček et al., 2010). Vysoké obsahy zinku se vyskytují v půdách městských aglomerací, v blízkosti důlních hald a úpraven rud. Toxicitu může způsobit i používání čistírenských kalů a městských odpadů jako hnojiva. V normálních podmínkách přichází toxicita v úvahu tam, kde se značně zvýší kyselost půdy (Beneš, 1994). Zinek je velmi důležitý pro výživu rostlin a zároveň je jedním z nejtoxičtějších prvků pro rostliny. Jeho vysoká koncentrace nepříznivě působí na životní procesy rostliny, které mají za následek snížení produkce biomasy a snížení kvality zemědělské produkce. Nedostatek zinku se projevuje zakrslým vzrůstem, bílo-zeleným zabarvením starších listů nebo poruchami plodnosti (Kafka et Punčochářová, 2002).

Hliník (Al)

Hliník je lehký kov šedé barvy. Tento prvek neřadíme do skupiny těžkých kovů, ale svým způsobem se jim velmi přibližuje. Hliník jako prvek patří mezi nejčastěji se vyskytující kovy zemské kůry, přičemž se jeho rozpustnost výrazně zvyšuje s klesajícím pH prostředí. Při pH nižším než 4,5 se objeví v půdním roztoku rozpustné sloučeniny a ionty hliníku uvolněné

z půdních struktur, které jsou již pro mnohé organizmy toxické už v mikromolárních koncentracích. Proto se v kyselých půdách stal hliník jedním z hlavních toxických faktorů prostředí pro pěstování kulturních rostlin (Bláha et al., 2003). Vyskytuje se především v hlinito-křemičitanových a jílových minerálech a vlivem zvětrávání hornin se dále dostává do půd. Je běžnou součástí rostlin, na druhou stranu nebylo dosud prokázáno, že je pro rostliny nezbytný. Hliník je schopen tvořit velkou škálu komplexů a jeho toxicita se odvíjí od chemické formy hliníkového iontu. Obecně platí, že nejtoxičtější formou je kationt Al^{3+} vyskytující se ve formě komplexu v kyselém prostředí. Z hlediska jeho toxického působení jsou významné především ty formy hliníku, které jsou obsažené v půdním roztoku (Sposito, 1996).

3.4.4. Příjem a transport rizikových látek rostlinou

Rostliny jsou schopny z půdy akumulovat ty těžké kovy, které mají význam pro jejich růst a vývoj. Mnoho anorganických látek, které jsou považovány za kontaminanty, představují důležitou živinu pro rostliny, avšak spadají do kategorie těžkých kovů a jsou pro rostliny nezbytné pouze ve stopovém množství (Orcutt et Nilsen, 1996). Mezi tyto prvky se řadí železo, mangan, zinek, měď, hořčík, molybden a nikl (Macková et Macek, 2005). Tyto látky se v přírodě vyskytují v nízkých koncentracích, ve znečištěných oblastech mohou jejich koncentrace dosahovat nebezpečné úrovně a stávat se tak pro rostlinu životně nebezpečnými. Toxické účinky prvků se mohou projevit redukcí kořenového růstu a poruchou kořenových vlásků, deformací rostlinných částí, abnormálním tvarem květů, snížením produkce biomasy, ovlivněním klíčení a chlorózou listů, která může přecházet v nekrózu (Ashraf et al., 2010). V podstatě všechny tyto procesy vedou k redukcí výnosu zemědělských plodin.

U většiny rostlin se schopnost akumulace prvků pohybuje v rozmezí $0,1 - 100 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny. Vyšší schopnost akumulace je zaznamenána u hyperakumulátorů (Baker et al, 2000). Kovy mohou být rostlinou přijímány z půdy a vzduchu, stejně tak jako z vody a sedimentů. Vyšší rostliny přijímají kovy z vody a vzduchu pomocí svých výhonků, zatímco jejich kořeny přijímají tyto kovy z půdy a sedimentů (Prasad, 2004).

Z obecného hlediska mohou rostliny přijímat a přeměňovat látky pomocí několika mechanismů (Kučerová et al., 1999):

- přímou absorpcí kořeny a poté transportem do rostlinného pletiva,

- uvolněním enzymů podporujících mikrobiální aktivitu a biochemickou transformaci v půdě. Bylo identifikováno pět enzymových systémů, které se pravděpodobně významně podílejí na přeměně organických látek. Jsou to dehalogenasy, reduktasy organických nitrosloúčenin, peroxidasy, lakasy a nitrilasy (Kučerová et al., 1999),
- zvýšenou mineralizací v rhizosféře (tento způsob je charakteristický pro houby) Mikroorganismy tak mohou používat kontaminanty jako zdroj energie a přeměňovat je až na oxid uhličitý a vodu (Kučerová et al., 1999),
- absorpcí povrchem listů z atmosféry.

Vedle příjmu rizikových kovů rostlinou je současně část těchto kovů uvolněna zpět do vody nebo půdy z rostlinného pletiva nebo do vzduchu z listů v plynné formě (Prasad, 2004). Podíl příjmu rizikových látek z půdy je ovlivněn jejím znečištěním, jejími fyzikálními a chemickými vlastnostmi, druhem pěstované rostliny a specifickými vlastnostmi jednotlivých prvků (Tlustoš et al., 2006). Rostliny jsou schopny z půdy absorbovat kontaminanty jak organického tak anorganického původu. Místo, kde dochází ke kontaktu půdy s rostlinou, se označuje jako rhizosféra, což je v podstatě tenká vrstva půdy vzdálená několik milimetrů od kořene rostliny. Transport rizikových prvků ke kořenům se děje difuzí a hmotovým půdním tokem a je určován interakcí mezi rostlinným genotypem a samotným prvkem (Cibulka et al., 1991). Stupeň akumulace polutantů ze vzduchu závisí na rozdělovacím koeficientu vodné a plynné fáze, typu polutantu, druhu rostliny, velikostí a typu povrchu listů a také na obsahu lipidů v epidermu listů. Podíl příjmu rizikových prvků z atmosféry je převládající u málo pohyblivých prvků, jako je olovo a rtuť. U kadmia je převládající příjem z půdy (Tlustoš et al., 2006). Podíl příjmu prvků rostlinou z atmosféry je dle Harrisona a Chirgawihho (1989) následující: $Pb > Cr > Ni > Zn = Cd$. Pouze část prvků je při spadu rostlinou přijata, zbytek ulpí na povrchu listu nebo je smyta. Obecně ovšem platí, že naprostá většina těžkých kovů je přijímána kořeny, mnohem menší část kontaminantu je transportována do nadzemních částí a nejnižší koncentrace se vyskytuje v generativních orgánech (Tlustoš et al., 2006).

Aby mohly být rizikové látky metabolizovány, musí být biologicky přístupné pro adsorpci, absorpci, transport a transformaci buď rostlinami nebo mikroorganismy přítomnými v rhizosféře (Kučerová et al., 1999). Biologická dostupnost některých kovů je omezena z důvodu nízké rozpustnosti těchto kovů v okysličené vodě a silných vazeb na půdní částice (Clemens et al., 2002). Dostupnost a akumulaci kovů lze zvýšit snížením pH půdy, přidáním chelatačních činidel (EDTA – ethylendiamintetraoctová kyselina), hnojením, popřípadě

změnou iontového složení půdy (Romkens et al, 2002). Na zachycování kovů rostlinou mají také nemalý vliv některé půdní bakterie (např. *Mycorrhiza sp.*). Příkladem je hyperakumulátor (*Thlaspi caerulescens*), u kterého kořenové mikroorganismy výrazně zvyšují akumulaci Zn (Whiting et al., 2001).

V půdě se kovy vyskytují v několika formách (Lasat, 2002):

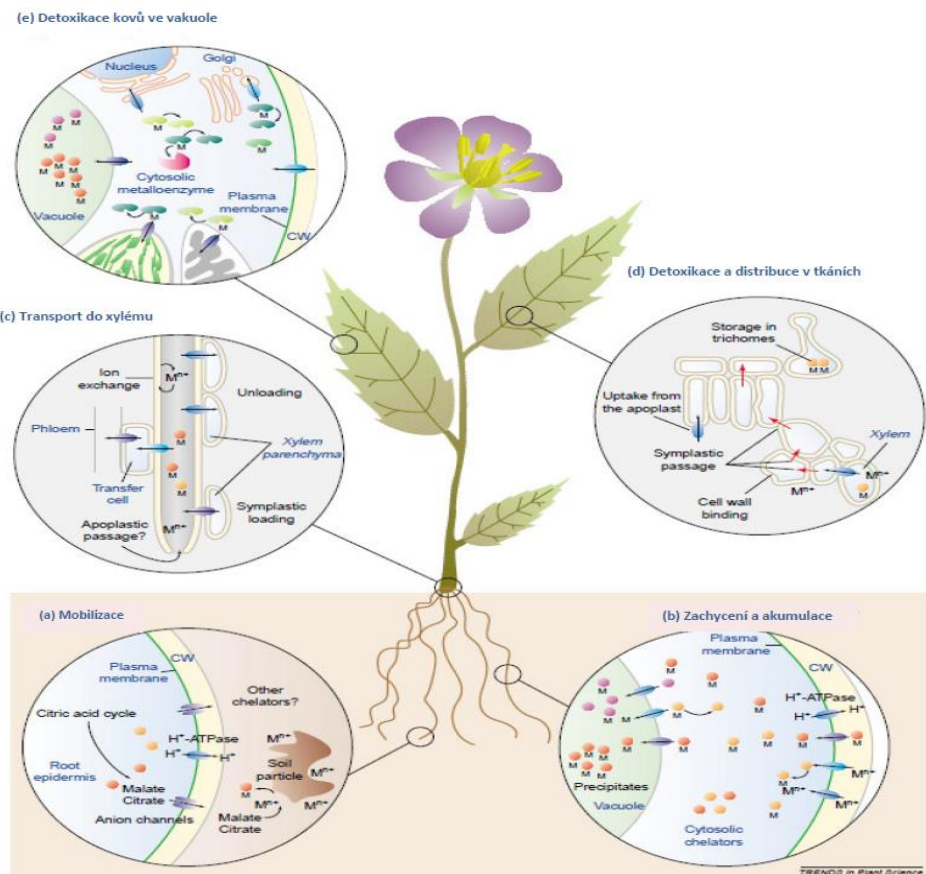
- volné ionty kovů a rozpustné půdní komplexy,
- ionty kovů adsorbované na anorganické složky půdy,
- organicky vázané kovy,
- ve formě oxidů, uhličitánů a hydroxidů,
- křemičité minerály.

Pro příjem rizikových prvků rostlinou je nezbytné, aby byly tyto prvky nejprve uvolněny do půdy jako volné disociované ionty nebo rozpustné anorganické či organické komplexy (Adriano, 2001). V bezprostřední blízkosti kořenů pak dochází po reakci rizikových prvků s organickými kyselinami ke tvorbě chelátů, zvyšování difusního gradientu a urychlení příjmu prvku. Dle Schwartze et al. (2001) není příjem kovů rostlinou lineárně závislý na celkovém obsahu kovu v půdě, ale na jeho přístupnosti. Hlavními charakteristikami půdy ovlivňující transport prvků rostlinou jsou pH, kvantita a kvalita organické hmoty, stupeň provzdušnění půdy, redox potenciál a kationtová výměnná kapacita (Wenzel et al., 1999). Nízké pH zvyšuje biodostupnost kovů, jelikož vodíkové ionty vykazují vysokou afinitu k negativním nábojům koloidů, čímž konkurují iontům kovů a dochází k jejich uvolňování. Obecně platí, čím vyšší je podíl organické hmoty a hodnoty pH, tím pevněji je daný kov vázán a tím hůře je z půdy akumulován (Prasad, 2004). Podle Changa et al. (1996) je naopak teplota jedním z nejvýznamnějších faktorů pro různé způsoby akumulace kovů v plodinách. V případě akumulace vodními rostlinami ve vodě se mezi faktory ovlivňující biodostupnost řadí chemická přístupnost kovů, pH, organické chelatony, přítomnost činidel, přítomnost dalších kovů, iontová pevnost, teplota, slanost, intenzita světla, úroveň kyslíku a redox potenciál (Förstner et Wittmann 1979). Prasad (2004) konstatuje, že se kov ve vodě nejvíce koncentruje při klesajícím pH, a to při nejvyšší hodnotě okolo 4,0. Při nízkém redox potenciálu jsou kovy vázány k sulfidům v sedimentech a jsou tedy imobilizovány. Vysoký obsah soli ve vodě způsobuje tvorbu kovových chloridových komplexů, které jsou obtížně rostlinami

akumulovány. Nicméně některé prvky (např. olovo) netvoří chloridové komplexy díky své silné vazbě na organické hmoty (Prasad, 2004).

Pohyb kovů z vnějších roztoků do buněčných stěn rostliny je nemetabolický, pasivní proces. Byly rozpoznány tři mechanismy, pomocí nichž dochází k přechodu vody a rozpuštěných látek z půdy do kořenů, a to hmotnostním tokem, difusí nebo kořenovým zachycením (Orcutt et Nilsen, 1996). Při hmotnostním toku následují rozpuštěné ionty kovů tok vody v půdě a pomocí jednoduchého způsobu, kdy je voda vypařováním doslova „vytažena“ z půdy do rostliny, dochází k absorpci iontů rozpuštěných látek. Jakmile ionty dosáhnou rhizosféry a při jejich dostatečné koncentraci, jsou absorbovány povrchem kořenů. Ionty kovů mohou dosáhnout rhizosféry také pomocí difuze. Míra difuze kolísá s velikostí difusního koeficientu, půdní porositou, koncentrací iontů v půdě, teplotou půdy a dostupností vody v půdě (Orcutt et Nilsen, 1996).

Obr. 3 Buněčný mechanismus při akumulaci kovů v rostlinách (Clemens et al., 2002)



Samotný vstup iontů rozpuštěných látek poté probíhá přes buněčné stěny. Primární buněčné stěny obsahující celulosu, hemicelulosu (zahrnující pektiny) a glykoproteiny,

umožňují pohyb kovových iontů. V jejich pórech jsou pozitivně nabití ionty kovů atakovány negativními ionty a tyto ionty jsou poté koncentrovány v plasmatické membráně, kde je současně napříč membránou zvyšován koncentrační gradient a dochází k transportu kovů do buňky. Část kovů přijímána do apoplastu je dále transportována přes plasmatickou membránu do cytoplasmy (Prasad, 2004).

Kovy se obvykle v půdě vyskytují ve formě nepřístupné pro rostliny. Proto dochází k jejich mobilizaci prostřednictvím chelátů a H^+ iontů, které jsou uvolňovány do rhizosféry samotnými kořeny (a). Ionty, které proniknou buněčnou stěnou, se dále soustředí v prostředí plasmatické membrány, odkud jsou transportovány dále do buňky. Potenciál plasmatické membrány je významnou hnací silou pro šíření kationtů prostřednictvím specifických přenašečů (b) (Clemens et al., 2002). Všeobecně platí, že čím větší je kationtová výměnná kapacita, tím větší je sorpce a imobilizace kovů (Lasat, 2000). Těžké kovy, jedná se především o Cd, Zn, Pb jsou přijímány rostlinami z půdního prostředí kořeny a jejich transport je ovlivňován řadou mechanismů. První překážkou je buněčná stěna, kde se kovy mohou vázat do celé skupiny chemických sloučenin (pektiny, apod.). Změna koncentrace vodíkových iontů vede k pohybu těžkých kovů až k cytoplasmatické membráně. Úkolem plasmatické membrány je koncentrování živin a současně, i když ne zcela, vyloučení toxických prvků. Jelikož některé z těchto prvků se řadí mezi esenciální, je nutné příjem těchto prvků regulovat (Prasad, 2004). Právě membrány buněk mají hlavní podíl na řízení příjmu a transportu iontů solí. V podstatě se jedná o směs proteinů a lipidů. Velmi významnou složkou jsou ionty Ca^{2+} , bez nichž membrány ztrácejí schopnost aktivního i selektivního transportu a stávají se pro ostatní ionty snadno prostupné (Clemens et al., 2002). Kovové ionty jsou transportovány do rostlinných buněk apoplastem nebo symplastem. Koncept apoplastu a symplastu je důležitý k pochopení mechanismů, pomocí nichž se voda a ionty dostávají k pletivům kořenů. Apoplast odkazuje na neživý prostor, který se nachází v kořenové oblasti, tzn. plochu zahrnující kapilární prostor mezi mikrofibrály buněčné stěny a vnitrobuněčný prostor. Apoplast začíná rhizosférou, rozšiřuje se mezi buňkami rhizodermis, exodermis a kortexu a je přerušen endodermis. Přístup do xylému je tedy možný přes symplast, který se nachází v prostoru cytoplasmatické strany plasmatické membrány (Orcutt et Nilsen, 1996). Při vstupu přes symplast dochází k příjmu kovů pomocí specifických přenašečů. Naproti tomu transport kovů apoplastem je založen na difuzi kovů (Clemens et al., 2002).

Podle těchto autorů se poté spolu s xylémem ionty kovů dostávají do nadzemních částí rostlin. Transport kovů do xylému je řízeným procesem uskutečňovaným membránovým transportem proteinů a představující první krok řízené distribuce a detoxikace kovů

v rostlině (c). Uvnitř xylému jsou kovy ve formě hydratovaných iontů nebo kovových chelátových komplexů. Xylém je primárně zodpovědný za vzestupný transport vody a nerozpuštěných minerálních prvků, zatímco floém je bohatý na organické látky a je odpovědný za pohyb karbohydrátů, dusíku, hormonů a jiných molekul floémem v závislosti na jejich potřebě (Orcutt et Nilsen, 1996).

Po dosažení apoplastu na listech jsou kovy zachyceny buňkami a pohybují se prostřednictvím plasmodesmaty. Jejich zásoby jsou ukládány v trichomech (d). Rozpuštěné sloučeniny mohou také fungovat jako přenašeče kovů při jejich transportu do vakuoly, která slouží k imobilizaci různých xenobiotik (e) (Clemens et al., 2002).

Vakuoly jsou obecně místem uložení většiny kovů, včetně Cd^{2+} a Zn^{2+} . Pro transport iontů a jiných rozpuštěných látek v buněčných membránách hrají prioritní roli transmembránové přenašeče (transportéry). Jedná se o skupinu transportních bílkovin, které při své činnosti prodělávají vratné strukturní změny. Pomocí nich transportované látky obvykle migrují vytvořeným pórem s několika mezivazbami na stálých vazebných místech transportního proteinu (Prasad, 2004). U některých transportérů je transport spojen se spotřebou metabolické energie. V tomto případě se jedná o aktivní transport a příslušný přenašeč se řadí mezi enzymy. Další skupiny přenašečů dodání energie pro svoji funkci nepotřebují. Jedná se o pasivní transport, často označovaný jako zprostředkovaná nebo usnadněná difuze. Ten bývá často spojován s přechodným navazováním transportovaného iontu na transportní protein (Prasad, 2004).

Prostřednictvím listů mohou být přijímány jak esenciální, tak také neesenciální prvky. Jsou-li ve formě plynů, např. Hg, pak vstupují do listů prostřednictvím stomaty, zatímco ve formě iontů vstupují převážně přes kutikulu listu. Při nízké relativní vlhkosti dochází ke zmenšování kutikuly. Stupeň absorpce těžkých kovů listy je závislý na typu prvku. Např. Cd, Zn a Cu vykazují vyšší průnik do listů než je tomu u Pb, který je převážně adsorbován do epikutikulárních lipidů na povrchu listů (Martin et Juniper, 1970). Rostlinné druhy mohou mít odlišné kutikuly s různou skladbou lipidů, a tedy různou propustnost důležitou pro transpiraci (Prasad, 2004).

Jako reakci na stres vyvolaný rizikovými prvky se u rostlin aktivují ochranné mechanismy, jako je imobilizace rizikových prvků v buněčných stěnách, syntéza metallothioneinů, tvorba komplexů vázajících rizikové prvky, produkce stresového ethylenu a stresových metabolitů, popřípadě syntéza stresových proteinů. Stresové proteiny zahrnují izoenzymy, proteázy a ubikvitin pro urychlení rozkladu poškozených proteinů (Tlustoš et al., 2006). Tyto proteiny jsou součástí buněk všech genotypů a při stresu se jejich množství několikanásobně zvětšuje.

Jejich tvorba se odvíjí od vzrůstajícího počtu poškozených proteinů v různých buněčných strukturách. Velmi důležitou úlohu při ochraně rostlin před stresem hrají půdní bakterie, které ničí organické kontaminanty a představují ochranu pro rostlinu díky omezenému kontaktu s potenciálně toxickými sloučeninami. Tato ochrana existuje kolem každého kořene rhizosféry. Půdní bakterie, např. mykorhizní organismy, většinou houby, chrání rostlinu před toxickými účinky anorganických prvků Cd, Ni, Pb, atd. Podle jedné hypotézy tato bakterie akumuluje kontaminant do jejích tkání a tím zabrání jeho postupu do dalších částí rostliny. Podle druhé teorie je využíváno zvýšené možnosti absorpce vody k ředění koncentrace extrahovaných prvků v kořenových buňkách rostliny (Sheper et Tsao, 2003).

Vlivem vystavení rostliny stresu může také docházet k produkci reaktivních kyslíkových radikálů, v jejichž důsledku dochází k oxidativnímu stresu. Ochrana před oxidačním poškozením organismu rostlin v důsledku oxidativního stresu je zajišťována řadou antioxidantních obranných systémů, které jsou lokalizovány v různých buněčných strukturách. Lamhamdi et al. (2009) analyzuje antioxidantní efekt jednoho z fytoekdysteroidů – 20 - hydroxyekdysonu ve vztahu k akumulaci reaktivních kyslíkových radikálů a produkci oxidativního stresu způsobené fytotoxicitou olova. Projevila se zvýšením lipidické peroxidace což u pokusné rostliny (*Triticum aestivum*) způsobilo zvýšení enzymatické aktivity antioxidantního systému. Toto zvýšení je proporcionální dávce olova. Preventivní přidání 20 - hydroxyekdysonu ochránilo rostlinu před oxidativním stresem. Řada rostlin proto disponuje efektivním systémem redukce toxicity iontů pomocí enzymatických a neenzymatických antioxidantů. Mezi velmi účinné antioxidanty se řadí askorbát (vitamín C), β -karoten, redukovaný glutathion a α -tokoferol (vitamín E) (Piterková et al., 2005). Pomocí těchto aktivních antioxidantů rostliny odstraňují aktivní formy kyslíku a chrání buňky proti oxidačnímu poškození. Aktivní formy kyslíku na jedné straně v rostlinách fungují jako signální molekuly, na straně druhé však mohou v nadměrném množství rostlinnou buňku poškodit svojí toxicitou (Piterková et al., 2005). Všeobecně tedy platí, jakmile jsou toxické kovy transportovány do dalších částí rostliny, musí být aktivovány efektivní obranné mechanismy, pomocí nichž se sníží jejich toxicita.

3.4.5. Toxické působení rizikových látek na rostliny

Přítomnost těžkých kovů v půdě ovlivňuje prospívání rostlin, v jejichž negativním důsledku dochází k poruše dýchání, snížení fotosyntézy a inaktivaci některých enzymů. Toxicita těžkých kovů je způsobena vysokou afinitou k thiolovým skupinám, jejichž vazbou je inhibován účinek mnoha biologicky aktivních enzymů (Kafka et Punčochářová, 2002).

Borůvka (1996) sledoval příjem kadmia, olova a zinku v půdách kontaminovaných atmosférickou dekompozicí. Z obsahu v kořenech a v nadzemní biomase zjistil, že mobilita prvků v rostlinách klesá v pořadí $Cd > Zn > Pb$, přičemž zinek v nadzemní biomase reprezentoval 40 % jeho obsahu v kořenech, zatímco u kadmia a olova byl pouze 13 % a 7,5 %. V různých vývojových stádiích rostlin jsou zjišťovány různé obsahy rizikových prvků v pletivech. Kritériem, kterým lze hodnotit schopnost rostlin odebírat z půdy rizikové prvky a transportovat je do nadzemních částí, je transferfaktor Tf. Tento faktor udává poměr obsahu prvku v rostlině a celkového obsahu prvku v půdě. S jeho hodnotou se zvyšuje akumulární schopnost rostlin (Tlustoš et al., 2006). Hodnoty tohoto faktoru nejsou ovlivněny pouze pěstovanou rostlinou, ale také obsahem prvku v půdě.

3.4.5.1. Toxické působení kadmia

Kadmium je pro rostliny jeden z nejtoxičtějších prvků a to díky své vysoké mobilitě a schopnosti vyvolat v rostlině toxicitu již při nízkých koncentracích. Například u kukuřice je hranice fyto toxicity 5 ppm se silnou redukcí růstu kořenů a redukcí tvorby biomasy (Lepoivre, 2003). Ke kontaminaci kadmiem v naprosté většině dochází jeho přijetím kořeny z půdního roztoku, možný je také ovšem imisní spad z ovzduší (Sillanpää et Jansson, 1992). Kadmium se v půdě a v podzemních vodách vyskytuje v různých formách, a to buď v minerálech, nebo v organických látkách. Tento prvek proniká do kořenů rostliny přes epidermis, pokračuje přes apoplast nebo symplast (protoplasty spojené plasmodesmami) do xylému, kde tvoří komplexy s ligandy, což jsou organické kyseliny spolu s fytochelatinu. Převážná část prvku zůstává v kořenech (Tlustoš et al., 2006). Půdní roztoky s obsahem kadmia jsou ovlivňovány pH, kationtovou výměnnou kapacitou, obsahem půdní organické hmoty, iontovou silou půdního roztoku, přítomnými komplexotvornými ionty a celkovým obsahem Cd v půdě. Ten bývá často spojován s půdou bohatou na fosfor (Sillanpää et Jansson, 1992). Přestože je úroveň stopových prvků v půdě poměrně malá, důvod k obavám představuje skutečnost, že u kadmia je doba přetrvávání v půdě delší než 100 let (Orcutt et Nilsen, 1996). Jeho negativní účinek se u rostlin projevuje narušením fotosyntézy, narušením příjmu živin nebo chlorózou listů. Toxické působení kadmia na rostliny vykazuje několik symptomů. Patří zde hnědnutí kořenů rostliny, červenohnědé nekrózy na listech a především redukce růstu (Adriano, 2001). Existuje antagonismus Cd – Fe a vzhledem k antagonismu se zinkem a vápníkem dochází k inhibici vývoje meristému (Lepoivre, 2003).

Kadmium také patří mezi rizikové prvky, které u rostlin vyvolávají oxidační stres (Tlustoš et al., 2006). Ten je charakteristický prudkou přechodovou tvorbou velkého množství kyslíku (AFK), které na jedné straně mohou v rostlinách fungovat jako signální molekuly, ale na straně druhé mohou při nadměrné a nekontrolované tvorbě rostlinnou buňku ohrozit svojí toxicitou (Piterková et al, 2005). Mezi rostliny, které jsou odolné vůči toxicitě kadmia, patří plodové zeleniny, brambory, tabák a kukuřice. Nejvíce kadmia akumulují listové zeleniny, hlavně špenát a salát a také některé houby (Beneš, 1994). Na obrázku 4 je patrné toxické působení kadmia, které způsobuje červenohnědé zbarvení listů, na listech čiroku cukrového a na rostlinách tabáku virginského.

Obr. 4 Toxické působení kadmia na listech čiroku cukrového a na listech tabáku virginského (Tlustoš et al., 2006)



3.4.5.2. Toxické působení zinku

Zinek se v rostlinách vyskytuje jako volný ion nebo jako komplexní sloučenina s nízkomolekulárními sloučeninami a metalloproteiny, které jsou v nerozpustné formě zabudované do buněčných stěn (Tlustoš et al., 2006). Zinek funguje v rostlinách buď jako součást metaloenzymů nebo se účastní fyziologických pochodů jako funkční nebo regulační faktor velkého množství enzymů. Díky tomu je zinek zapojen do metabolismu bílkovin, je potřebný pro syntézu tryptofanu (růstový hormon) a podílí se na tvorbě chloroplastů (Alloway, 1990). Dále pak ovlivňuje propustnost plasmatických membrán a tím stabilizuje buněčné stěny. Jeho obsah v pletivech rostlin se pohybuje v rozmezí 20 - 100 ppm Zn

v sušině (Vaněk et al., 2002). Zvyšující se hladina je současná s poklesem koncentrace fosforu a železa. Hranice toxicity je 500 – 800 ppm a je variabilní u různých rostlin (Lepoivre, 2003). Rostlinou je tento prvek přednostně přijímán jako kationt Zn^{2+} , při vyšším pH ve formě hydroxidu $ZnOH$. Podle Adriana (2001) může být nedostatek Zn způsoben 3 faktory:

- nízkým obsahem v půdě,
- omezenou biodostupností Zn způsobenou vysokým pH a vysokým obsahem organické hmoty v půdě,
- agrochemickými zásahy snižujícími přijatelnost Zn, např. používáním hnojiv s vyšším obsahem fosforu.

Nedostatek Zn vyvolává u rostlin omezení syntézy proteinů a redukci růstu listů. V případě toxického působení zinku má jeho vysoká koncentrace za následek snížení výnosu. Zinek adsorbovaný půdou se rychle dostává do kořenů. Projev toxicity závisí na druhu rostliny a její růstové fázi (Tlustoš et al., 2006). Při nedostatku zinku se na listech objevují skvrnité chlorózy a listy opadávají. Výhonky se zastaví v růstu, zůstanou krátké, tvoří růžicovité novotvary a nakonec hynou. Nadbytek se projevuje obdobným způsobem, tím, že u mladých listů vyvolává chlorózu a u starších listů způsobuje černání žilnatiny (Bláha et al., 2003). Na obrázku 5 je zřetelně vidět objevující se světlé skvrny mezi žilnatinou listů, obdobný účinek nedostatku i toxicity.

Obr. 5 - Nedostatek Zn na listech vinné révy a toxické účinky Zn na listech jahodníku (Tlustoš et al., 2006)

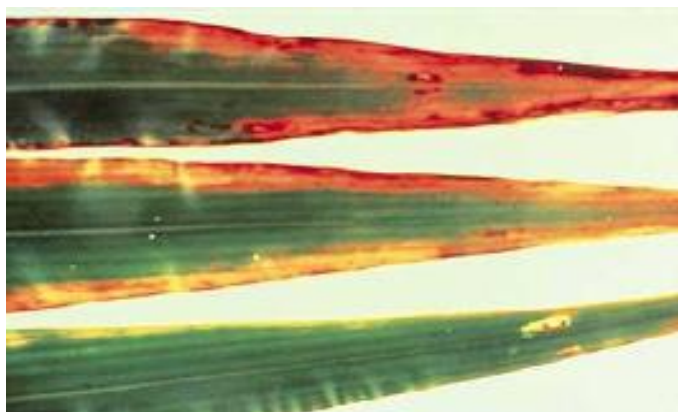


Zinek a kadmium vykazují podobné vlastnosti, což může v přírodě vést k jejich vzájemné interakci při jejich příjmu rostlinou. Aplikace zinku může zvyšovat nebo naopak snižovat akumulaci kadmia v plodinách (McLaughlin et Singh, 1999).

3.4.5.3. Toxické působení olova

Olovo nepatří k esenciálním prvkům potřebným pro růst a vývoj rostlin. V rostlinách se olovo nejvíce ukládá v kořenech. V nadzemních částech rostlin jsou koncentrace olova i u velmi silně olovem zamořených půd celkem nízké (Beneš, 1994). Olovo se v rostlině ukládá v buněčné stěně a tím se znemožňuje jeho pohyb uvnitř rostliny. V malých koncentracích může olovo stimulovat růst. Ve vyšších koncentracích narušuje metabolismus vápníku, snižuje příjem oxidu uhličitého, působí na buněčné dělení a omezuje příjem vody (Bláha et al., 2003). V půdách je olovo málo mobilní, patří k nejméně pohyblivým prvkům v půdě vůbec. Přesto však mobilitu olova v půdách nelze přeceňovat, protože přítomností transportních systémů chelátové povahy může mobilita olova překvapivě vzrůstat (Beneš, 1994). Kontaminace rostlin olovem byla zřídka objevena u rostlin rostoucích v polních podmínkách. Je tedy nebezpečné svojí toxicitou při koncentracích vyšších než normálních. Při kontaminaci olovem dochází k narušení metabolismu vápníku, inhibici enzymatických systémů, snížení obsahu CO_2 a narušení příjmu vody. Na obrázku 6 je znázorněno toxické působení olova, které má za následek zhnědnutí listů. Při vysokých koncentracích olova vznikají u rostlin chlorózy, přičemž pletiva kolem nervatury listů zůstávají zelená. Později se zbarvují žlutozeleně a listy zůstávají zakrnělé (Xenobiochemie rostlin IV).

Obr. 6 – Charakteristické zbarvení listů vlivem toxického působení olova



Zdroj: [Xenobiochemie](#) rostlin IV.

Maximální přijatelná úroveň pro toleranci olova rostlinou byla stanovena Národní radou pro výzkum (National Research Council of the USA, 1980) na hodnotu 30 ppm (Sillanpää et

Jansson, 1992). Doporučovaná hodnota kritické úrovně je ovšem mnohem nižší. Olovo je pevně vázáno v půdách a je kumulováno v kořenech. V půdě se poměrně dobře váže na humus a jílové složky. Všeobecně je tedy málo pohyblivé a nevyplavuje se, proto má kontaminace pod tímto prvkem většinou trvalý charakter. Nicméně převažující je příjem do nadzemních částí rostlin z ovzduší, který je závislý na místních poměrech, tzn. na vzdálenosti od zdroje znečištění, síle větru, ploše listů, době expozice, atd. (Sillanpää et Jansson, 1992). Fytotoxicita olova je v porovnání s ostatními prvky poměrně nízká.

3.4.5.4. Toxické působení hliníku

Přestože je hliník nejrozšířenějším kovem na Zemi, je v některých formách škodlivý pro živé organismy – jako jediný u běžných prvků není součástí enzymů ani stavebních prvků rostlinných pletiv. Obecně se předpokládá, že hlavní toxickou formou v půdách je Al^{3+} a jeho fytotoxicita je závislá na koncentraci v bezprostřední blízkosti kořenového systému (Horák et al., 1995). Manifestace fytotoxicity se objevuje, když koncentrace rozpuštěného hliníku v půdě překračuje 10 ppm. Příznaky se často podobají nedostatku vápníku, u kterého hliník omezuje absorpci a transport od kořenů ke koncovým orgánům s důsledkem inhibice elongaci a buněčné dělení (Lepoivre, 2003).

Toxicita hliníku může být pozorována v kořenovém systému zejména v kořenové špičce, přesněji v distální přechodové zóně, kde se buňky přestávají dělit a začínají se prodlužovat, a v laterálních kořenech, které zesílí, zhnědnou a jsou křehké. Kořenový systém jako celek je zkroucený s mnoha zavalitými bočními kořeny a postrádá jemné větvení (Poschenrieder et al., 2008). Cytoplazmatická membrána je pro nabité ionty hliníku nepropustná. Hliník se do buňky dostává pravděpodobně po ovlivnění propustnosti cytoplazmatické membrány nebo přes transportní systémy jiných iontů, patrně přes příjem železa. Až 20 % s celkového množství hliníku v buňce najdeme v jádře, 15 % v mitochondriích a 65 % v cytoplazmě. Uvnitř buňky se hliník přednostně váže na vysokomolekulární látky. Nejznámější účinky hliníku jsou ve změně příjmu a translokaci Ca, K, Mg, Cu, Co, Mn, Mo, Zn, B a Fe (Bláha et al., 2003). V nadzemních částech rostlin se toxicita hliníku projevuje nekrózami, hnědým zbarvením listů a žloutnutím pupenů. Hlavním mechanismem toxického působení Al^{3+} je vytváření komplexů s organickými látkami. U některých rostlin byly vyvinuty mechanismy, které jim umožňují růst v kyselé půdě. Tyto mechanismy brání hromadění Al^{3+} v symplastu a zamezují přístupu toxických forem hliníku ke kořenovým špičkám. V kořenech pak působí kořenové exudáty (malát, citrát, oxalát), které váží a detoxikují ionty hliníku v apoplastu. Velmi důležitý je také následný transport komplexů mimo buňku, export

toxického hliníku ze symplastu a schopnost opravovat škody způsobené toxickým hliníkem v buněčné stěně (Ryan et Delhaize, 2010).

Hlavními mechanismy fytotoxicity hliníku jsou zejména (Horák et al., 1995, Masayuku et Chisato, 2001):

- kompetice s Ca^{2+} a Mg^{2+} a tím jejich omezený příjem,
- inhibice replikace DNA,
- nedokonalá funkce kořenů,
- inhibice aktivity některých enzymů,
- snížení fotosyntetické aktivity.

Na obrázku 7 je patrné poškození listů toxickým působením hliníku u buku.

Obr. 7: Hnědnutí listů buku vlivem toxického působení hliníku



Zdroj: Batysta, 2011

Některé rostliny (např. pšenice, rýže, kukuřice) jsou schopny akumulovat hliník v kořenech, v nadzemní části tento prvek akumuluje např. borovice. Mladší rostliny jsou oproti starším rostlinám na toxicitu hliníku citlivější. K negativnímu vlivu také přispívá vyšší teplota prostředí (Horák et al., 1995).

3.5. Fytoremediace

Po celém světě jsou především vlivem lidského zásahu půdy zamořeny různými nebezpečnými látkami. Likvidace ekologických zátěží je ve většině případů značně problematická a finančně nákladná. Jedním z alternativních způsobů je biologická dekontaminace, která využívá organismy schopné v kontaminovaném prostředí přežít a kontaminující látky degradovat. Jako velice slibnou se jeví metoda fytoremediace. Jedná se

o velmi inovativní technologii zahrnující široké spektrum postupů, při nichž dochází pomocí rostlin k odstranění rizikových látek, popřípadě zabránění jejich šíření (Masarovičová et al., 2010). V přírodě sice existuje možnost samočisticích procesů, ovšem bez zásahu člověka by tyto procesy mohly trvat až několik desítek let. Proto se do popředí vědeckého zájmu dostaly remediační techniky, a to na základě inženýrských technologií, nebo na základě chemických či biologických postupů. Výzkum bioremediací začal před 50 lety studiem možností odstranění pesticidů z kontaminované půdy. S ohledem na široké spektrum katabolických reakcí zprostředkovaných bakteriálními enzymy nebylo překvapující, že se výzkum zaměřil právě na bakterie (Macková et al., 2006). Až o několik let později vědci objevili a uvedli do praxe nové remediační strategie. Existují 3 základní remediační strategie, a to: imobilizace, odstranění a destrukce. Částečná imobilizace kontaminantů rozpustných ve vodě je způsobena rostlinnou transpirací (příjem vody z půdy, transport a odpaření z povrchu listů). Procesem je odstraňována voda, která by jinak způsobila odplavování a pohyb nečistot. K odstranění toxických kovů z kontaminované půdy dochází tehdy, jsou-li anorganické ionty přijímány kořeny a přemístěny stonkem do nadzemní části (Macková et al., 2006).

Fytoremediace je definována jako využívání zelených rostlin a s nimi asociovaných mikroorganismů, půdních doplňků a agronomických technik pro odstranění či transformaci kontaminantů z životního prostředí (Soudek et al., 2007). Aplikace jsou použitelné pro dekontaminaci zamořených půd, vody a vzduchu. Vychází se z toho, že rostliny mohou růst téměř všude, tzn. i na vysoce kontaminovaných místech. Svými kořeny dokáží z půdy i vody vstřebat různé škodlivé látky, které buď metabolizují na neškodné, nebo je v rostlině hromadí (Soudek et al., 2007). S odpadem musí být poté nakládáno v souladu se Zákonem 185/2001 Sb. (Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů. Dle příslušného zákona se biologický odpad zařadí do odpovídající kategorie dle Katalogu odpadů podle stupně nebezpečnosti. Kontaminovaná biomasa se dále likviduje ve spalovnách Tuto metodu lze využít pro odstranění mnoha kontaminantů včetně kovů, radionuklidů, výbušnin, pesticidů nebo ropných látek. Nejlépe se uplatňuje v místech s povrchovým znečištěním. Bylo zjištěno, že je účinná především pro hydrofobní polutanty, jako jsou benzen, toluen, ethylbenzen, xylen, chlorovaná rozpouštědla, nebo nitrosloučeniny (Kučerová et al., 1999).

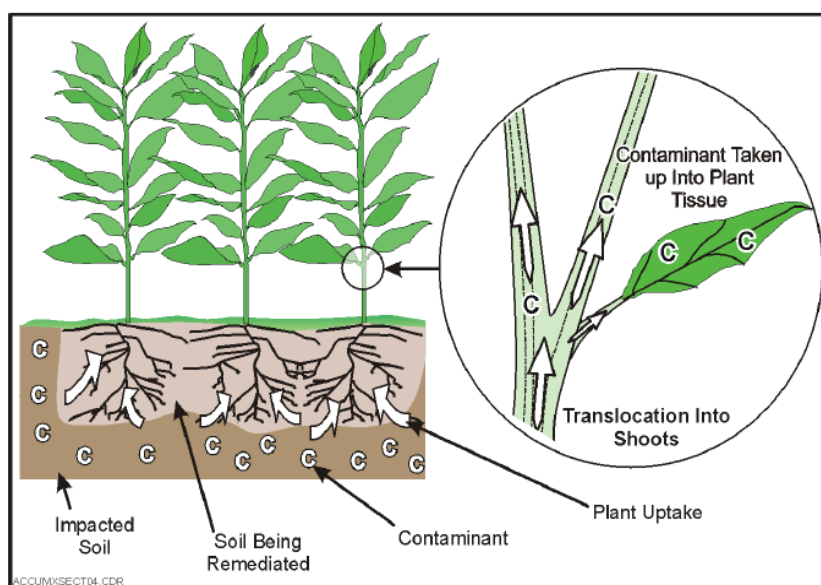
Fytoremediace se obecně rozděluje do dvou skupin technologií: fytostabilizační a fytodekontaminační. Při fytostabilizaci není kontaminant přímo odstraněn, přesto je jeho přenos znemožněn jeho stabilizací přímo v rostlinných orgánech. Fytodekontaminace spočívá v přímém odstranění kontaminantu. Tato technologie se dále dělí na následující podskupiny: fytoextrakce, rizofiltrace, rizodegradace, fytodegradace a fytovolatilizace (Masarovičová et

al., 2010). Všechny tyto technologie jsou založeny na různých principech a jsou efektivní pro odstranění specifických polutantů. Proto zvolení konkrétních rostlinných typů vhodných pro určitou metodu závisí na povaze kontaminantu, mechanismu detoxikace, tolerance rostliny k danému kontaminantu a dalších environmentálních omezení.

1. Fytoextrakce

Podstatou fytoextrakce je příjem a transport toxických kovů z půdy a jejich následné uložení v kořenech a výhoncích (Masarovičová et al., 2010). Předpokladem účinné fytoextrakce je tolerance rostlin vůči kontaminovanému substrátu, dostatečná akumulace kontaminantů a výběr vhodného druhu rostliny pro kultivaci a uskladnění kontaminovaného materiálu (Masarovičová et al., 2010). Pro zvýšení účinnosti metody se využívá aplikace chemických sloučenin (např. EDTA – kyselina ethylendiamintetraoctová), které na sebe navazují kovy, a tím zvyšují jejich příjem v rostlinách. Tento proces se také označuje jako indukovaná hyperakumulace. Chemické sloučeniny napomáhají akumulaci toxických kovů do nadzemní části rostliny a zabraňují zpětnému vylučování kovů z kořenů do půdy. Obrázek 8 zobrazuje vstup kontaminující látky přes kořenový systém do rostlinných výhonků. Pro fytoextrakci je důležité, aby byly kontaminanty v biologicky dostupné formě, tzn., aby byly snadno absorbovatelné kořeny. Jejich biodostupnost se odvíjí od jejich rozpustnosti v půdním roztoku a je velmi příznivá u kovů jako je zinek a kadmium, méně u olova (Lasat, 2000). Metoda fytoextrakce je velmi účinná nejen při odstraňování těžkých kovů, ale významným způsobem se uplatňuje při dekontaminaci půdy od radionuklidů (Cunningham et al., 1996).

Obr. 8: Schéma fytoextrakce

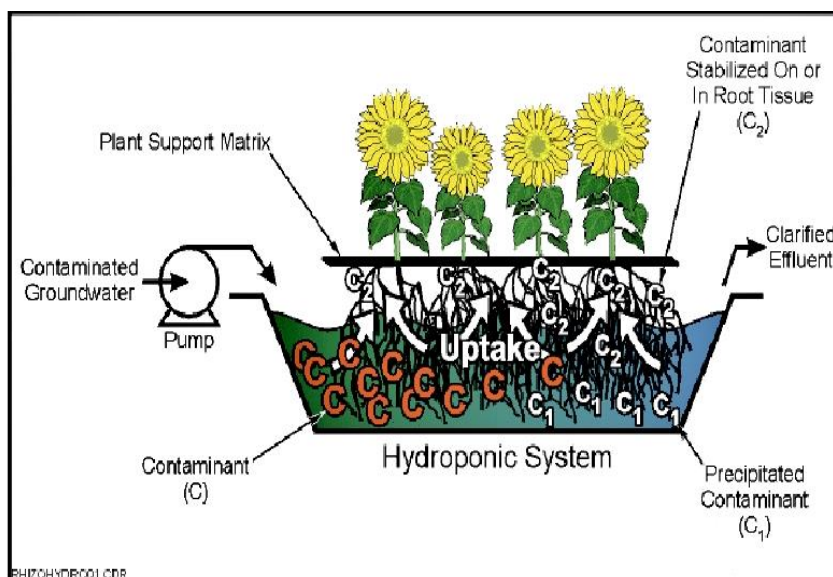


Zdroj: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/bscit/Fytoremediace>

2. Rizofiltrace

Rizofiltrace se odstraňuje toxické látky z povrchových a odpadních vod na základě jejich extrakce ze spodních vod a jejich vysrážením se na kořenech rostlin (Masarovičová et al., 2010). V závislosti na kontaminantu, jeho koncentraci a rostlinného druhu může kontaminant setrvat na kořenu nebo se může absorbovat do jiných částí rostliny. Obrázku 9 zobrazuje rostlinu v hydroponickém systému s kontaminovanou podzemní vodou, kontaminant je stabilizován nebo vysrážen do kořenové části rostliny. Od fytoextrakce se rizofiltrace liší především v tom, že se kontaminant původně vyskytoval ve vodě a ne v půdě (Masarovičová et al., 2010). Škodlivé látky se akumulují v kořenech, popřípadě v částech rostlin nad vodou. Z toho vyplývá, že rostlina vhodná pro rizofiltrace by měla rychle růst, hlavní podíl biomasy by měl být soustředěn v kořenech a měla by být schopná odstranění kontaminantů z roztoku. Pro úspěšnou rizofiltrace je nutné, aby rostlina disponovala rozsáhlým kořenovým systémem. Za neúspěšnější rostlinu pro rizofiltrace je považována slunečnice roční (*Helianthus annuus*), která z vod efektivně odstraňuje Cd, Cr, Zn, Cu, Ni a Pb. Rizofiltrace se využívá především při úpravě velkých objemů vody s nízkými koncentracemi kontaminantů, jako jsou např. kovy: Pb, Cd, Cu, Fe, Ni, Mn a radionuklidy: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U , ^{236}U (Sheper et Tsao, 2003). Největší výhodou rizofiltrace je, že může být prováděna jako in - situ metoda s rostlinami rostoucími přímo na kontaminované půdě nebo vodním útvaru.

Obr. 9: Schéma rizofiltrace

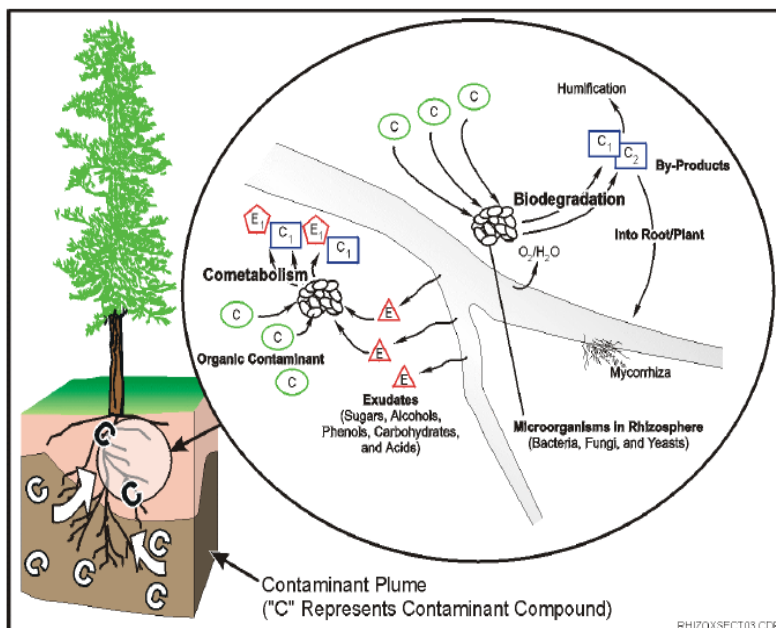


Zdroj: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/bscit/Fytoremediace>

3. Rizodegradace

Podstatou rizodegradace je zvýšení přirozené biodegradace v půdě prostřednictvím kořenů rostlin, při které v ideálním případě dochází k rozkladu a detoxikaci organického kontaminantu (Masarovičová et al., 2010). Limitujícím faktorem při biodegradaci organických látek je koncentrace rozpuštěného kyslíku. Rostlina udržuje okysličené prostředí v kořenové zóně pomocí jednoho nebo dvou primárních mechanismů. První mechanismus představuje schopnost rostliny produkovat a exportovat kyslík do nasyceného prostředí, přičemž míra okysličování je v rozsahu 0,5 molů na m² za den (Sheper et Tsao, 2003). Pomocí druhého mechanismu dochází k přesunu atmosférického kyslíku do kořenové oblasti pomocí difuze. Oba tyto mechanismy podporují růst v rhizosféře a zvyšují biodegradaci anorganických kontaminantů (Sheper et Tsao, 2003). Kořeny vylučují do půdy mnoho organických sloučenin, jako jsou cukry a alkoholy, které jsou nezbytné pro činnost půdních bakterií. Díky dostatku živin pak počet půdních mikroorganismů stoupá a dochází ke stimulaci jejich půdní aktivity, což je velice důležité při odbourávání okolních populantů. Na obrázku 10 je zakresleno vylučování exudátů (cukry, alkoholy, kyseliny, fenoly) kořeny rostliny do rhizosféry a účast půdních mikroorganismů na průběh biodegradace. U rizodegradace není potřebný sběr rostlinné biomasy, jelikož degradace kontaminantu probíhá přímo v půdě (Soudek et al., 2007).

Obr. 10: Schéma rizodegradace

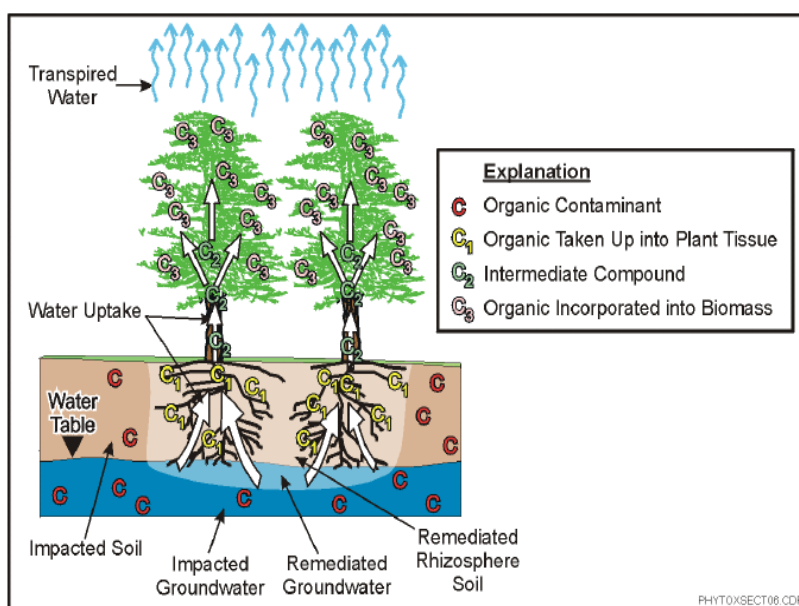


Zdroj: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/bscit/Fytoremediace>

4. Fytodegradace

Fytodegradace představuje příjem, metabolizování a degradaci kontaminantů v rostlině nebo degradaci v půdě, kalech, sedimentech, spodních a povrchových vodách prostřednictvím enzymů, které produkuje a uvolňuje rostlina (Masarovičová et al., 2010). Obrázek 11 vysvětluje příjem organických kontaminantů přes kořeny do nadzemní části rostlin a začlenění do biomasy. Některé rostliny jsou schopné převést organické látky až na základní stavební kameny a ty poté použít pro svůj růst. Jedná se o proces, při kterém dochází k destrukci kontaminantů, jako jsou organické látky, herbicidy, pesticidy, insekticidy a chlorované rozpouštědla. Fytodegradace úzce souvisí s rhizodegradací. Současný výzkum se zaměřuje na to, zda specifické rostlinné biomolekuly jsou aktivní uvnitř, vně nebo v obou režimech půdního prostředí (Sheper et Tsao, 2003).

Obr. 11: Schéma fytodegradace



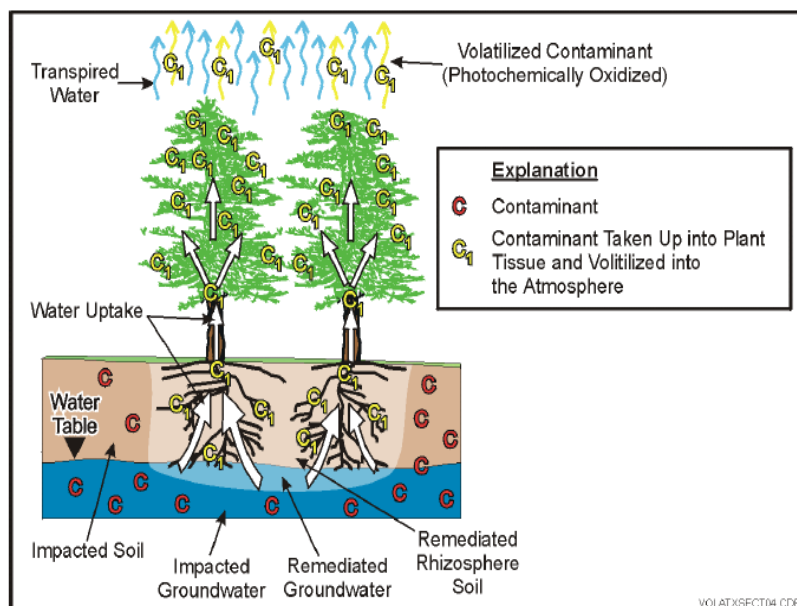
Zdroj: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/bscit/Fytoremediace>

5. Fytovolatilizace

Fytovolatilizace umožňuje příjem kontaminantů rostlinou a následné uvolnění prchavého kontaminantu (Masarovičová et al., 2010). Při fytovolatilizaci dochází k příjmu kontaminantu kořenovým systémem a následnému transportu do nadzemní části rostliny, v některých případech následovaný biotransformací kontaminantu. Poté dochází k transpiraci těkavého kontaminantu do atmosféry. Tímto způsobem je možné ze zamořeného prostředí odstranit arsen, rtuť a selen, které existují jako těkavé hydridy nebo methylderiváty. Při fytovolatilizaci není nutné rostlinný materiál sklízet a není potřeba, aby hyperakumulující rostlina vytvářela

velké množství biomasy. Dalším pozitivním efektem je minimální narušení ekosystému. Z opačného pohledu je použití fytovolatilizace poměrně diskutabilní, jelikož u této metody nedochází k odstranění kontaminace, ale pouze k přesunu kontaminantu z půdy do ovzduší (Masarovičová et al., 2010). Obrázek 12 znázorňuje vstup kontaminantů přes kořeny do nadzemní části rostliny a následný transport do atmosféry.

Obr. 12: Schéma fytovolatilizace



Zdroj: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/bscit/Fytoremediace>

Remediace půd je možno provádět dvěma způsoby, a to buď přímo na místě (in situ) nebo po převozu kontaminované zeminy (ex situ). Fytotechnologie jsou typické pro metodu „in situ“ (Phytotechnologies, 2009). Obě metody vyžadují speciální vybavení, které je velice nákladné a existuje zde sekundární riziko kontaminace půdy. Nelze je tedy použít pro větší množství zeminy, navíc toto opatření představuje trvalé fyzikálně-chemické změny půdních charakteristik a potencionálně může způsobit oslabení biologické aktivity zeminy. V následující tabulce jsou stručně shrnuty možnosti a směr využití jednotlivých metod fytořemediace, stejně tak rostliny vhodné k jednotlivým metodám (Soudek et al., 2007). Tabulka 6 uvádí druhy používaných metod pro odstranění kontaminantů, matrici – půdu, podzemní vodu, sedimenty, skládky, místa uložených kontaminantů a druhy rostlin vhodných pro jednotlivé aplikace. Například peníze modravý je schopný akumulovat více těžkých kovů - Cd, Pb, Zn.

Správně provedená fytořemediace pomáhá zlepšit životní prostředí. Pro každý konkrétní projekt se však musí nalézt vhodné druhy rostlin a správný postup jejich pěstování. Při výběru

rostlin hraje hlavní roli nárůst biomasy a schopnost dekontaminovat půdu od konkrétní látky. Důležitá je také schopnost akumulovat látky do nadzemní části, jelikož se tím usnadní sklizeň.

Tab.6: Fytoremediační aplikace

Aplikace	Medium	Kontaminanty	Typické rostliny
Fytotransformace	Půda, podzemní voda, výluhy ze skládek	Herbicidy, chlorované alifatické uhlovodíky	Freatofytické stromy (vrba, topol), trávy (žito, kostřava, troskut prstnatý), Fabaceae (jetel, vojtěška, vigna)
Rhizosferní bioremediace	Půda, sedimenty	Biodegradovatelné organické látky	Troskut prstnatý, kostřava, žito, moruše, jabloň, vrba, topol)
Fytostabilizace	Půda	Kovy (Pb, Cd, Zn, As, Cu, Cr, Se, U), hydrofobní org. sloučeniny, které nejsou degradovatelné	Freatofytické stromy pro hydraulickou kontrolu, trávy s vláknitými kořeny pro kontrolu eroze.
Fytoextrakce	Půda, sedimenty	Kovy (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu)	Hořčice sarepská, slunečnice, peníze modravý
Rhizofiltrace	Podzemní voda, odpadní voda	Kovy (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu), radionuklidy	Vodní rostliny (orobinec, růžkatec, řasy, parožnatka, stolistek vodní
Fytovolatilizace	Půda, sedimenty	Se, As, Hg, těkavé organické sloučeniny	Mokřadní rostliny, freatofytické stromy pro zachycení podzemních vod

Fytoremediace se v současné době pomalu stává jednou z velmi efektivních metod pro kontrolu a odbourávání xenobiotik. Kromě výše uvedených výhod má i další pozitivní účinek v kontaminované oblasti. Jejím působením vzrůstá množství organického kyslíku v půdě, který stimuluje aktivitu mikroorganismů. Na druhé straně je třeba si uvědomit fakt, že tato metoda není aplikovatelná pro všechny škodlivé látky (Kučerová et al., 1999).

3.5.1. Hyperakumulátory

Koncept využívání rostlin k čištění kontaminovaného prostředí není nový. Již před 300 lety byl navržen postup pro využívání rostlin k čištění odpadních vod (Hartmann, 1975). Koncem 19. století bylo zdokumentováno použití prvních rostlin schopných akumulovat toxické kovy. Těmito rostlinami byly peníze rolní (*Thlaspi caerulescens*) a violka žlutá (*Viola calaminaria*).

Hyperakumulátory jsou obvykle definovány jako rostlinné druhy schopné akumulovat kovy v hladinách 100x vyšší než jsou koncentrace stanovené v běžných neakumulujících rostlinách (Brooks, 1998). Do současnosti bylo popsáno a zkoumáno asi 450 rostlinných druhů z více než 45 rostlinných čeledí, které jsou schopny hyperakumulovat kovy (Soudek et al., 2007).

Fytoremediace půd s využitím přirozených hyperakumulujících rostlin je levný a ekologicky šetrný postup odstraňování kontaminantů ze zamořených půd. Rostliny vhodné pro fytoremediaci by měly disponovat několika typickými znaky (Fišer et al., 2010):

- schopností tolerovat a akumulovat kovy,
- rychle růst a tvořit dostatečné množství biomasy,
- být snadno sklíditelné a mít vhodné agrotechnické vlastnosti.

V následující tabulce 7 jsou uvedeny nejznámější hyperakumulující rostliny a příslušné kovy, které jsou tyto rostliny schopny akumulovat. Významným hyperakumulátorem, který je schopen akumulovat několik kovů, je huseníček rolní (*Arabidopsis thaliana*), obrázek 14, jako jsou zinek, měď, olovo, mangan, fosfor. Mezi nejvíce využívané a probádané rostliny v tomto směru patří penízeček modravý (*Thlaspi caerulescens*) obrázek 13, který akumuluje zinek, kadmium a fosfor.

Tab. 7: Hyperakumulátory (upraveno dle (Lasat, 2000))

Hyperakumulátor	Kov
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Zn, Cd, P
<i>Ipomea alpina</i>	Cu
<i>Serbetia acuminata</i>	Ni
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Zn, Cu, Pb, Mn, P
<i>Thlaspi goesingens</i>	Ni
<i>Astragalus racemosus</i>	Se
<i>Arabidopsis halleri</i>	Zn, Cd
<i>Stackhousia tryonii</i>	Ni
<i>Hemidesmus indicus</i>	Pb
<i>Salsola kali</i>	Cd
<i>Sedum alfredii</i>	Pb, Zn
<i>Camellia thea</i>	Al

Obr. 13: Penízek modravý (*Thlaspi caerulescens*)



Zdroj: Elektronický herbář, dostupný z <http://www.e-herbar.net>

Obr. 14: Huseníček rolní (*Arabidopsis thaliana*)



Zdroj: Elektronický herbář, dostupný z <http://www.e-herbar.net>

Na obrázku 15 je zobrazen Čajovník čínský (*Camellia thea*), rostlina schopná hyperakumulovat hliník.

Obr. 15: Čajovník čínský (*Camellia thea*)



Zdroj: Elektronický herbář, dostupný z <http://www.e-herbar.net>

Vedle již zmiňovaných výhod hyperakumulátorů se mezi jejich nevýhody řadí pomalý růst a malá produkce biomasy. Většina těchto rostlin akumuluje pouze určitý typ kontaminantu. Nejvíce kovů je schopen akumulovat již zmiňovaný penízeček modravý (*Thlaspi caerulescens*). Ten dokáže akumulovat až 3 % zinku v sušině bez známek poškození, dále pak Cd a Pb (Lasat, 2000). Je málo takových rostlin schopných akumulovat více jak dva druhy kovu. Proto se do popředí vědeckého zájmu soustřeďují nové biologické techniky, jejichž předmětem je využívání geneticky modifikovaných rostlin. Cílem je připravit takovou rostlinu, která dokáže polutant nejen akumulovat nebo degradovat, ale také aby byla odolná k daným koncentracím polutantů a aby její agrotechnologické vlastnosti byly pro pěstování výhodné (Nováková et al., 2008). Tyto rostliny jsou souhrnně označovány jako transgenní rostliny. Jejich genetická informace byla pozměněna zásahem vnějšího prostředí za účelem zvýšení užitné hodnoty. Do rostlin se za účelem zlepšení jejich vlastností vnášejí bakteriální, kvasinkové a savčí geny, nebo se zvyšuje exprese již přítomných rostlinných genů. Za první generaci transgenních rostlin jsou považovány rostliny s odolností proti patogenním škůdcům, za druhou generaci jsou považovány ty rostliny, u kterých je rostlina komplexněji chráněna proti více stresorům (Bláha, 2011).

Transgenní rostliny pro fytoremediaci anorganických polutantů jsou založeny na znalostech mechanismů akumulace těžkých kovů, tzn. přenosu těžkých kovů přes membránu z kořenů do nadzemních částí, jejich chelatace v cytosolu s phytochelatinu, metalothioneiny, glutathionem a následným uskladněním ve vakuole (Nováková et al., 2008). Byly ovšem studovány také rostliny exprimující bakteriální gen (ACC demiasu). Proto připravené transgenní rostliny *Solanum lycopersicum* (rajče jedlé) obsahující tento gen, produkují méně ethylenu než netransgenní rostlina. Tyto transgenní rajčata jsou méně náchylná ke stresu a jsou schopná růst v přítomnosti Cd, Co, Cu, Ni, Pb a Zn, popřípadě je i akumulovat (Nováková et al., 2008). V případě transgenních rostlin používaných pro fytoremediaci organických polutantů se do rostlin vnášejí některé bakteriální nebo savčí geny za účelem zvýšení biodegradace organických látek. Z bakteriálních genů to mohou být např. geny pro degradaci trinitrotoluenu (TNT), geny pro degradaci aromatických uhlovodíků a geny pro degradaci polychlorovaných bifenyly (Nováková et al., 2008).

3.5.2. Výhody a nevýhody fytoremediace

Půdy zamořené těžkými kovy se zpravidla obtížně dekontaminují. Současné technologie využívají především odklizení kontaminované zeminy a následné použití fyzikální nebo

chemické separace kontaminantů (Lasat, 2000). Toto řešení může být navíc dosti finančně náročné. Výhodou fytořemediace oproti ostatním technologiím je především její finanční výhodnost a šetrnost k přírodě. Proces probíhá přirozeně za využití solární energie. Největším benefitem této metody se zdá být fakt, že rostliny rostou přímo na kontaminované půdě a není tedy vyžadováno masivní odčerpávání zeminy. Ve srovnání s tradičními metodami, kde tímto dochází k degradaci půdních struktur a redukce úrodnosti, fytořemediační technologie jsou k přírodě velmi šetrné, jelikož k dekontaminaci půdy dochází na základě přirozených procesů. Naproti tomu jako nevýhodu lze označit skutečnost, že se zpravidla jedná o proces dlouhodobý a existuje zde riziko přenosu toxických prvků do dalšího potravinového řetězce. Mezi další nevýhody procesu patří malé rozměry vhodných rostlin (hyperakumulátorů) a nízký transport rostlinou – látky se akumulují především v kořenech. Aby byla zvolená metoda fytořemediace opravdu účinná, musí rostlinná sušina obsahovat více polutantů, než je obsaženo v okolní půdě. Pro úspěšnou fytořemediaci je nutná biologická přístupnost kontaminantů z půdy do rostliny, která je dána zejména rozpustností kontaminantu, stářím kontaminace a typem půdy. Fytotechnologie patří mezi metody aplikovatelné v širokém rozsahu podmínek. Ve srovnání s ostatními alternativními technologiemi je fytotechnologie jednou z mála, kterou je možno aplikovat pro odstranění organických i anorganických kontaminantů, sedimentů, povrchových a podpovrchových vod (Phytotechnologies, 2009). V následující tabulce 8 jsou shrnuty nejběžnější limitující faktory úspěšné fytořemediace (Lasat, 2000).

Tab. 8: Limitující faktory fytořediacie (Lasat, 2000)

Limitující faktory rostlin	Regulační limitující faktory	Ostatní limitující faktory
Nízká tolerance rostlin	Nedostatek nákladů	Kontaminant pod kořenovou zónou
Nedostatečná translokace kontaminantu v kořenu	Neznalost předpisů a technologií	Zdlouhavý proces
Nedostatečná velikost rostliny pro fytořediaci	Likvidace kontaminovaného odpadu	Kontaminant v biologicky nedostupné formě
	Riziko kontaminace potravinového řetězce	Nedostatek druhů rostlin vhodných pro fytořediaci

Zvýšit účinnost fytořediacie lze několika způsoby, a to přidáním syntetických chelátorů do půdy, selekcí rostlin, zvolením optimální hustoty výsadby, hnojením, střídáním plodin nebo zavlažováním. Aplikací syntetických chelátorů se dosáhne zvýšení dostupnosti kovů pro rostliny na základě vazby mezi chelátorem a kovem. Vzniklý komplex ligand - kov je pak lépe rostlinou přijímán. Mezi nejpoužívanější chelátory patří kyselina diethyldiamintetraoctová (EDTA). Dalším prvkem zvýšení účinnosti fytořediací techník představuje aplikace půdních bakterií. Ty dokáží měnit pH půdy a tím zlepšovat přístupnost kovů rostlině (Romkens et al., 2002).

Vývoj a aplikace metod zvyšování účinnosti fytořediacie byl a stále je předmětem rozsáhlých vědeckých výzkumů. Příkladem je projekt OC 837.10: Studium fytořediacie v podmínkách in vitro. Tento projekt se zabýval studiem fytořediacie s využitím tkáňových a hydroponických kultur vyšších rostlin jako modelového systému. Tímto způsobem bude možné kontrolovat degradaci xenobiotik a dále izolovat a degradovat jejich produkty v laboratorních podmínkách s vyloučením vlivu počasí a roční doby. Projekt byl ukončen v roce 2004 a celkové náklady na jeho realizaci dosáhly 8 milionů korun. Dosažené poznatky a výsledky projektu byly shrnuty do knihy „Phytoremediation Inventory“ (Studium Fytořediacie v podmínkách in vitro. Řešitel: RNDr. Tomáš Vaněk, CSc).

4. ZÁVĚR

Cílem bakalářské práce bylo shrnutí poznatků o vlivu těžkých kovů na strukturu rostlin a jejich schopnost dekontaminovat znečištěné životní prostředí. Pozornost byla zaměřena na vliv kadmia, zinku, olova a hliníku, tedy na prvky, které jsou v nadlimitním množství pro rostliny nejvíce toxické. V práci jsem se soustředila i na vliv znečištění ropou s uvedením konkrétního příkladu možné fytořemediace.

1. Toxické látky negativně ovlivňují vývoj rostliny ve všech fázích jejich ontogenetického vývoje.
2. Toxické látky snižují výnos a kvalitu plodin.
3. Toxické látky negativně ovlivňují metabolismus rostlin.
4. Toxické látky se hromadí v těle rostlin a tím dochází k jejich přenosu v rámci potravního řetězce.
5. Jako nejrizikovější se jeví působení toxických kovů, především olova, kadmia a hliníku.
6. V rámci fytořemediací se využívají např. tyto druhy rostlin horčice sareptská, slunečnice modrá, kostřava, žito, světlice barvířská, sléz krmný, komonice jednoletá, jetel vojtěška, troskut prstnatý, z vodních rostlin např. orobinec, parožnatka a stolístek vodní a ze stromů např. vrba a topol.
7. Mezi nejznámější a nejvíce prozkoumané hyperakumulátory patří např. penízek modravý, violka žlutá, huseníček rolní, čajovník čínský a rozchodník cibulkonosný.

5. POUŽITÁ LITERATURA

Adriano, D. C. 2001. Trace elements in the terrestrial environment: Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd edition. New York: Springer-Verlag. ISBN: 0-387-98678-2.

Alloway, B. J. 1990. Heavy Metals in Soils. 2nd edition: Blackie Academic & Professional. London. p. 348.

Ashraf, M., Ozturk, M., Ahmad, MSA. 2010. Plant Adaptation and Phytoremediation. Springer. London. London. p. 481. ISBN: 978-90-481-9370-7.

Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Reeves, R. D, Smith, JAC. 2000. Metal Hyperaccumulator Plants: Review of the Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: Terry N., Bañuelos G. (2000). Phytoremediation of Contaminated Soils and Water, Lewis Publishers CRC, BocaRaton. Florida. USA. 85-108.

Batysta, M. 2011. Interakce půda-rostlina z hlediska transportu prvků v prostředí lesních půd ovlivněných acidifikací. Disertační práce. ČZU v Praze. Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů. Praha. 73 s.

Beneš, S. 1994. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. II. část. Ministerstvo zemědělství ČR v Agrospoji. Praha 159 s. ISBN: 80-7084-090-0.

Bienik, J. 1982. Ropa, zemný plyn a životné prostredie. Alfa vydavateľstvo technickej a ekonomickej literatury. Bratislava. 240 s. ISBN: 63-132-82.

Bláha, L. Hnilička, F. Hniličková, H. Holubec, V. Möllerová, J. Štolcová, J. Zieglerová, J. 2003. Rostlina a stres. VÚRV. Praha. 156 s. ISBN: 80-86555-32-1.

Bláha, L. (ed.). 2010. Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin 2010: Sborník příspěvků. VÚRV, v.v.i. Praha & Česká zemědělská univerzita v Praze. 307 s. ISBN: 978-80-7427-024-6.

Bláha, L. 2011. Znaky adaptability k podmínkám stresu u zemědělských plodin. In: Salaš, P. (ed.) Rostliny v podmínkách měnícího se klimatu. Lednice 20.–21.10. 2011. Úroda, vědecká příloha. 726-735 s. ISSN: 0139-6013.

Borůvka, L. 1996. Specie těžkých kovů v kontaminované půdě. In: Mikroelementy 96. Česká společnost chemická. Praha. 60-63 s.

Brooks, R. R. 1998. General Introduction. In: R. R. Brooks (ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining. CAB International. New York. p. 1-14.

Cibulka, J. (ed.). (1991). Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academica. Praha. 427 s. ISBN: 80-200-0401-7.

Clemens, S., Palmgren, M. G., Krämer, U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Trends Plant Science. 7. 309-315.

Cudlín, P., Novotný, R., Moravec, I., Chmelíková, E. 2001. Retrospective evaluation of the response of montane forest ecosystems to multiple stress. Ekológia. 20. 108-124.

Cunningham, S. D., Huang, J. W., Chen, J., Bert, W. R. 1996. Phytoremediation of contaminated Soils: Progress and Promise. Abstract of Paper of the American Chemical Society. 212. 87.

Degraff, J. V. (ed.). 2007. Understanding and Responding to Hazardous Substances at Mine Sites in the Western United States. USA: The Geological Society of America. Boulder. Colorado. p. 180. ISBN: 978-0-8137-4117-8.

Chang, L. W., Magos, L., Suzuki, T. 1996. Toxicology of Metals .CRC. Lewis Publishers. p. 1198. ISBN: 1566708036.

Fišer, J., Macková, M., Nováková, M., Macek, T. 2010. Genetické modifikace rostlin pro zvýšení akumulace těžkých kovů. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze a Ústav organické chemie a biochemie AV ČR. Praha. 399 s.

Förstner, U., Wittmann, G. T. W. 1979. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag-Berlin. Heidelberg. New York. 486.

Grime, J. P. 2001. Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties, 2nd Edition. USA. John Wiley & Sohn. p. 419. ISBN: 0-471-49601-4.

Harrison, R. M., Chirgawi, M. B. 1989. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I. Use of filtered air growth cabinet, II.29 Translocation of atmospheric and laboratory-generated cadmium aerosols to and within vegetable plants, III. Experiments with field grown plants. Science of the Total Environment. 83. 13-62.

Hartman, W. J. Jr. 1975. An evaluation of land treatment of municipal wastewater and physical siting of facility installations. In: Sherameti, I. Varma, A. (eds.). 2010. Soil Heavy Metals. Springer Berlin Heidelberg. ISBN: 978-3-642-02435-1.

Hopkins, G. W. 1999. Introduction to Plant Physiology. John Wiley and Sons. Inc. Chichester. p. 512. ISBN: 0-471-9281-3.

Horák, V., Dolejšová, J., Hejtmánková, A. 1995. Toxicita hliníku v rostlinách. Rostlinná výroba. 41. 239-245.

Hrubý, J., Badalíková, B., Bartlová, J. 2009. Využití kompostu a netradičních plodin při dekontaminaci půdy znečištěné motorovou naftou. In: Kapitoly z moderního pěstivařství 2010. Vydavatelství Ing. Petr Baštan. Olomouc. 192 s. ISBN: 978-80-86908-20-5.

Kafka, Z., Punčochářová, J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chemické listy. 96. 611-617.

Kamlar, M., Uhlík, O., Kohout, L., Harmatha, J., Macek, T. 2010. Steroidní hormony: funkce, mechanismus účinku a význam. Chemické listy. 104. 93-99.

- Kranner, I., Minibayeva, V., Beckett, R. P., Seal Che. 2011. What is stress? Concepts, definitions and applications in seed science. *New Phytologist*. 188. 655-673.
- Krasensky, J., Jonak, C. 2011. Drought, salt and temperature stress-induced metabolic rearrangements and regulatory networks, *Journal of experimental Botany*. 63 (4). 1593-1608.
- Kučerová, P. Macková, M., Macek, T. 1999. Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických populantů a xenobiotik z životního prostředí. *Chemické listy*. 93. 19-26.
- Kuráň, P., Nováková, J., Janoš, P. 2011. Možnosti stanovení uhlovodíků C10-C40 v kompostech a kalech metodou plynové chromatografie s plamenově-ionizačním detektorem s klasickým injektorem s děličem a bez děliče toku. *Chemické listy*. 105. 133-37
- Larcher, W. 2003. *Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups*. Springer-Verlag. New York. p. 513. ISBN: 3-540-43516-6.
- Lasat, M. M. 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soils: a review of plant/soil metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*. Volume 2. 5-25.
- Lasat, M. M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31. 109-120.
- Lepoivre, P. 2003. *Phytopathologie: Bases moléculaires et biologiques des pathosystemes et fondements des stratégies de lutte*. De Boeck & Larcier s.a. Bruxelles. p. 432. ISBN: 2-8041-4115-2.
- Levitt, J. 1980. *Responses of Plants to Environmental Stresses: water, radiation, salt and other stresses*. Academic Press. p. 607. ISBN: 9780124455023.
- Lichtenhaler, H. K. 1998. The Stress Concept in Plants. An Introduction. *Annals of the New York Academy of the Sciences*. 851. 187-198.
- Macková, M., Dowling, D. N., Macek, T. (eds.). 2006. *Phytořemediation and Rhizoremediation*. Springer, Dordrecht. 285 s. ISBN: 1-4020-4952-8 (HB).

Masarovičová, E., Repčák, M. 2002. Fyziologia rastlin. Vydavateľstvo Univerzity Komenského. Bratislava. 303 s. ISBN: 80-223-1615-6.

Masarovičová, E., Králová, K., Peško, M. 2010. Aktuálne aspekty teoretických základov a využívanie fyto technológií. Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin: Sborník příspěvků. ISBN: 978-80-7427-024-6.

Masayuki, A., Chisato, T. 2001. Effect of aluminium stress on photosynthesis of *Quercus glauca*. Tumb. Plant Soil. 237. p. 137-146.

Martin, T. J., Juniper, EB. 1970. The cuticles of plants. Edward Arnolg. Edinburgh. p. 347. ISBN: 0713122455.

McLaughlin, M. J., Singh, B. H. 1999. Cadmium in Soils and Plants. Dordrecht.. Kluwer Academic Publishers. p. 271. ISBN: 0-7923-5843-0.

Mohr, H., Schopfer, P. 1995. Plant Physiology, Springer-Verag. Berlin. 633 s. ISBN: 3-540-580-16-6.

Němeček, J., Vácha, R., Podlešáková, E. 2010. Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. v.v.i. 148 s. ISBN: 978-80-86561-02-4.

Niebor, E., Richardson, D. H. S. 1980. The replacement of the nondescript term heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. Environmental Pollution Series B. 1. 3-26.

Orcutt, D. M., Nilsen, E. T. 1996. Physiology of Plants under Stress: Soil and Biotic Factors. John Willey and Sons. Inc. p. 677. ISBN: 0-471-17008-9.

Piterková, J., Tománková, K., Luhová, L., Petřivalský, M., Peč, P. 2005. Oxidativní stres: lokalizace tvorby aktivních forem kyslíku a jejich degradace v rostlinném organismu. Chemické listy. 99. 455-466.

Podlešáková, K., Tarkowská, D., Pěnčík, A., Oklešťková, J., Turečková, V., Floková, K., Tarkowski, P. 2012. Nové trendy v analýze fytohormonů. Chemické listy. 106. 373-379.

- Prasad, M. N. V. 2004. Heavy Metal Stress in Plants: From Biomolecules to Ecosystems. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. ISBN: 3-540-40131-8.
- Raclavská, H. 1998. Znečištění zemin a metody její dekontaminace. 1. vyd. Ostrava: VŠB-Technická univerzita. 111 s. ISBN: 80-7078-508.
- Romkens, P., Bouwman, L., Japenga, J., Draaisma, C. 2002. Potentials and drawbacks of chelate-enhanced Phytoremediation of soils. Environment Pollution. 116, 109-121.
- Ryan, P. R., Delhaize, E. 2010. The convergent evolution of aluminium resistance in Plants exploits a convenient currency. Functional Plant Biology. 37. 275-284.
- Sheper, T., Tsao, D. T. 2003. Phytoremediation. Springer-Verlag. Berlin. p. 46. ISBN: 3-540-43385-6.
- Schwartz, C., Gérard, E., Perronnet, K., Morel, J. L. 2001. Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smeltes site. Science of the Total Environment. 279. (1-3): 215-21.
- Sillanpää, M., Jansson, H. 1992. Status of Cadmium, Lead, Cobalt and Selenium in Soils and Plants. The Institute of Soils and Environment Agricultural Research Centre. Jokioinen, Finland. p. 194. ISBN: 92-5-103238-6.
- Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Kotyza, J., Vaněk, T. 2008. Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinností. Chemické listy. 102. 346-52.
- Sposito, G. 1996. The environmental chemistry of Aluminium. CRC Press. Inc. Florida. ISBN: 1-566670-0302.
- Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K., Pavlíková, D., Balík, J. 2006. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fytosanitárního a životního prostředí. Praha. 32. s.
- Tölgyessy, J., Piatrik, M., Tölgyessy, P. 1989. Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia. Veda. Bratislava. 1989. 531. s.

Tůma, J., Dvořák, V., Tůmová, L. 2005. Studium změn toxicity těžkých kovů na růst rostlin. In: Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin. Výzkumný ústav rostlinné výroby. Praha. Sborník příspěvků. ISBN: 80-86555-63-1.

Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. 2002. Výživa a hnojení polních a zahradních plodin. Ing. Sedláček. 3. vydání. Praha. 132 s. ISBN: 80-902413-7-9.

VAN Epps, A. 2006. Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons. Environmental Careers Organization for Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. Washington. DC. p. 171.

Wenzel, W. W., Lombi, E., Adriano, D. C. Biogeochemical Processes in the Rhizosphere: Role in Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: Prasad M. N. V., Hagemeyer J. 1999. Heavy metal Stress in Plants. Springer-Verlag Berlin. 273-303.

Whiting, S. N., Spouza, M. P., Terry, N. 2001. Rhizosphere bacteria mobilize Zn for hyperaccumulation by *Thlaspi caerulescens* Environment Science Technology. 35. 3144-3150.

ČSN 75 7505 Jakost vod – Stanovení nepolárních extrahovatelných látek metodou infračervené spektrometrie (NEL IR). 1998. Český normalizační institut.

Vyhláška 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. In: Sběrka zákonů České republiky. 1994. částka 4. s. 1-16.

Zákon č.185/2001 Sb. Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů. In: Sběrka zákonů České republiky. 2001. Částka 71. s. 4074-4113.

Elektronické zdroje

Dieye, P. S., M'backé Séne, F., Djibril, Y. Les polluants: origines et conséquences. [online]. Cours Sainte Marie de Hann. Dakar. Senegal. 2009. [2013-04-02]. Dostupné z <<https://sites.google.com/site/tpesurlaphytoremediationgroupe/les-polluants-origine-et-consequenses>>.

Lamhamdi, M., Bakrim, A., Rharrabe, K., Sayah, F. Effet protecteur de la 20-hydroxyecdysone contre le stress oxydatif provoqué par le plomb lors de la germination du blé tendre (*Triticum aestivum* L.) [online]. Congrès international de Biochimie, Marrakech (Maroc). 2009. [cit. 2013-03-29]. Dostupné z <<http://www.biotech-ecolo.net/biotechnologies-environnement-articles/stres-oxydatif.html>>.

Macková, M., Macek, T. Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí. [online]. Praha. Výzkumný ústav rostlinné výroby. 2005 [cit. 2013-03-30]. Dostupné z <www.phyotosanitary.org/projekty/2004/vvf-13-04.pdf>.

Nováková, M., Macková, M., Antošová, Z., Viktorová, J., Trbolová, L., Sylvestre, M., Fišer, J., Macek, T. 2008. The use of genetically modified plants for remediation of contaminated soil. [online]. Institute of Chemical Technology Prague. Dostupné z: <http://www.ekomonitor.eu/sites/default/files/soubory/2012/contents_0.pdf>.

Racek, Jaroslav. Elektronický herbář [online]. [cit. 2013-01-30]. Dostupné z: <<http://www.e-herbar.net>>.

Technical/Regulatory Guidance. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decisions Trees. Revised [online]. The Interstate technology&Regulatory Council. Washington. 2009 [cit. 2013-03-15]. Dostupné z: <www.itrcweb.org/Guidance/GetDocument?documentID=64>.

Technical/Regulatory Guidance (ITRC 2001). Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document. [online]. The Interstate technology&Regulatory Cooperation Work Group [cit. 2013-03-12]. Dostupné z: <<http://www.state.nj.us/dep/dsr/bscit/Phytoremediation.pdf>>.

Tlustoš, P., Pavlíková, D., Balík, J. 2006. Mechanismus příjmu rizikových prvků rostlinami a jejich hromadění v biomase [online]. Praha. Vědecký výbor fyto-sanitárního a životního prostředí. 2006 [cit. 2012-12-12]

Dostupné z :<www.phytopsanitary.org/projekty/2005/VVF_05_2005.pdf>

Metodický pokyn č.3/2008 odboru ekologických škod MŽP [online] k řešení problematiky stanovení indikátoru možného znečištění ropnými látkami při sanacích kontaminovaných míst [cit. 2013-03-13].Dostupné z

<[http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/\\$FILE/vestnik_3-2008_3%20metod%20pokyn.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/vestnik_3-2008_3%20metod%20pokyn.pdf)>.

Informační systém výzkumu, experimentálního vývoje a inovací. [online]. Výzkum, vývoj a inovace podporované z veřejných prostředků ČR [cit. 2013-03-03]. Dostupné z: <http://www.isvav.cz/projectDetail.do?rowId=OC+837.10>>.

Xenobiochemie rostlin IV. In: SOUDEK, Petr. [online]. Akademie věd České republiky: Laboratoř rostlinných biotechnologií [cit. 2013-01-30]. Dostupné z: <<http://lpb.ueb.cas.cz/prednaska04.pdf>>