

Titulní stránka :

PODZIMNÍ ŠKOLA

12. ročník
Praha, říjen 2008

Pořádá katedra fyziky FEL ČVUT v Praze,
Česká společnost pro biochemii
a molekulární biologii, Ústav biochemie
a mikrobiologie VŠCHT Praha,
ÚOCHB AV ČR, v.v.i.
ve spolupráci s MŠMT

Generální partner : ČEZ, a.s.

Vážené kolegyně, vážení kolegové,

držíte v rukou sborník přednášek 12.ročníku týdenní školy pro středoškolské učitele přírodovědného zaměření. Letošní přednášky jsme zaměřili převážně na tematiku ekologie, životní prostředí, přírodovědné a technické obory.

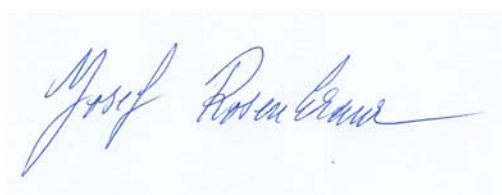
Budeme rádi, když získané poznatky použijete k formování chování Vašich studentů k přírodě a životnímu prostředí. Mladí lidé by si měli uvědomit, že se musíme chovat šetrně a ohleduplně vůči naší přírodě. Jistou dobu vydrží drancování a nešetrné zacházení, ale pak následuje adekvátní reakce (změny klimatických podmínek, neúroda-sucho, povodně, atd.). Příroda dokáže sama během několika let srovnat vzniklé výkyvy, pokud ovšem člověk zásadně nenarušil svou činností rovnováhu. Lidé totiž již dávno přestali být součástí přírodních společenstev, téměř každá jejich činnost přírodu ohrožuje a přitom bez přírody nemohou žít. Musí jí tedy bránit před sebou samými. K tomu je nutno ji však dobře poznat.

Získáte nové poznatky, které přispějí k obohacení a zpestření náplně Vašich předmětů a mohou být užitečné i v osobním životě.

Věřím, že při diskusi s Vámi během Podzimní školy, získáme od Vás cenné informace, které využijeme v naší práci. Společným úsilím je získat středoškoláky a vzbudit v nich zájem o přírodovědné a technické obory.

Týdenní škola „Praha 2008“ je organizována s podporou grantu MŠMT ČR v programu „Národní program výzkumu II. – Lidské zdroje.“. Rád bych poděkoval elektrárenské společnosti ČEZ, a.s. za finanční prostředky poskytnuté pro uspořádání této školy. Poděkování též patří Ústavu biochemie a mikrobiologie VŠCHT Praha za přípravu laboratorních praktik.

Závěrem bych Vám chtěl za organizátory této akce popřát mnoho sil a dostatek energie při Vaší nelehké práci při výchově a vzdělávání mladé generace.



PROGRAM PODZIMNÍ ŠKOLY 2008

26.10. – 31.10.2008

Neděle 26.10.2008 místo konání VŠCHT, Technická ulice, budova B	
8:00	Sraz účastníků před VŠCHT v Technické ulici před budovou B
18:30	Večeře v hotelu Krystal
Pondělí 27.10.2008 místo konání ÚOCHB AV ČR, Flemingovo náměstí 2, zasedací místnost, I. Patro	
8:45 – 9:15	Registrace účastníků
9:15 – 10:00	Slavnostní zahájení
10:15 – 11:45	Ivan Holoubek: Chemické problémy znečištění životního prostředí
12:00 – 13:45	Oběd
14:00 – 15:30	Martina Macková: Jsme opravdu odsouzeni k záhubě toxickými chemikáliemi?: člověk znečišťuje x příroda napravuje
15:45 – 17:15	Vladimír Kočí: Posuzování životního cyklu produktů-enviromentální dopady lidských aktivit
17:30	Večeře
Úterý 28.10.2008 místo konání ÚOCHB AV ČR, Flemingovo náměstí 2, zasedací místnost, I. Patro	
9:00 – 10:30	Lenka Thinová: Ionizující záření kolem nás
10:45 – 12:15	Milan Pospíšil: Biopaliva II. generace
12:30 – 13:45	Oběd v Masarykově koleji
14:00 – 15:30	Zdeněk Staněk: Elektromagnetická pole a elektromagnetické vlny jako faktory životního prostředí
15:45 – 17:15	Benjamin Fragner: Průmyslové dědictví kulturním potenciálem udržitelného rozvoje
17:30	večeře v Masarykově koleji

Středa 29.10.2008	
8:20	Sraz 1. skupiny před budovou ČVUT FEL v Technické 2, exkurze do čistírny odpadních vod
10:20	Sraz 2. skupiny před budovou ČVUT FEL v Technické 2, exkurze do čistírny odpadních vod
13:20 – 14:00	Oběd v Technické menze
14:15 – 15:45	Vladimír Ždímal: Aerosoly letem světem
16:00 – 17:30	Jan Schröfel: Ložiska nerostných surovin ve vztahu k životnímu prostředí
17:45	večeře v Technické menze
Čtvrtek 30.10.2008 místo konání ÚOCHB AV ČR, Flemingovo náměstí 2, zasedací místnost, I. Patro	
9:15 – 10:45	Stanislav Pekárek: Některé ekologické aspekty elektrických výbojů za atmosférického tlaku
11:00 – 12:30	Michal.V. Marek: Uhlíková deponia v ekosystémech České republiky
12:45 – 13:45	Oběd v Technické menze
14:00 – 15:00	Asociace pro mládež, vědu a techniku, středoškolské soutěže
15:15 – 16:15	Marie Dufková: Vzdělávací program ČEZ , předvedení soupravy pro měření ionizačního záření
16:30 – 17:30	Diskuse s účastníky o problematice výuky fyziky na středních školách
18:00	Slavnostní večeře bude upřesněna.
Pátek 31.10.2008 místo konání ÚOCHB AV ČR, Flemingovo náměstí 2, zasedací místnost, I. Patro	
9:00 – 10:30	Jan Pokorný: Mokřady – jejich úloha a funkce v energetické bilanci krajiny
10:45 – 11:45	Předání osvědčení o absolvování podzimní školy, závěrečná diskuse
12:00	Oběd v Technické menze.

OBSAH

Ivan Holoubek: Chemické problémy znečištění životního prostředí	6
Martina Macková: Jsme opravdu odsouzeni k záhubě toxickými chemikáliemi?: člověk znečišťuje x příroda napravuje	13
Vladimír Kočí: Posuzování životního cyklu produktů-enviromentální dopady lidských aktivit	30
Lenka Thinová: Ionizující záření kolem nás	44
Milan Pospíšil: Biopaliva II. generace	62
Zdeněk Staněk: Elektromagnetická pole a elektromagnetické vlny jako faktory životního prostředí	72
Benjamin Fragner: Průmyslové dědictví kulturním potenciálem udržitelného rozvoje	125
Vladimír Ždímal: Aerosoly letem světem	141
Jan Schröfel: Ložiska nerostných surovin ve vztahu k životnímu prostředí	145
Stanislav Pekárek: Některé ekologické aspekty elektrických výbojů za atmosférického tlaku	151
Michal V. Marek: Uhlíková deponia v ekosystémech České republiky	159
Jan Pokorný: Mokřady – jejich úloha a funkce v energetické bilanci krajiny	167

CHEMICKÉ PROBLÉMY ZNEČIŠTĚNÍ ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Ivan Holoubek

1. ÚVOD

Dvacáté století bylo označováno jako století chemie. Syntéza nových chemických látek nabyla nepředstavitelných rozměrů. V roce 1990 evidovaly v Chemical Abstracts Services v katalogu 10 milionů chemicky definovatelných látek a uvádí se, že každoročně přibývá obrovské množství dalších. Více než půl milionu chemických látek je produkováno každoročně v tunových objemech a s těmi pak přichází do kontaktu většina lidské populace, často v toxikologicky významných dávkách po kumulaci v potravních řetězcích.

Zkoumání toxických účinků chemických látek má dlouhou historii, ale vědeckou systematickostí přineslo až 20. století. Vývoj laboratorních metod umožnil stanovení koncentrací chemických látek na úrovni ppm a poznání, že četné chemické kontaminanty jsou v životním prostředí všudypřítomné.

Průmyslově užívané chemikálie a nově vyráběné syntetické chemické látky, které nekontrolovaně pronikly do životního prostředí, se staly příčinou epidemií otrav: nemoc Minamata vznikla po kontaminaci potravin v Japonsku organickými sloučeninami rtuť, nemoc ITAI-ITAI byla vyvolána expozicí kadmii, nemoci z rýžového oleje (Yusho a Yucheng) jsou v souvislosti s jeho kontaminací polychlorovanými bifenyly, nemoc Michiganská byla ovlivněna expozicí lidí polybromovaným bifenyly. Jsou známé havarijní úniky chemických látek do životního prostředí v italském Sevesu, i to, že američtí vojenští veteráni z Vietnamu spojují své obtíže s expozicí defoliantu Agent Orange: v obou případech působily polychlorované dioxiny.

Mezi lidmi, zvláště v průmyslově vyspělých zemích, se šíří hysterická obava z chemických látek - chemofobie. Více než účinků toxických se lidé obávají poškození teratogenních a karcinogenních. Obavy z exploze zhoubných nádorů mezi exponovanou populací však byly plané.

2. Osud chemických látek v prostředí

Velké množství chemických látek je v současné době rozšířeno prakticky po celé planetě a to i na místech tisíce kilometrů vzdálených od místa původního použití. Řada z nich se vyráběla a do prostředí vnášela záměrně (pesticidy), velké množství se cíleně vyrábělo a do prostředí dostalo emisemi z výroby, při použití, haváriích, jako odpad. A také existuje velká skupina látek, které vznikají jako vedlejší, nechtěné produkty spalovacích a technologických procesů. Dostávají se do jednotlivých složek prostředí z různých zdrojů a to jak přírodních, tak i antropogenních. Látky mohou být transportovány ve složkách, kam byly primárně emitovány, mohou přecházet přes mezifázové rozhraní do dalších složek prostředí, během tohoto svého transportu mohou být chemicky transformovány a vytvářet sekundární znečištění. Mohou se také díky svým vlastnostem kumulovat jak v abiotických složkách prostředí, tak v živých organismech. Po vstupu do živých organismů se mohou projevit jejich negativní, škodlivé vlastnosti.

Nejvýznamější problémy dnes představují látky znamenající globální problémy jako je narušování ozonové vrstvy či globální oteplování a také látky, jež jsou označovány jako persistentní, toxické. Sem patří jednak toxické kovy a jednak persistentní organické polutanty (PO-Ps). U většiny těchto látek se kombinuje řada nebezpečných vlastností pro živé organismy včetně člověka.

Můžeme si definovat tzv. environmentálně nebezpečné chemické látky - chemický prvek nebo sloučeninu, které mohou být nebezpečné přírodnímu prostředí již v malých koncentracích, protože jsou toxické, mohou být odolné vůči různým formám rozkladu, mají tendenci ke kumulaci v abiotických i biotických složkách prostředí.

Nejproblematictější vlastnosti z hlediska možného nebezpečí pro životní prostředí jsou:

- toxicita
- persistence
- schopnost kumulace a bioakumulace
- schopnost dálkového transportu
- produkce v určitém množství
- určitá environmentální hladina

Definujme si tyto základní pojmy.

Persistence je definována jako schopnost látky zůstat v prostředí po dlouhou dobu beze změny. Persistentní látky jsou odolné vůči chemickému, fotochemickému, termickému i biochemickému rozkladu. To umožňuje jejich koloběh v prostředí a kumulaci v půdách, sedimentech i živých organismech.

Bioakumulace (hromadění v živých organismech) je proces, během kterého živé organismy mohou zachytávat a koncentrovat chemické látky buď přímo z okolního prostředí, ve kterém žijí nebo nepřímo z jejich potravy.

Jako toxicita se definuje schopnost látky způsobovat poškození nebo smrt živých organismů. POPs jsou toxické pro různé organismy. Některé z nich mohou způsobovat vznik rakoviny, jiné podporují její průběh, řada z nich způsobuje vznik imunologických, reprodukčních, vývojových a dalších poruch.

Dálkový transport je to schopnost látky cestovat od původního zdroje do oblastí vzdálených stovky až tisíce kilometrů, kde se nikdy nevyráběly a nepoužívaly (například Arktidy a Antarktidy).

Pohyb látek v prostředí, přechody mezi složkami v prostředí a reakce v prostředí označujeme jako osud chemických látek v prostředí. Zahrnuje:

- vstup do jednotlivých složek prostředí během produkce a spotřeby
- transport danou složkou prostředí, event. kumulace v této složce
- přechod do jiné složky prostředí přes mezifázové rozhraní
- transport novou složkou a další přechody – koloběh prostředím
- chemické, biochemické, fotochemické, termické reakce v prostředí, vznik metabolitů a reakčních produktů vedoucích k sekundárnímu znečištění

Výsledkem je distribuce chemické látky v prostředí, její koloběh prostředím, možný globální výskyt a možné vlivy na organismy, jejich populace, společenstva a ekosystémy.

Pravděpodobně nejproblémovější skupinou organických sloučenin v prostředí jsou látky označované jako semivolatilní, persistentní organické polutanty (SPOPs). Jsou definovány jako skupina organických sloučenin, jejichž dominantními fyzikálně-chemickými a environmentálně-chemickými vlastnostmi jsou odolnost vůči různým degradačním procesům, malá rozpustnost ve vodě, lipofilní charakter, z toho plynoucí výrazná tendence k bioakumulaci a polotěkavost umožňující globální atmosférický transport.

Vlastnosti těchto látek umožňují jejich cirkulaci mezi jednotlivými ekosystémy, přičemž ovzduší je hlavním složkou, v němž k přenosu dochází. Vzhledem k převládajícímu charakteru globálního atmosférického proudění, semivolatilitě a jejich sklonu k postupnému znovu-

vypařování, dochází k systematické migraci těchto látek do chladnějších zeměpisných oblastí bez ohledu na umístění původních zdrojů. Atmosférická depozice je pak převládající cestou mnoha těchto polutantů do moří a oceánů.

Rozsáhlá měření a data z modelů dálkového transportu a difuze ukazují, že persistentní látky jsou v globálním ekosystému všudypřítomné, podléhají dálkovému transportu ovzduším, řekami a oceánickými proudy a jsou trvale detekovány ve vzdálených oblastech, především v citlivých a zranitelných polárních ekosystémech. Tedy na místech velmi vzdálených od místa původní produkce, užití či likvidace a na místech, kde se většinou nikdy nepoužívaly.

Ovzduší je tedy často prvotní složkou vstupu POPs do prostředí, odtud se mohou dostávat do dalších složek prostředí a kontaminovat potravní řetězce včetně potravních řetězců člověka. Tyto látky mají v prostředí ustálený koloběh, který vede k expozici různých živých organismů, včetně člověka.

Laboratorní i terénní experimenty publikované v odborné literatuře potvrzují fakt, že řada persistentních organických polutantů má škodlivé účinky na lidské zdraví. Mnohé z nich mohou poškozovat vnitřní orgány (játra, ledviny, žaludek), mohou porušovat imunitní, nervový a dýchací systém, působí na hladiny jaterních enzymů, způsobují reprodukční poruchy (například poškození plodu, jeho sníženou hmotnost, spontánní potraty), narušují hormonální rovnováhu. Některé z nich také vyvolávaly u experimentálních zvířat vznik zhoubných nádorů.

Množství persistentních látek, které se dostávají do lidského organismu dýcháním, požíváním potravy nebo kontaktem s pokožkou, nepředstavují okamžité ohrožení zdraví (akutní otravu). Je však nutné mít na zřeteli, že jejich působení je dlouhodobé a v současné době nedokážeme předpovědět na základě obsahu těchto látek v lidském organismu, zda konkrétní člověk onemocní například rakovinou nebo ne. Je také nutné si uvědomit, že na organismus člověka i jiných druhů nepůsobí pouze tyto látky, ale celá řada dalších faktorů. V lidském organismu se v současné době nacházejí i jiné, neméně škodlivé chemické látky, uplatňuje se vliv nesprávné výživy, stav imunitního systému organismu, dědičnosti i další faktory.

Vlastnosti POPs látek umožňují jejich cirkulaci mezi jednotlivými ekosystémy, přičemž ovzduší je hlavním složkou, v němž k přenosu dochází. Vzhledem k převládajícímu charakteru globálního atmosférického proudění, semivolatilitě a jejich sklonu k postupnému znovuvypařování, dochází k systematické migraci těchto látek do chladnějších zeměpisných oblastí bez ohledu na umístění původních zdrojů. Atmosférická depozice je pak převládající cestou mnoha těchto polutantů do moří a oceánů.

Rozsáhlá měření a data z modelů dálkového transportu a difuze ukazují, že POPs jsou v globálním ekosystému všudypřítomné, podléhají dálkovému transportu ovzduším, řekami a oceánickými proudy a jsou trvale detekovány ve vzdálených oblastech, především v citlivých a zranitelných polárních ekosystémech. Tedy na místech velmi vzdálených od místa původní produkce, užití či likvidace a na místech, kde se většinou nikdy nepoužívaly.

Jak již bylo řečeno, je atmosféra hlavním transportním médiem POPs na planetě. POPs se mohou v atmosféře vyskytovat v různých podobách:

- adsorbované na tuhých částicích,
- v plynné fázi,
- asociované s atmosférickými aerosoly.

V porovnání s celkovým množstvím POPs je specifická část v atmosféře v daném okamžiku relativně malá. Větší část POPs v plynné fázi se vyskytuje především: ve vzdálených oblastech (koncentrace atmosférických tuhých částic jsou nízké), v oblastech s vysokými atmosférickými teplotami.

Atmosférický transport těchto látek je řízen jejich:

- fyzikálně-chemickými vlastnostmi jako jsou tenze par, rozpustnost ve vodě,
- chemickou stabilitou za environmentálních podmínek (zejména resistencí k fotolytické, hydrolytické či oxidativní degradaci).

I když fotochemická oxidace může přispívat k degradaci POPs, rychlosti degradace nejsou příliš známy. Doba zdržení POPs v ovzduší je ovlivněna zejména mokrou atmosférickou depozicí, suchou atmosférickou depozicí na tuhých částicích a výměnou plynů na rozhraní ovzduší - zemský povrch. Rychlost depozice na povrch a emise z povrchu se velmi liší pro plyny a pro částice.

POPs mohou vstupovat do atmosféry:

přímo:

- rozprašováním,
- průmyslovými emisemi,
- ze spalovacích procesů,

nepřímo:

- vypařováním,
- větrnou erozí,
- jemnými částicemi.

Pohyb POPs v atmosféře se děje jak ve vertikálním, tak i horizontálním směru. Vertikální mísení mezi atmosférickými vrstvami je relativně pomalý proces ve srovnání s horizontálním pohybem. Vstupy do atmosféry mají největší význam pro následnou distribuci v terestrických a akvatických ekosystémech.

Dálkový transport z místních a regionálních zdrojů je řízen prostorovým rozložením a strukturou atmosférických, globálních toků a je zodpovědný za pohyb POPs ze zdrojů do vzdálených oblastí.

Významnou roli v distribuci a redistribuci POPs hrají:

- hlavní směry atmosférické cirkulace vzdušných mas,
- koncentrace aerosolů a jejich složení,
- teplotní gradienty.

Pohyb vzdušných mas je velmi rychlý, rychlost větru může dosahovat až 500 km.hod^{-1} .

Globální atmosférická cirkulace má následující charakter:

- kompletní hemisférické mísení: ~ 1 měsíce (vzdušné masy ze střední Evropy mohou díky tomu během jednoho roku "oběhnou" zeměkouli 8-10krát),
- výměna vzdušných mas mezi hemisférami: ~ 1 - 2 roky.

Hlavní roli v atmosférických transportních procesech mají oblasti nízkého a vysokého tlaku s jejich cyklonálními a anticyklonálními vzdušnými toky.

Dominantní globální pohyby vzdušných mas probíhají:

ve středních zeměpisných šířkách (mezi 30 oN a 60 oN) - ze západu na východ,
v rovníkových regionech:

- ze severu na východ (severní hemisféra),
- z jihu na východ (jižní hemisféra),
- jako výsledek hlavních větrných proudů z východu na západ.

Troposférické vzdušné masy se mohou pohybovat dále na sever v letním období díky rozšíření jihovýchodních větrů přes rovník na sever. K tomu přistupují hlavní směry větrů ze severního Pacifiku a severního Atlantiku do Arktidy. V zimním období dochází k pohybu silných vzdušných mas z euroasijského kontinentu do Arktidy a přes ni potom do Severní Ameriky.

Doba setrvání POPs v atmosféře závisí na rozdělení mezi plynnou fází a tuhé částice a na době zdržení tuhých částic. Doba zdržení chemické látky v atmosféře je řízena chemickými transformacemi, které vedou ke vzniku různých reakčních metabolitů a tím ke vzniku xenobiotik druhé a třetí generace.

Lze rozlišit jednak transport vzdušným prouděním z oblastí městských a průmyslových aglomerací, jednak resuspendaci a transport kontaminovaných sedimentů ze znečištěných oblastí. POPs primárně emitované do atmosféry z různých zdrojů podléhají v atmosféře transformačním reakcím a mohou být transportovány na značné vzdálenosti, především sorbované na tuhé částice. Z atmosféry jsou odstraňovány suchou a mokrou atmosférickou depozicí, její pomocí se dostávají do vody a půdy. Oceány představují velké rezervoáry POPs s jejich rovnovážnými koncentracemi v mořské vodě tisíckrát až deseticíkrát vyššími než jsou koncentrace v ovzduší. Teplotní závislost fyzikálně-chemického stavu POPs podporuje jejich transport a kumulaci v oblastech s nižšími teplotami a v polárních oblastech. Oceány jako medium přímo spojené s vodními zdroji mohou být důležité v časovém měřítku jednoho až dvou let, avšak jsou pravděpodobně důležitější jako rezervoáry POPs, jež do nich vstupují atmosférickou depozicí.

Vodním sloupcem se postupně dostávají do sedimentů. Atmosférickou depozicí, vodou či půdou se mohou dostat do živých organismů všech typů a v nich se významně kumulovat. Například bioakumulační faktor pro vodní organismy se pohybuje v rozmezí stovek až milionů. V řadě vodních i terestrických organismů může docházet k jejich biodegradaci.

Půda je těmito látkami znečišťována především v důsledku aplikací pesticidů v zemědělství, dále pak suchou a mokrou depozicí z atmosféry. Dalším zdrojem znečišťování půd mohou být i zavažování a použití kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství, dále úniky z úložišť popílku a skládek apod. POPs se poměrně silně váží na půdní organickou hmotu a to tím více, čím je půda bohatší na humus. Proto se poměrně zřídka dostávají průsaky půdními vrstvami do podzemních vod. Výjimkou jsou pouze písčité půdy. Poločas života v půdě se v případě některých pesticidů pohybuje mezi roky až desítkami roků. Odbourávání POPs v půdách způsobují hlavně mikroorganismy, částečně jsou odnášeny větrem z povrchu, mohou se z půdy vypařovat, na povrchu půdy může docházet k rozkladu slunečním zářením, mohou být splachovány dešťovou vodou a v menší míře i přijímány vegetací.

Rostliny nejsou schopné ve významné míře koncentrovat POPs nacházející se v půdách. Přenos do nadzemních částí kořenovou soustavou u většiny druhů není významný. Nadzemní části rostlin (listy, plody) však mohou být znečištěné půdou, depozicí z ovzduší, případně postřikovými přípravky obsahujícími POPs. Protože plody a listy rostlin mají povrchovou voskovou vrstvu, POPs z ovzduší se v ní rozpouštějí. Pokud se plody nacházejí v půdě, jejich povrchové části obsahují POPs, většinou však toto znečištění není významně vyšší než jsou obsahy v půdách.

Kontaminace zvířat nastává konzumací znečištěného krmiva, případně vdechováním. Jateční zvířata přijímají POPs převážně z rostlinných krmiv, konzumací rybí moučky ale také půdy, kterou s krmivem požírají při pastvě. Podobně vodní živočichové mohou ve svých organismech zakoncentrovávat POPs přítomné ve vodě nebo sedimentech.

Významná je i postupně se zvyšující koncentrace těchto látek v potravních řetězcích. Dravci představující nejvyšší články těchto přírodních vztahů mezi organismy, obsahují ve svých tělech často významně vyšší hladiny POPs než konzumované oběti.

Ovzduší je tedy často prvotní složkou vstupu POPs do prostředí, odtud se mohou dostávat do dalších složek prostředí a kontaminovat potravní řetězec včetně potravních řetězců člověka. Tyto látky mají v prostředí ustálený koloběh, který vede k expozici různých živých organismů, včetně člověka.

Transport a distribuce POPs v prostředí jsou určeny řadou fyzikálně-chemických vlastností a to se odráží v hodnotách charakteristik, jako jsou rozpustnost ve vodě, tenze par, konstanta Henryho zákona, rozdělovací koeficient n-oktanol-voda (KOW) nebo sorpční koeficient pro organickou složku půdy či sedimentu (KOC).

3. Hlavní skupiny POP látek

Mezi persistentní organické látky patří řada organických sloučenin či lépe skupin organických sloučenin jako jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs), řada chlorovaných pesticidů (OCPs), polychlorované bifenyly (PCBs), naftalény (PCNs), terfenyly (PCTs), polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany (PCDDs/Fs).

Vyskytují se jako jediná chemická látka nebo jako směs chemických látek, které tvoří specifickou skupinu tím, že:

- mají podobné vlastnosti a dostávají se do životního prostředí společně,
- tvoří směs, která je dostupná jako určitý technický přípravek.

Toxické účinky

Laboratorní i terénní experimenty publikované v odborné literatuře potvrzují fakt, že řada persistentních organických polutantů má škodlivé účinky na lidské zdraví. Mnohé z nich mohou poškozovat vnitřní orgány (játra, ledviny, žaludek), mohou porušovat imunitní, nervový a dýchací systém, působí na hladiny jaterních enzymů, způsobují reprodukční poruchy (například poškození plodu, jeho sníženou hmotnost, spontánní potraty), narušují hormonální rovnováhu. Některé z nich také vyvolávaly u experimentálních zvířat vznik zhoubných nádorů.

Vysoké dávky dioxinů, furanů a PCBs (profesionální expozice, konzumace potravin náhodně kontaminovaných vysokými hladinami těchto látek) vedou ke vzniku znetvořujících, těžko léčitelných vyrážek, tzv. chlorakné.

Neexistují přímé důkazy o poškození zdraví běžné lidské populace při expozici obvyklými denními dávkami POPs, i když existují předpoklady vycházející z dlouhodobých studií, že odpovědnost například za zvyšující se výskyt rakoviny prsu mohou mít látky jako jsou PCBs, DDT či jeho metabolit DDE.

Vstupy POPs do lidského organismu

Množství POPs, které se dostávají do lidského organismu dýcháním, požíváním potravy nebo kontaktem s pokožkou, nepředstavují okamžité ohrožení zdraví (akutní otravu).

Je však nutné mít na zřeteli, že působení POPs je dlouhodobé a v současné době nedokážeme předpovědět na základě obsahu těchto látek v lidském organismu, zda konkrétní člověk onemocní například rakovinou nebo ne. Je také nutné si uvědomit, že na organismus člověka i jiných druhů nepůsobí pouze POPs, ale celá řada dalších faktorů. V lidském organismu se v

současné době nacházejí i jiné, neméně škodlivé chemické látky, uplatňuje se vliv nesprávné výživy, stav imunitního systému organismu, dědičnosti i další faktory.

Hranice propuknutí některé tzv. „civilizační choroby“ je u každého jedince zcela individuální a nikdo ji v současné době nedovede jednoznačně určit. V případě některých škodlivin, včetně POPs, je sice možné na základě údajů získaných hlavně z dlouhodobých pokusů na zvířatech a odhadnuté průměrné denní dávky určitě lidské populace hodnotit riziko poškození zdraví této populace, tento údaj je však hrubým odhadem poskytujícím pouze všeobecnou informaci.

Dalším problémem je to, že dosud máme minimum informací o synergických účincích více různých POPs přítomných v organismu vedle sebe, případně jejich spolupůsobení s dalšími chemickými látkami. Tyto látky však jsou v reálném prostředí nejčastěji přítomny v podobě komplikovaných směsí.

Jisté však je - čím méně persistentních organických polutantů se nachází v našem těle, tím je menší pravděpodobnost ohrožení zdraví.

POPs jsou v současné době všudypřítomné a expozici živých organismů těmito látkami se prakticky nemůžeme vyhnout. Je tedy nutné - nejrozličnějšími cestami od mezinárodních dohod až po každodenní činnost každého občana - dosáhnout toho, aby množství, které se každodenně dostává do organismu, nepřekročilo jistou, ještě tolerovatelnou hranici.

Státní orgány musí zajistit vydání právních dokumentů, které určují nejvyšší přípustné množství nebo koncentrace (limity) těchto škodlivin v různých potravinách, emisích apod. Dodržování limitů je nutné důsledně kontrolovat tak, aby člověk, konzumující potraviny z běžné obchodní sítě, nebyl vystavený během celého života takovým dávkám POPs látek, které by mohly zapříčinit ohrožení jeho zdraví.

Většina zahraničních studií potvrzuje skutečnost, že mezi prvotní a významné cesty vstupu POPs do životního prostředí patří emise do ovzduší a transportním médiem je atmosféra. Proto je nezbytné přijmout taková opatření, jež povedou ke snížení emisí POPs, zlepšení kvality ovzduší, následně ke snížení jejich obsahu v potravinách a konečném důsledku i v lidském organismu. Řada těchto opatření však je finančně velmi náročná.

JSME OPRAVDU ODSOUZENI K ZÁHUBĚ TOXICKÝMI CHEMIKÁLIEMI?: ČLOVĚK ZNEČIŠŤUJE X PŘÍRODA NAPRAVUJE

Martina Macková

4. Úvod

Znečištění (pollution) prostředí bylo definováno jako vnášení látek nebo energie, které mohou ohrozit zdraví člověka, poškodit jiné organismy, způsobit ekologické škody nebo zabraňovat běžnému využívání prostředí. Znečišťující látka se nazývá **polutant (xenobiotikum, škodlivina, toxikant)**. Polutant může být prvek, přírodní látka nebo syntetická látka, jejíž koncentrace byla lidskou činností nebo přírodním procesem zvýšena tak, že se stala škodlivou. Polutantem v širším smyslu tedy může být jakákoliv látka, neboť všechny látky včetně látek organismu vlastních a pro život nezbytných mohou mít za určitých okolností (v určité koncentraci...) nepříznivé účinky. Polutantem může být i nežádoucí organismus. V praktickém životě se za **polutanty většinou považují chemické látky poškozující zdraví při přímém styku s organismem, v návaznosti na něj, v pozdějších obdobích života nebo u dalších generací.**

Polutantem se může stát doslova jakýkoliv prvek, látka nebo i organismus. Nicméně existují rizikové látky, u nichž je potenciální nebezpečí zvlášť velké. Míra ohrožení životního prostředí a jeho složek a osud kontaminantu v životním prostředí závisí primárně na fyzikálních a chemických vlastnostech kontaminantu. Zásadní rozdíly v chování kontaminantů lze vysledovat v závislosti na jejich skupenství.

Plynné kontaminanty (například freony nebo SO_2) představují přímé ohrožení kvality ovzduší, zatímco ostatní složky (zeminy, podzemní vody) v první fázi prakticky neovlivňují. V dalších fázích je ovšem jejich působení již komplexní. Freony jsou například díky atmosférické cirkulaci transportovány z teplejších oblastí do oblastí světových pólů a kumulují ve vysokých oblastech atmosféry, kde negativně ovlivňují ozónovou vrstvu. Jiné plynné kontaminanty se (v závislosti na bodu varu/tensi par) mohou spolu se sněhovými nebo dešťovými srážkami koncentrovat a ovlivňovat tak okolí v místech spadu.

Tuhé kontaminanty, pokud jsou nerozpustné, zůstávají z převážné části deponovány ve svrchních několika centimetrech povrchové vrstvy zeminy. Do spodnějších půdních horizontů se mohou dostávat pouze transportem se srážkovými vodami puklinami v půdách. Migrace z místa primární kontaminace nastává téměř výhradně větrnou erosi a přenosem jemných půdních částic. Pokud mají měřitelnou tensi par (zejména organické kontaminanty) mohou být ve větší či menší míře jako páry transportovány vzdušnými masami do vzdálenějších až polárních oblastí planety. Rozpustné tuhé kontaminanty jsou srážkovými vodami transportovány do spodních vrstev půdního horizontu a představují akutní ohrožení kvality podzemních vod.

Výrazně složitější je potom chování kapalných (téměř výhradně organických) kontaminantů. Kontaminanty rozpustné ve vodě, jsou vždy akutním ohrožením pro podzemní vody, protože jejich transport srážkovými i podzemními vodami je relativně rychlý. Na druhé straně tato vlastnost pozitivně ovlivňuje rychlost a ekonomiku dekontaminace.

Podpovrchová kontaminace ve vodě omezeně rozpustným kontaminantem může potenciálně existovat ve čtyřech fázích:

- plynná fáze: kontaminanty jsou přítomny jako páry v nenasycené zóně (významná u VOCs)
- tuhá fáze: kontaminanty jsou v kapalně formě adsorbovány na částičky zeminy v nasyčené i nenasycené zóně
- vodná fáze: kontaminanty jsou rozpuštěny ve vodě v pórech podle své rozpustnosti jak v nasyčené tak v nenasycené zóně

- nemísitelná fáze: kontaminanty jsou přítomny jako nevodná kapalná fáze (NAPLs - Non-Aqueous Phase Liquids) primárně v nenasycené zóně.

Hlavní skupiny polutantů jsou:

biotické polutanty:

- patogenní organismy člověka (tj. mikroorganismy a živočichové vyvolávající onemocnění)
- rostliny obsahující toxické, dráždivé a jinak škodlivé látky, invazní rostliny, pylly
- patogenní mikroorganismy plodin, hospodářských a domácích zvířat
- živočišní škůdci plodin, hospodářských a domácích zvířat
- plevely v kulturních rostlinách
- patogenní mikroorganismy a škůdci jiných organismů

abiotické polutanty:

- plyny (SO₂, NO_x, O₃,...)
- polévatý prach a jiné částice
- minerální sloučeniny dusíku, fosforu, síry a jiných prvků (nitráty, nitrosoaminy, fosfáty, sulfáty a sulfidy,...)
- těžké kovy (Hg, Cd, Pb,...)
- jiné kovy a anorganické látky (Al, azbest,...)
- organické sloučeniny (pesticidy, ropné látky, PCBs, PAHs, VOCs,... - vysvětlení)
- těchto zkratk je uvedeno dále)
- radionuklidy (radon,...)
- záření, energie, hluk, vibrace.

Polutanty se také mohou dělit na **primární**, které škodí ve formě, v níž se dostaly do prostředí, a **sekundární**, které v prostředí vznikly v důsledku fyzikálně chemických nebo i biologických procesů z neškodných nebo méně škodlivých látek. Původ polutantů, tj. zdroj znečištění, je někdy snadné určit; jindy, a to zejména v případech znečištění ovzduší nebo podzemních vod, může být nalezení zdroje znečištění obtížné.

Řada polutantů se v prostředí (ve vzduchu, v půdě, vodě a sedimentech) běžně vyskytuje v nízkých koncentracích. V tomto případě se hovoří o **kontaminaci prostředí polutantem**. I když polutanty v nízkých koncentracích nemusí vykazovat evidentní přímé toxické účinky, kontaminace má závažné souvislosti a důsledky:

- polutanty přijímané v potravě a ve vodě v malých množstvích po dlouhou dobu mohou vykazovat chronické toxické účinky a působit jako karcinogeny, mutageny, teratogeny či alergen,
- některé chemické látky jsou i v nízkých koncentracích (ppm až ppb) toxické pro vodní organismy, např. ryby, některé polutanty se biokoncentrují, bioakumulují a bionásobí.

Jako persistentní organické polutanty (POP) se označuje různorodá skupina látek, jejichž společnou vlastností je obrovská rezistence vůči degradaci (biotické i abiotické) a také to, že jejich jediným zdrojem je lidská činnost. Tyto látky mohou způsobovat vážné zdravotní a environmentální účinky, které mohou zahrnovat karcinogenitu, reprodukční poruchy, změny vývojového, imunitního systému a endokrinní poruchy, což může vést ke snížení reprodukční schopnosti. Mnoho z persistentních polutantů je vysoce toxických (např. DDT, hexachlorcyklohexan, endosulfan). Všechny tyto vlastnosti mohou vést k poškození zdraví člověka i poškození biosféry (Holoubek a kol., 2003).

I přes chemickou různorodost můžeme většinu POP definovat jako (poly)aromatické sloučeniny či n-alkany, které mají jeden nebo více halogenovaných substituentů. V drtivé většině případů je to chlor. Vazba uhlík-chlor je vysoce odolná vůči hydrolýze a má za následek nesnadnou degradabilitu těchto sloučenin (Holoubek a kol., 2003). Tyto chemické struktury jsou až na výjimky vysoce polární a tedy špatně rozpustné ve vodě. Kromě halogenovaných n-alkanů s menším počtem uhlíků mají POP nízkou tenzi par. Vzhledem k velké lipofilitě těchto látek se vyskytuje problém bioakumulace. Sloučeniny se ukládají v tukové tkáni a mohou způsobovat i takzvané chronické otravy.

5. Proč jsou látky persistentní?

V dalším textu se soustředíme právě na abiotické polutanty, chemické sloučeniny (POP), které se do přírody dostávají především činností člověka, a to díky průmyslovým a zemědělským aktivitám, nebo jako odpadní látky či následek havárií. V této fázi rozlišujeme označení **polutant** (látky, která se může v přírodě vyskytovat přirozeně, ale její koncentrace dosáhla hladiny, která je nepřirozená pro živou přírodu a působí toxicky – např. alifatické, aromatické uhlovodíky) a **xenobiotikum** (látky uměle syntetizovaná člověkem (přírodě cizí – polychlorované bifenylly, polybromované difenylethery).

Pokud se tyto látky dostanou do prostředí a jsou toxické pro živé organismy dochází k tomu, že buď zcela zahubí veškeré živé formy, nebo dojde ke zničení pouze méně odolných druhů. Jiné organismy naopak dokáží příslušný toxikant transformovat nebo degradovat na méně toxický produkt, který zdaleka nepůsobí takové škody jako výchozí toxikant. Může také dojít k sorpci na neživé součásti přírody (sedimenty, zemina atd.) nebo i povrchové součásti buněčné hmoty. V obou případech dojde k „imobilizaci škodliviny“, která se tak může stát nedostupnou a většinou působí menší škody. Je samozřejmě nezbytné počítat i s faktem, že existuje řada sloučenin, které jsou toxické jen pro určité skupiny organismů.

Míru resistance sloučeniny vůči degradaci a tedy označujeme jako tzv. persistenci. Ta je určována několika hledisky:

- 1) mnoho chemických reakcí je cizí pro makro- i mikroorganismy
- 2) mnoho látek se nevyskytuje a nevyskytovalo jako produkty nebo intermediáty metabolismu organismů
- 3) čím je struktura xenobiotika odlišnější od struktur, které se v organismech vyskytují, tím je pravděpodobnost degradace nižší
- 4) látka není přístupná pro mikroorganismy
- 5) přítomnost nefysiologických substituentů (xenoforů) může významně ovlivnit degradovatelnost jinak jednoduché látky
- 6) např. skupiny Cl, NO₂, SO₃H, Br, CN, CF₃
- 7) mohou též -CH₃, NH₂, OH, -OCH₃
- 8) ještě závažnější jsou případy zvýšení počtu xenofobů
- 9) naopak ke stimulaci dochází v přítomnosti OH, COOH
- 10) koncentrace látky je příliš vysoká, toxická i pro mikroorganismy, jež by mohly látku degradovat
- 11) koncentrace látky je příliš nízká (pod prahovou *-threshold* - hranicí),
- 12) chybí jedna nebo více živin potřebných pro růst mikroorganismů,

Mikroorganismy potřebují určité množství energie pro zachování svých životních funkcí (maintenance energy). Heterotrofní organismy získávají tuto energii rozkladem organických látek. Jestliže je k dispozici nadbytek využitelného substrátu, buňka má nejen energii k zachování životních funkcí, ale i dostatek energie k růstu a dělení. V případě nízké koncentrace substrátu (**prahová koncentrace** - threshold) jsou veškerý přijatý substrát a získaná energie využity na zachování života, buňky nerostou, nedělí se, i když se substrát metabolizuje a mi-

neralizuje. Při ještě nižší koncentraci substrátu tento není ani přijímán a metabolizován. Práhová koncentrace, tj. koncentrace při které není látka biodegradována nebo je rozkládána jen velmi pomalu, je různá u různých látek a v různém prostředí, ale u mnoha organických polutantů činí 0,1 - 5 mg na litr vody nebo kg půdy.

6. Procesy členěné podle typu dekontaminovaného média

Dekontaminační procesy lze dělit na základě několika hledisek (Matějů a kol., 2006). Jedno hledisko představují technologie členěné podle typu kontaminovaného materiálu.

3.1 Technologie pro zeminy, sedimenty a kaly

Fyzikální/chemické

- Venting
- Sanační čerpání
- Promývání/praní zeminy
- Pneumatické drcení
- Extrakce rozpouštědly
- Solidifikace/Stabilizace (in situ, ex situ)
- Chemická redukce/oxidace
- Dehalogenace - alkalicky katalyzovaný rozklad
- Dehalogenace glykoláty

Termické

- Termicky urychlený venting
- Nízkoteplotní termická desorpce
- Vysokoteplotní termická desorpce
- Dekontaminace horkým plynem
- Pyrolýza
- Vitifikace (in situ, ex situ)
- Spalování
- Venkovní spalování/Venkovní výbuch (Open Burn/Open Detonation)

Biologické

- Biodegradace (*in situ*)
- Bioventing
- White rot fungus (houba bílé hniloby)
- Kompostování
- Landfarming (Zemědělské zpracování)
- Řízené biologické ošetření tuhé fáze
- Řízené biologické ošetření suspenze (kalu)
- Fytoremediace a rhizoremediace

Jiné

- Vybagrování, uložení na skládku
- Přirozené zředění (snížení koncentrace)

3.2 Technologie pro podzemní vody, povrchové vody a průsaky

Fyzikální/chemické

- Provzdušňování
- Stripování vzduchem
- Extrakce (odsávání) dvou fází
- Znovuzískání (recyklace) volného produktu
- Filtrace
- Srážení
- Výměna iontů
- Adsorpce na uhlíkaté sorbenty v kapalně fázi
- Pasivní stěny (Passive Treatment Walls)
- Kalové stěny
- UV - oxidace

Termické

- Stripování horkou vodou nebo párou

Biologické

- Bioreaktory
- Kometabolické procesy
- Obohacení nitráty
- Obohacení kyslíkem prostřednictvím provzdušňování (air sparging)
- Obohacování kyslíkem prostřednictvím peroxidu vodíku
- Fytoremediace

Jiné

- Přirozené zředění (snížení koncentrace)

3.3 Technologie pro vzdušné emise/odpadní plyny

Fyzikální/chemické

- Membránová separace
- Oxidace
- Adsorpce na uhlíkaté sorbenty v plynné fázi

Biologické

- Biofiltrace

7. Obecná charakteristika bioremediace

Obecné možnosti řešení remedie prostředí spočívají ve využití abiotických či biotických faktorů. Ty později zmiňované pak spočívají ve využití principů založených na přirozených vlastnostech biologických systémů, případně spoluzapojení technologických postupů (Demnerová 2005):

A) osud látek kontaminujících prostředí

- sorpce
- vytěkání
- abiotická transformace (chemická, fotochemická)
- biotransformace, biodegradace – mineralizace

B) technická řešení

- mechanické odstranění toxického materiálu
- fyzikálně-chemické procesy
- bioprocesy (samočisticí, neřízené, řízené)

Biodegradace (biotransformace) je označení pro odbourávání organických sloučenin mikroorganismy a rostlinami (<http://www.lbl.gov/NABIR/generalinfo/glossary.html>). Romantschuk a kol (Romantschuk et al., 2000) uvádějí několik možností, jak mikroorganismy získávají schopnosti odbourávat určitou sloučeninu nebo skupinu sloučenin. Přirozenou cestou je jejich genotypický vývoj, kdy jsou indigenní (v prostředí přirozeně se vyskytující) mikroorganismy vystaveny působení kontaminantu po dostatečně dlouhou dobu. Tento způsob je však relativně pomalý. U indigenních mikroorganismů přizpůsobených kontaminované látce může také dojít k přenosu požadovaných schopností konjugací, transdukci nebo transformací s buňkami rozšířenými z jiného místa v daném prostředí (McGowan et al., 1998). I tento proces je však relativně pomalý. Indigenní mikroorganismy, dobře přizpůsobené přítomnosti kontaminantu, mohou degradační schopnosti získat i uměle, zásahem člověka. Pro vnesení genů odpovědných za degradační vlastnosti se používají konjugální plasmidy nesoucí daný soubor genů. Buňky s nově vnesenou genetickou informací, používané jako donory, jsou pak uměle rozšířeny do kontaminovaného prostředí. Pro tento účel se mohou použít přímo bakterie původně pocházející z kontaminovaného prostředí, které jsou dostatečně schopné přežívat v konkurenci ostatních indigenních mikroorganismů (Romantschuk et al., 2000). Výsledkem studie schopnosti biodegradace daných mikroorganismů je určení hodnoty zbytkové koncentrace původních sloučenin ve zkoumaném vzorku a stanovení toxicity dekontaminované zeminy.

Mikrobiální degradace v zemině je závislá na obsahu mikroorganismů, proto je nutné zajistit vhodné podmínky pro jejich růst a rozmnožování, což souvisí jak s obsahem uhlíku, kyslíku a vody v daném prostředí, tak s obsahem minerálních látek (Mg, K, P, N). Z toho vyplývá, že složení zeminy je jedním z faktorů ovlivňujících odbourávání xenobiotik.

Na mikroorganismy přítomné v zemině působí také mnoho fyzikálních a chemických faktorů vnějšího prostředí, vůči kterým mohou být více či méně odolné. Z fyzikálních vlivů má velký význam působení teploty. Teplota ovlivňuje vývoj organismu tak, že může stimulovat i inhibovat růst, mít vliv na morfologii mikroorganismu, jeho metabolismus, patogenitu a v některých případech dokonce může působit jako sterilizační činidlo. Teplotní rozmezí, kdy teplota organismus nepoškozuje se označuje jako biokinetické rozmezí a je definováno hodnotami minima, optima a maxima. Teplota, může mít i letální účinky. Tento účinek závisí nejen na výšce teploty a době působení, ale také na okolních podmínkách jako je např. pH, vlhkost apod. Klesne-li obsah vody v prostředí, může dojít k poškození bakterií, a tím i k zamezení degradace. Vliv pH na obsah mikroorganismů v prostředí souvisí s mikrobiální diverzitou, kdy pro jednotlivé mikroorganismy platí jiná rozmezí pH optima, např. pH optimum bakterií je 4-10, ale pH optimum u plísňí je 3-7.

Metabolické přeměny xenobiotik u bakterií mohou probíhat:

- 1) anaerobně (PCB podléhají redukční dechloraci za vzniku méněchlorovaných kongenerů)
- 2) aerobně (dojde k oxidačnímu ataku molekuly a následnému rozštěpení bifenylového jádra)

Aerobní metabolismus je charakterizován dvěma základními procesy vázajícími molekulární kyslík. První je přenos elektronů z organických látek na kyslík za vzniku energie pro buňku, kdy dojde k zavedení kyslíku do molekuly organického substrátu. Druhým procesem je způsob, který úzce souvisí s degradací xenobiotik a těžko degradovatelných substrátů. Oba tyto procesy oxidace probíhají za katalýzy oxidasami a vyžadují molekulární kyslík.

U velké škály chemických sloučenin je možné využívat oba typy metabolismu (Siglova, 2005), avšak některé látky např. vysoce chlorované sloučeniny odolávají většině aerobních mikroorganismů. Jak je nastíněno výše nejvhodnějším zdrojem pro izolaci směsných (konsorcií) či čistých kultur mikroorganismů s biodegradačním potenciálem jsou místa vystavená dlouhodobému kontaktu polutantů. Obvykle se jedná o kontaminované půdy, sedimenty jezer a rybníků a rovněž o podzemní vody. Mezi mikroorganismy disponujícími biodegradačním potenciálem nejčastěji nacházíme bakterie. Anaerobních bakterií bylo dosud izolováno velmi málo, nejčastěji se jedná o mikroorganismy podílející se na biodegradaci vysoce chlorovaných sloučenin, které řadíme k rodům *Desulfomonile*, *Clostridium*, *Desulfitobacterium* apod. Aerobní bakterie jsou dosud popsány lépe a jejich nejhojněji se vyskytující zástupci se řadí k rodům *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Corynebacterium*, *Rhodococcus*, *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Arthrobacter*, *Nocardia*, *Bacillus* apod. Méně často nacházíme na kontaminovaných lokalitách plísně a kvasinky. Mezi jejich nejvýznamnější zástupce patří rody *Candida*, *Rhodotorula*, *Sporobolomyces*, *Trichoderma*, *Penicillium*, *Aspergillus*.

Mikroorganismy se obvykle nevyskytují v přírodě samostatně, ale tvoří nejrůznější konsorcia, ve kterých spolu mohou vzájemně spolupracovat anebo naopak soupeřit. Synergistické vztahy jednotlivých mikroorganismů mohou být ještě dále posíleny jejich těsným kontaktem, který je přirozeně dán např. mikroorganismům rostoucím v agregátech nebo biofilmech. Pozorování prokázala, že tvorba biofilmů v přírodě je zcela běžným jevem. Ve vodním prostředí můžeme nalézt mikrobiální osídlení na ponořených kamenech a větvích a rovněž v půdě jsou společenstva mikroorganismů vázána na povrchu zrnitých částic. Bakterie tvořící biofilmy jsou navíc přirozeně resistantní k velmi vysokým hladinám antibakteriálních látek zahrnujících např. těžké kovy a další polutanty životního prostředí. Adheze na povrch může vyvolat také zvýšení metabolické aktivity mikroorganismů, která může být následně využita v moderních zařízeních pro biologickou degradaci toxických látek a čištění odpadních vod.

Obecně je aerobní biodegradace rychlejší (Siglova, VŠCHT 2005) než-li anaerobní a mikroorganismus získá touto cestou větší množství energie. Např. ropné uhlovodíky nacházející se v aerobních zónách jezer a řek podléhají poměrně snadno biodegradaci, ale nalézají-li se v anaerobních sedimentech, mohou na těchto místech přetrvávat velmi dlouhou dobu v takřka nezměněné podobě. Z těchto údajů vyplývá, že je-li přítomen kyslík je možné v mnoha případech očekávat snížení koncentrace kontaminantů. Kyslík je důležitý zejména při degradaci vysoce redukováných uhlovodíků jako jsou alkany s dlouhými řetězci. Např. biodegradace hexadekanů byla zaznamenána pouze v přítomnosti kyslíku, na druhé straně mikrobiální rozklad chloralkanů, chloralkenů, oxidovaných aromátů (benzoátů, fenolů) a alkylovaných aromátů probíhá i za anaerobních podmínek jsou-li přítomny dusičnany, železo nebo sírany jako použitelný terminální akceptor elektronů. Jak bylo zmíněno výše potřeba kyslíku je zcela zřejmá u degradace u ropných uhlovodíků, částečně může být pokryta difusí kyslíku z atmosféry. Nicméně při degradaci ropných látek a olejů nacházejících se v podzemních vodách, či hlouběji položených vrstvách zeminy, je kyslík mikroorganismy velmi rychle spotřebován a další degradace se tedy výrazně zpomalí nebo zcela zastaví. Z tohoto důvodu aerobní bioremediační strategie vyžadují různá zařízení na zajištění přísunu kyslíku ve formě vzduchu, čistého kyslíku nebo peroxidu vodíku. Biodegradace mnoha látek je však na koncentraci kyslíku nezávislá a probíhá lépe za anaerobních podmínek. V takových případech jsou využívány jako akceptory elektronů organické molekuly, dusičnany, sírany, CO₂, případně Fe³⁺ ionty. Obdobně však jako v případě kyslíku i tyto elektronové akceptory mohou být z prostředí rychle

vyčerpány a je tedy nutné je znovu dodat z vnějšku, aby se předešlo zastavení biodegradčních procesů. Výsledkem redukce popsáných akceptorů elektronů jsou látky typu N_2 , N_2O , sulfidy, železnaté ionty nebo methan.

Sloučeniny, které jsou nejčastěji odbourávány anaerobní cestou patří mezi chloralalkany, chloralkeny, fenoly, chlorované fenoly apod. Většina těchto látek je však odbouratelná i v přítomnosti kyslíku. Existuje však také skupina látek u nichž nebyla aerobní degradace dosud nikdy zaznamenána, jedná se např. o vysoce chlorované PCB, hexachlorbenzen, 2,6- dinitrotoluen, 3,5-dinitrobenzoovou kyselinu a DDT. Anaerobní degradační procesy vedou obvykle k nahromadění mnoha organických produktů a je často vhodnější tyto produkty dále odbourávat aerobně. To je případ např. monochlorbenzenu, který vzniká za anaerobních podmínek z hexachlorbenzenu. Takovéto dvoustupňové procesy, zahrnující počáteční anaerobní iniciaci rozkladných procesů následovanou finální aerobní fází, jsou používány v bioremediační praxi poměrně často. Je však nutno zmínit i sloučeniny, které jsou vůči rozkladu za anaerobních podmínek inertní, případně proběhne v nepřítomnosti kyslíku pouze částečná a velmi pomalá biotransformace jejich molekuly. Mezi tyto látky řadíme např. polyaromatické uhlovodíky s třemi až pěti kruhy, benzofuran, chlorbenzen, anilin, pyridin, dichlorbenzidin či saturované alkany.

Cílem bioremediace je degradace organických polutantů tak, aby jejich koncentrace byla buď pod hranicí detekčního limitu nebo taková, že by nepřevyšovala koncentrační limit daný příslušnou vyhláškou. Bioremediace lze využít pro čištění půdy, spodních vod, odpadních vod, kalů a plynů. V současné době je počet sloučenin, které mohou podléhat biologické destrukci, značný. Vzhledem k závažnosti účinků některých polutantů na zdraví nebo ekologické riziko se bioremediační technologie v současnosti soustřeďují zejména na degradaci ropy a ropných produktů, polycyklických aromatických uhlovodíků, chlorovaných aromatických a alifatických uhlovodíků a v poslední době se ukazuje i perspektivnost využití těchto technologií pro POP konkrétně polychlorované uhlovodíky. Praktické využití biodegradčních procesů je však limitováno řadou faktorů, které vlastní proces bioremediace v konkrétním prostředí ovlivňují.

Faktory, které ovlivňují úspěšnost použité bioremediační technologie jsou následující:

- přítomnost organismů (mikroorganismů, rostlin), které jsou schopné efektivně degradovat polutant
- schopnost těchto organismů transformovat organický polutant akceptovatelnou rychlostí na výslednou koncentraci polutantu povolenou zákonem
- při degradaci vznik látek (meziproduktů), které by v dosažené koncentraci byly toxické
- na zkontaminované lokalitě přítomnost dalších chemických látek nebo jejich směsí, které by potlačovaly růst a metabolickou aktivitu degradační mikroflory
- dostupnost polutantů mikroorganismům
- na lokalitě zajištění nezbytných podmínek stimulujících růst a degradační metabolismus použitých organismů např. anorganické živiny, kyslík nebo vhodné akceptory elektronů, stopové prvky, vlhkost prostředí, odpovídající teplota, pH, zdroj uhlíku a energie pro růst, induktor katabolické dráhy
- cena technologie musí být nižší nebo při nejhorším stejná jaké cena jiné technologie schopné destruovat cílový polutant.

K výše uvedeným faktorům dále přistupují např. možnosti přípravy adaptovaných bakterií se zvýšenou degradační schopností nebo, v poslední době tolik diskutovanou, využití geneticky modifikovaných bakterií a rostlin.

Pro dosažení uspokojivých výsledků sanace jsou všechny uvedené faktory stejně významné a nemohou být opomíjeny.

8. Principy bioremediačních procesů

biologické aspekty - (mikroorganismy – bakterie, houby bílé hniloby, mikrobiální společenstva, rostliny, konsorcia mikroorganismů a rostlin)

základní mechanismy biodegradace xenobiotik - (alifatické a alicyklické uhlovodíky, aromatické uhlovodíky, fenolické látky, halogenované uhlovodíky, uhlovodíky substituované N, S, P, heterocyklické sloučeniny)

inženýrské aspekty (metodologie řízení, kinetické modely)

5.1 Rozdělení bioremediačních technologií

Bioremediační technologie lze rozdělit dle místa jejich aplikace na:

- **in situ**, které jsou aplikovány přímo na zkontaminované lokalitě; jsou relativně levné, ale jejich průběh je obtížně kontrolovatelný
- **ex situ**, ve kterých je kontaminovaný materiál odstraněn z původní lokality a buď k degradaci dochází na místě odstranění (on site) nebo je odstraněná zemina převezena na jiné místo kde probíhá vlastní biodegradační proces na dekontaminační ploše nebo v bioreaktoru (off site). Přemísťování kontaminované zeminy či spodní vody sice značně zvyšuje celkové náklady, ale proces je velmi dobře kontrolovatelný.

Mezi in situ technologie patří bioventing, podpořená bioremediace (enhancing bioremediation), přirozená atenuace (natural attenuation) a fytoremediace.

Ex situ technologie zahrnují bioremediace v suspenzním systému (slurry phase bioremediation), bioremediace v pevné fázi (solid phase bioremediation), do které patří technologie jako jsou land farming a kompostování a jejich modifikace.

5.1.1 In situ metody

Bioventing

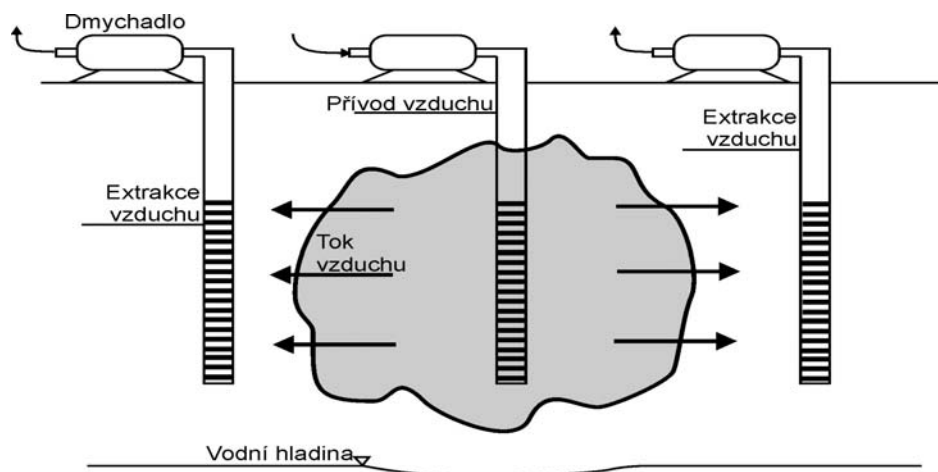
Metodu lze využít pro kontaminanty, které jsou **degradovatelné za aerobních podmínek a mají tlak par nižší než 1 atm**. Lehce těkající organické látky se spíše odpaří než by byly zdegradovány. Tuto metodu lze **aplikovat v prostupné nenasycené půdní zóně**, tj. nad vrstvou vody a je založena na zavádění vzduchu do půdy buď metodou přímé injektáže nebo cirkulací přes vakuový extrakční systém (obr.1). Vháněný vzduch usnadňuje těkání některých organických kontaminantů a souběžně zajišťuje vhodné prostředí pro biodegradaci méně těkavých látek. Teplota a pH půdy může významně ovlivnit průběh celého procesu. V současné době byla popsána celá řada variant tohoto procesu, ale základní požadavek tj. zajištění optimálního přísunu vzduchu, a tím i kyslíku, pro degradační procesy aerobní mikroflory přítomné v kontaminované půdě, je ve všech stejná. Přísun vzduchu do nenasycené zony může být prováděn buď přes horizontální nebo vertikální vrty a v některých případech může být bioventing kombinován s extrakcí par z půd, což umožňuje zlepšit kontrolu toku zaváděného vzduchu.

Metodu lze s výhodou použít pro BTEX, fenol a dále pro TCE, chloroform, DCE, vinylchlorid, chlorbenzen. Není vhodná pro odstraňování tetrachlorethylenu a polychlorovaných bifenyly (PCB).

Zlepšená bioremediace (Enhanced bioremediation, Biostimulace)

Při této technologii se využívá přímý přídavek živin do půdy, který tím že podporuje růst přítomné přirozené mikroflory, zvyšuje i biodegradaci organických polutantů. Tento postup

má řadu nevýhod. Je značně pomalý, velmi těžko se zajišťuje rovnoměrná aplikace živin kontrola biodegradačního procesu. Současně může docházet i k odplavování organických látek event. těžkých kovů do spodních vod nebo dochází k emisím snáze těkajících organických látek. V těchto případech musí být zajištěna spolehlivá kontrola obou možných procesů. Hlavní výhodou této metody jsou velmi nízké náklady na vybavení a průběh technologie.



Obr. 1: Základní schéma bioventingové technologie

Další variantou této metody je land farming (viz dále), kdy se stejným způsobem ošetřuje odtěžená půda, což umožňuje lepší kontrolu celého procesu. Obě uvedené metody se s výhodou používají pro odstraňování kontaminace ropou a ropnými uhlovodíky. Pro biodegradaci PCB není tato metoda vhodná.

Přirozená atenuace

Přirozená atenuace je založená na přirozených metabolických procesech, které probíhají v mikrobiálních a rostlinných buňkách. V průběhu těchto procesů se odstraňují organické polutanty z kontaminovaných míst. Přirozená atenuace byla demonstrována na několika případech čištění spodních vod. Pro její stanovení jsou vyžadovány tři typy informací:

- data z dlouhodobého monitorování cílové lokality, která jasně ukazují, že koncentrace kontaminantu v průběhu sledování klesá; sledování koncentrace musí probíhat dlouhou dobu a sledovaná lokalita musí být podrobně charakterizována
- koncepční a prediktivní model k dosažení přirozené atenuace
- stanovení rizika pro ekosystém a pro lidskou populaci

Pokles koncentrace cílového polutantu během sledované doby může mít řadu důvodů, z nichž jenom jeden je kompletní mineralizace. Důvody jsou odpařování, adsorpce na částice půdy, biotransformace, chemická a fotochemická oxidace.

Přirozenou atenuaci lze využít pouze pro biodegradovatelné organické látky. Bylo navrženo několik prediktivních modelů, které by mohly umožnit předpovědět biodegradabilitu různých organických látek, ale žádný z nich nám dosud neumožňuje spolehlivou předpověď zda bude sledovaný polutant mineralizován a jaké intermediáty metabolismu se budou v průběhu procesu hromadit. Tyto modely jsou založeny na fyzických a termodynamických vlastnostech polutantů event. na bioakumulaci a rychlosti biodegradace polutantů za laboratorních podmínek. Koncepční modely jsou spíše založeny na konkrétních znalostech bioche-

mických procesů podílejících se na biodegradaci než na degradační kinetice a přenosu hmoty polutantu.

Přírozenou atenuaci ovlivňuje řada faktorů jako je původ polutantu jeho biodegradabilita, rozpustnost, koncentrace a toxicita. Dále pak celková charakteristika kontaminovaného místa tj. vlastnosti půdy, velikost částic, pH, teplota, přítomnost těžkých kov a jiných toxických látek. V neposlední řadě potom i vlastnosti přítomné mikrobiální populace, přítomnost příslušných katabolických genů.

Do dnešní doby byla přírozená atenuace využita převážně halogenovaná rozpouštědla a ropné uhlovodíky. Mezi další polutanty, které mají předpoklady pro přírozenou atenuaci patří chlorbenzeny, chlorfenoly, chlorbenzoáty a PCB. PCB jsou dehalogenovány kometabolicky za methanogenních podmínek. Bylo popsáno již několik případů tohoto procesu. Mineralizace takto vzniklých nízkochlorovaných kongenerů je v zásadě možná. Jak ukazují i poslední výzkumy do přeměny PCB jsou zahrnuty i rostliny jejichž produkty uvolňované do půdy mohou také stimulovat degradaci PCB.

Výhoda přírozené atenuace spočívá v minimálních nákladech, ale celý proces je dlouhodobý a může trvat i několik let a vyžaduje důsledný kontrolní systém.

Fytoremediace

Fytoremediace (Macek et al., 2000) je definována jako užití zelených rostlin k přesunu, akumulaci a odstranění polutantů z životního prostředí nebo zmírnění jejich škodlivého šíření. V mnoha studiích bylo prokázáno, že rostliny jsou schopné akumulovat a přeměňovat anorganické i organické polutanty. Pro účinnou fytoremediaci je důležité, aby znečišťující látky byly snadno dostupné kořenovým systémem rostlin, který tyto látky dále transportuje do rostlinných tkání, kde jsou přeměňovány a ukládány. Na celém procesu se podílejí také mikroorganismy, které žijí v symbióze s rostlinami, zejména v oblasti rhizosféry – kořenové části rostlin, tzv. rhizosferní mikroorganismy.

Rostliny při dekontaminaci uplatňují několik mechanismů:

- přímou absorpci kořeny, následný přesun do rostlinné tkáně a akumulaci ve formě nefytotoxických metabolitů; některé rostliny absorbují organické látky přímo z kontaminované půdy; nerozpustné látky se většinou váží pevně na povrch kořenů, látky s vyšší rozpustností jsou transportovány přímo do rostlinných tkání, kde mohou být různými detoxikačními mechanismy přeměňovány na nefytotoxické sloučeniny a dále pak ukládány např. do vakuol nebo ve formě ligninu do buněčné stěny.
- uvolňování enzymů do prostředí, které podporují mikrobiální aktivitu a biochemickou transformaci v půdě; ve vzorcích půd z kontaminovaných míst bylo identifikováno pět enzymových systémů, které se pravděpodobně podílejí na transformaci organických látek v životním prostředí. Patří mezi ně dehalogenasy, reduktasy organických sloučenin, peroxidasy, lakasa (fenoloxidas) a nitrilasy.
- zvýšenou mineralizací látek v rhizosféře, která je typická pro činnost hub a mikrobiálních konsorcií; v kořenovém systému rostlin je obvykle přítomno nejvíce bakterií (asi 10^6 - 10^8) a dále asi 10^5 aktinomycet a 10^3 hub na gram půdy. Rostliny napomáhají mikrobiální mineralizaci v rhizosféře tím, že uvolňují do půdy látky, které mohou sloužit mikroorganismům jako zdroj uhlíku a energie pro kometabolismus organických látek znečišťujících životní prostředí. Rostlinné exudáty obsahují hlavně enzymy, alifatické a aromatické látky (fenoly, terpeny, flavonoidy), aminokyseliny a cukry. Některé z těchto látek mohou působit též jako induktory bakteriálních drah degradace některých organických xenobiotik (např. PCB).

Rostliny používají pro transformaci polutantů, na rozdíl od mikroorganismů, zcela odlišné mechanismy. Ty můžeme rozdělit dle způsobu uplatnění:

Fytoextrakce (fytoakumulace) založená na schopnosti rostlin přijímat a akumulovat škodlivé látky ve svých kořenech i nadzemních částech.

Transformace (fytodegradace) je přímá degradace organických polutantů na méně toxické nebo netoxické sloučeniny.

Na rozdíl od MO rostliny žádným utilizačním arzenálem pro degradaci xenobiotik nemají. Strategie rostlin je jiná. Jejich úkolem je převést xenobiotika na rozpustné a snadno vylučitelné formy a odstranit je z organismu, nebo je převést na netoxické formy a uložit je (obr. 2) (Zvára a kol, 1998).

Protože rostliny nemají žádný zvláštní detoxikační orgán (na rozdíl od jater obratlovců) ani žádný exkretční orgán, detoxifikace xenobiotik končí tvorbou ve vodě rozpustných konjugátů a nerozpustných reziduí. Rozpustné konjugáty jsou pak uskladněny ve vakuolách, kde již nemají toxický účinek. Nerozpustné metabolity se ukládají v buněčné stěně, hlavně v ligninu (Zvára a kol, 1998).

Co se týká enzymů, které katalyzují biotransformace POP v rostlinách, i zde je nejdůležitějším pochodem oxidace, katalyzovaná systémem mikrosomálních oxygenáz. Ty katalyzují stejné reakce jako u živočichů – desulfurizace, dekarboxylace, dealkylace, hydroxylace, epoxidace atd.

Pokud je polutant biotransformován rostlinou, produkty jsou zpravidla lépe rozpustné ve vodě a méně toxičtější. Ovšem může dojít i ke zvýšení toxicity metabolitu oproti výchozí látce, pak hovoříme o metabolické aktivaci. Metabolické intermediáty podléhají dalším transformacím vedoucím k méně reaktivním a většinou i méně toxickým produktům. Biotransformační reakce lze rozdělit do tří fází. V první, se dané xenobiotikum oxiduje, redukuje nebo hydrolyzuje, v druhé fázi se slučuje s hydrofilní látkou – konjugace nebo se methylyje či acetyluje (Horák, 2004), ve třetí pak dochází k tzv. kompartmentaci.

Je několik druhů konjugací, které mohou v organismu rostlin a živočichů nastat: '

- 1) konjugace s aminokyselinami – samotná detoxikační reakce je rozdělena do dvou fází: první je aromatická kyselina aktivována enzymovým systémem vyžadujícím ATP a koenzym A. Ve druhé fázi pak reaguje již aktivovaná kyselina s aminokyselinou.
- 2) konjugace se sulfátem – konjugace substrátů, které mají fenolickou skupinu, se sulfátem, je také běžnou detoxikační reakcí. Katalyzuje ji enzym sulfontransferáza, která vyžaduje ATP (Zvára a kol. 1998).
- 3) konjugace s kyselinou glukuronovou – glukosa se naváže na uridindifosfát (UDP) a následně je pomocí NAD^+ a vody dehydrogenována za vzniku kyseliny glukuronové. Obecně se kyselina glukuronová slučuje s látkami, které mají volnou hydroxylovou, thiolovou nebo aminovou skupinu (Hodgson, 2001).
- 4) konjugace s glutathionem – při něm se elektrofilní látky vážou na nukleofilní skupinu SH glutathionu. Tato reakce je katalyzovaná enzymy glutathion-S-transferázami. Vzniklé konjugáty se dále metabolizují na merkapturové kyseliny, deriváty N-acetylcysteinu (Zvára a kol. 1998).

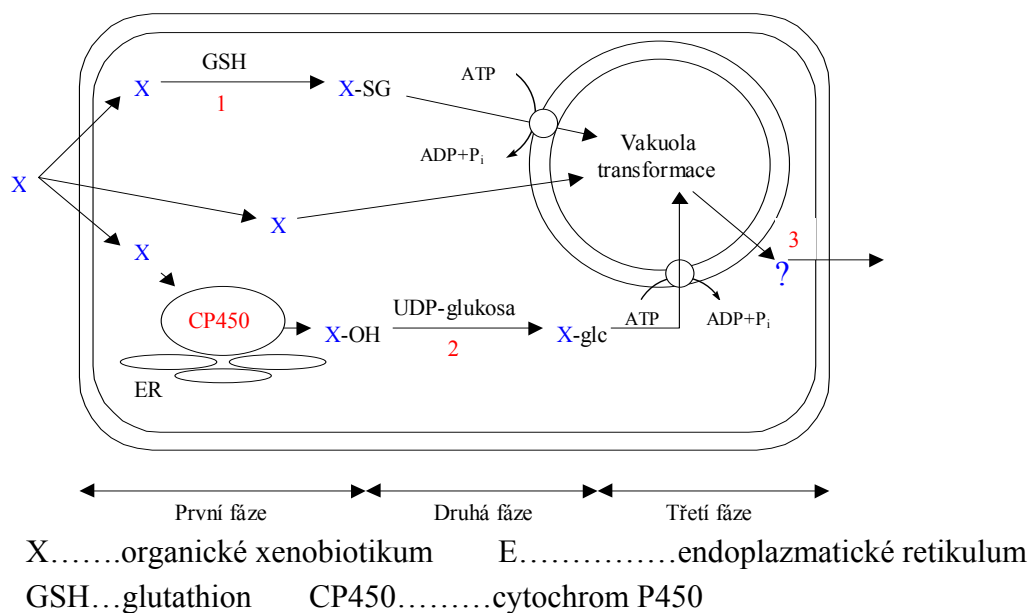
Rhizosféra degradace využívá činnosti rostlin a mikroorganismů žijících v kořenové oblasti rostlin (Macková et al., 2006). Oba typy organismů se doplňují jak ve výživových potřebách tak i navození podmínek pro účinnou degradaci toxikantů.

Rhizofiltrace, při které dochází k adsorpci nebo absorpci polutantů, přítomných v nejbližším okolí, do kořenů rostlin. Tento mechanismus je podobný fytoextrakci, ale používá se pro odstranění polutantů ze spodních vod, spíše než z půdy. Pokusy mohou být prováděny in situ nebo je voda přečerpána do speciálních nádrží vyplněných kořeny příslušných rostlin. Před-

pěstované rostliny žijí ve vodných prostředích s nízkou hladinou kontaminace a až po určité době jsou přesazeny přímo na kontaminované místo. Z mnoha testovaných rostlin se jako jedny z nejúčinnějších ukázaly hydroponicky pěstované slunečnice, např. využívané k odstranění radionuklidů z povrchové vody v okolí Černobylu.

Fytostabilizace napomáhá stabilizovat kontaminované místo, snaží se omezit rozšiřování polutantů např. erozí nebo prosakování do spodní vody jejich pevnější vazbou na půdní částice. Používá se při rekultivacích kontaminovaných ploch, kde přes poměrně nízké hladiny koncentrací polutantů neroste přírodní vegetace.

Převod do plynné fáze, kdy některé polutanty procházejí rostlinou do listů a vypařují se do atmosféry ve stejné nebo částečně modifikované formě. Jak bylo prokázáno u topolů, 90 % TCE (trichlorethylenu) odebraného z půdy bylo odpařeno.



Obr. 2: Mechanismus transformace organických polutantů v rostlinných buňkách

Užití rostlin pro odstranění polutantů ze vzduchu, které využívá schopnosti některých rostlin vázat polutanty přítomné v ovzduší na povrch listů např. schopnost vázat olovo zachycené z benzínových zplodin.

Fytoremediace může být aplikována při odstraňování anorganických i organických polutantů přítomných v pevných částech (půda), kapalných částech (voda) a ve vzduchu. Je také známo, že fytoremediace je nejlépe využitelná na velkých plochách, kde kontaminace dosahuje maximálně do 5 metrů hloubky. Výhodou fytoremediace je její vysoká efektivita, produkce biomasy může dosáhnout až 100 tun na hektar plochy za rok. Při růstu rostli nedochází k poškozování životního prostředí, jelikož nejsou potřeba těžké stroje ani převoz zeminy. Používání fytoremediace je též akceptováno veřejností. Nevýhodou fytoremediace je snadné ovlivnění jejího průběhu a výsledné kontaminace různými vlastnostmi půdy a životními podmínkami v místě znečištění. Struktura půdního profilu, pH, koncentrace solí, polutantů a přítomnost dalších toxinů - tyto faktory mohou být limitující s ohledem na toleranci použité rostliny. Kontaminanty se mohou hromadit v listech a mohou být znovu uvolňovány (např. při opadávání listů) do prostředí. V některých případech zvyšuje rozpustnost polutantů a může dojít k jejich rozšíření do okolního prostoru.

Fytoremediace je také pomalejší než běžné jiné biologické či fyzikální a chemické metody, a proto je nutné uvážit i časové hledisko při výběru metody. Některé limitující faktory fytoremediace by mohly být odstraněny s použitím geneticky modifikovaných rostlin. Takové

rostliny by byly získávány transformací po vložení specifických genů pro tvorbu bílkovin nebo peptidů, které se účastní vazby a transportu xenobiotik nebo zvýšením produkce a aktivity rostlinných bidegradačních enzymů a zajištění jejich přednostního transportu do rhizosféry a podpory půdních bakterií, které žijí v nejbližším okolí rostlinných kořenů.

Lze tedy říci, že fytořemediace je metoda při níž dochází k odstraňování xenobiotik šetrně a poměrně levně ve srovnání s fyzikálně chemickými metodami. V příštích letech by se mohla stát velmi využívanou metodou díky výhodám jež poskytuje.

Americká Společnost rostlinné fyziologie (ASPP) vypočetla před několika lety, že zavedené způsoby dekontaminace půdy stojí přibližně 1000 dolarů/1 tunu půdy, zatímco přečištění pomocí fytořemediace vyjde na 30 dolarů za tunu půdy. Tato čísla jsou průměrná a v každém jednotlivém případě je potřeba přihlídnout k různým faktorům, jako jsou typ polutantu, půdní typ a rozloha kontaminovaného místa atd. Ale přesto je fytořemediace významně levnější než běžné metody. Mezi zatím nejpoužívanější typy fytořemediace patří fytoextrakce, hlavně pro transport a akumulaci kovů z půdy, a rhizofiltrace, při které kořeny rostlin rostoucích ve vodě absorbují přítomné polutanty. Přímo pro tyto dvě metody připravený rozpočet ukázal, že je potřeba počítat s 25 –100 dolary za tunu přečištěné půdy a 0,6 – 6,0 dolaru /1000 galonů znečištěného vodního systému.

Oblasti kontaminované určitým typem organických látek nebo anorganických látek, vyžadují jiný typ rostlin nebo větší počet rostlin ve skupině. Často se používá vojtěška pro svojí schopnost fixovat dusík a vlastnostem kořenů, které zasahují do vhodné hloubky. Dále se pro fytořemediace osvědčily stromy z rodu Salicaceae (topoly a vrby), které jsou značně odolné a relativně rychle rostou. Řebříček vodní byl využit pro odstraňování škodlivých látek ze spodních vod.

5.1.2 *Ex situ* metody

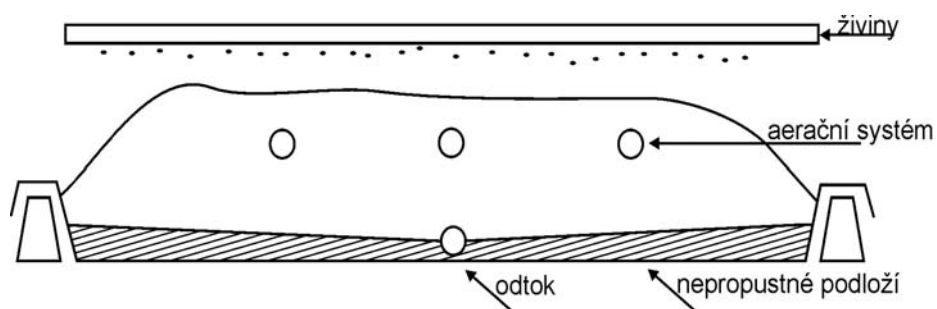
Bioremediace v suspenzním systému (slurry phase bioremediation)

Tato technologie byla úspěšně aplikována na dekontaminaci půd a kalů. Polutanty k jejichž odstranění byl použit tento systém jsou následující: polyaromatické uhlovodíky, pesticidy, ropné uhlovodíky, heterocyklické a chlorované aromatické sloučeniny. Poměrně široký rozsah látek, kterým lze tímto způsobem odstraňovat ze životního prostředí, se obráží i v řadě konkrétních případů kdy byla technologie použita. V modifikaci in situ, bioremediace v suspenzi v laguně (slurry lagoon bioremediation), byla při čištění dosažena koncentrace pro vinylchlorid menší než 5 ppm a celkový obsah PCB, benzenu a benzo[a]pyrenu byl nižší než 10 ppm. Obvykle je technologie v suspenzním systému prováděna jako vsádkový proces v reaktoru, kterým může být laguna, otevřené nádoby nebo uzavřený systém. Prvním krokem při čištění je odtěžení půdy, odstranění velkých kamenů a příprava vodní suspenze (60-95 váhových %). Po ukončení bioremediace se oddělí vodní a pevná fáze. Různé typy suspenzních reaktorů se od sebe liší ve způsobu okysličování a způsobem míchání suspenze. Výhody této bioremediační technologie spočívají v možnosti lepší a efektivnější kontroly procesu, zajištění zvýšené rozpustnosti organických látek, homogenizaci pevných částic v suspenzi, zlepšeném kontaktu mezi mikroorganismy a kontaminanty. Probíhá-li bioremediace v uzavřeném systému lze zvýšit rozpustnost látek přidávkou surfaktantu a k urychlení procesu přispívá i dodávání živin a jejich lepší distribuce event. přidávek vhodných mikroorganismů. Nevýhodou technologie jsou vyšší nároky na energii, nutnost přemísťování zeminy a její úprava a separace vodního a pevného podílu suspenze v závěru procesu. Finančně je tento způsob řemediace náročnější než landfarming a kompostování, ale je mnohem levnější než fyzikální způsoby dekontaminace a navíc je rychlejší.

Bioremediace v pevné fázi (solid phase bioremediation)

Land farming technologie se obvykle provádí přímo v povrchových vrstvách půdy (in situ) a nebo na separovaných dekontaminačních plochách. Kontaminovaná půda je dostatečně pohnojena N-P-K hnojivem, provlhčena a rozprostřena na nepropustnou podložku tak, aby se vrstva zeminy pohybovala v rozmezí 40 - 60 cm. Při dostatečné katabolické aktivitě mikroorganismů přirozeně osidlujících kontaminovanou zeminu se neprovádí žádná další inokulace mikroorganismy. Půda je v průběhu dekontaminace provzdušňována přehazováním. Průběžně se kontroluje vlhkost půdy, koncentrace živin a koncentrace polutantu. Technologie byla použita pro čištění různých typů odpadů a pro odstraňování nebezpečných chemikálií.

Pro půdy kontaminované BTEX a PCB lze využít pro dekontaminaci **vanový reaktor (bed reactor)**. Ten je umístěn v hale opatřené filtry pro zachycování případně vznikajících, potenciálně toxických, těkavých produktů metabolické aktivity mikroorganismů. Kontaminovaná půda nebo kal je umístěn do uzavřené vany (lože) s drenáží, která odvádí nebezpečný výluh pro další zpracování např. v bioreaktorech. Kontaminovaná půda je vzdušněna systémem trubek aeračního zařízení. Nad vanou je umístěn zavlažovací systém, který umožňuje případné dodávání dalších živin nebo mikrobiální suspenze s odpovídající katabolickou aktivitou.



Obr. 3: Schéma vanového reaktoru (bed reactor)

Obě uvedené technologie mohou být použity i pro sanaci kontaminovaných vod, kdy je voda nastříkována na půdu, ve které probíhá vlastní degradace polutantu.

Při **kompostování** je kontaminovaný materiál míchan s organickým materiálem (sláma, piliny, kůra aj.) a obohacen zdrojem N a P, případně dalšími anorganickými živinami. Materiál může být uložen rotačních bubnech, cirkulačních tancích, otevřených nádobách, silech nebo na otevřené hromádách (biopiles) nebo záhonech (windrow composting). V průběhu kompostování je materiál pravidelně vlhčen a vzdušněn přehazováním, otáčením nebo vzdušnicím systémem. Teplota během procesu je obvykle okolo 50-60°C. Proces může probíhat za aerobních nebo anaerobních podmínek. Během posledních 25 let se kompostování stalo jednou ze základních technologií pro čištění městských odpadů. Dále bylo popsáno využití této technologie pro odstraňování těžkých olejů, polyaromatických uhlovodíků, chlorovaných fenolů a výbušnin (TNT, RDX, HMX).

Výhody bioremediací

- může být prováděna přímo na místě
- stálé odstraňování polutantů
- biologický systém je levnější
- minimální narušení čištěného místa
- eliminace výdajů na transport
- možnost spojení s jinou technologií

Nevýhody bioremediací

- persistentnost některých látek vůči biodegradaci
- specifické místní požadavky
- toxicita kontaminantů
- možnost produkce neznámých vedlejších produktů
- nutnost extensivního monitoringu

9. Závěr

Pokud hodnotíme biotické a abiotické přístupy, musíme tak činit s přihlédnutím k okolnostem. Pro chemické podniky s velkoobjemovou výrobou odpadu bude snazší použít chemické postupy likvidace polutantů, jako je alkalická hydrolýza či termální spalování za přítomnosti katalyzátorů. Pro delší časový horizont lze a menší objemy (respektive koncentrace) polutantů lze výhodněji použít biofiltry. Pokud se jedná o odstranění persistentních sloučenin z přírodních lokalit, je nejvhodnější volbou použití bioremediace. Techniky odstraňování persistentních polutantů pomocí biologického činitele se neustále zdokonalují a jejich aplikace by mohla být velmi efektivní.

Všechny dosud popsané a používané bioremediační technologie nemají obecné, široké použití. Při hledání metody pro odstraňování polutantů z určité lokality je nutné vycházet z kompletní charakterizace znečištěné lokality a zvážit celou řadu kritérií, na jejichž základě lze vybrat metodu vhodnou pro ten daný určitý případ. S ohledem na cílový kontaminant se při výběru vhodné remediační metody sledují taková kritéria jako jsou celkové náklady na proces, minimální dosažitelná koncentrace polutantu, spolehlivost, účinnost metody, náklady na úpravy po ukončení bioremediace, a také další možné využití vyčištěné půdy. Mimo tato kritéria je nutné brát do úvahy i to, jak by bylo zavedení vybrané metody akceptováno širokou veřejností.

10. Použitá literatura

- [1] Demnerova K.: Bioremediační technologie k odstranění polychlorovaných bifenyly z životního prostředí. V: Úvodní národní inventura POPs v ČR. Část VII, Kap. 16, Technologie a Biotechnologie k odstranění polychlorovaných bifenyly z prostředí. 2005
- [2] Holoubek I. a kol.: Hodnocení rizik persistentních organických polutantů v agrárním ekosystému, Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha 6, 2-18, 2003.
- [3] Horák I., Linhart I.: Úvod do toxikologie a ekologie pro chemiky, nakladatelství VŠCHT Praha, 41-49, 2004.
- [4] <http://www.lbl.gov/NABIR/generalinfo/glossary.html> (Natural and Accelerated Bioremediation Research, 2003)
- [5] Macek T., Macková M., Káš J.: Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. *Biotechnology Advances* 18 (1), 23-35, (2000)
- [6] Mackova M., Dowling D.N., Macek T.: *Phytoremediation and Rhizoremediation. Theoretical Background.* Springer, Dordrecht, 2006
- [7] Matějů a kol.: Kompendium sanačních technologií. Vodní zdroje EKOMONITOR spol. s.r.o, Chrudim, 2006
- [8] McGowan C, Fulthorpe R, Wright A, Tiedje JM.: Evidence for interspecies gene transfer in the evolution of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid degraders. *Applied Environmental Microbiology*; 64: 4089-4092, (1998)
- [9] Romantschuk M, Sarand I, Petänen T, Peltola R, Jonsson-Vinhanne M, Koivula T, Yrjälä K, Haahtela K.: Means to improve the effect of *in-situ* bioremediation of contaminated soil: overview of novel approaches. *Environmental Pollution*; 107: 179-185, (2000)

- [10] Siglova M. Základy biodegradace a biodeteriorace : sylabus k předmětu. ESO VŠCHT Praha, 2005
- [11] Zvára J. a kol.: Fytofarmacie, Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 20-64, 1998.

POSUZOVÁNÍ ŽIVOTNÍHO CYKLU PRODUKTŮ- ENVIROMENTÁLNÍ DOPADY LIDSKÝCH AKTIVIT

Vladimír Kočí

1. Úvod

Hodnocení environmentálních dopadů produktů přivádí uvažování a rozhodování blíže ke konkrétním dopadům na životní prostředí. Hodnocení environmentálních dopadů vlastních technologických procesů bere v úvahu pouze možné emise, jejich množství a rizika s jejich vznikem a uvolňováním spojená. Hodnocení environmentálních dopadů samotných produktů je podstatně konkrétnější. Bere do úvahy nejen vznik emisí při výrobě produktu, ale i surovinovou a energetickou náročnost jeho výroby i užívání, jeho životnost a zároveň i environmentální dopady konečné likvidace. S rolí životnosti a možnosti vyjádření environmentálních dopadů jednotlivých produktů vstupuje do hry aktivně i spotřebitel, který je v případě hodnocení environmentálních dopadů konkrétních technologií v pasivní roli.

2. Hodnocení environmentálních dopadů emisí

Emisí míníme uvolňování látek v důsledku lidské činnosti do životního prostředí. Hodnocení environmentálních dopadů produktů je poměrně novou disciplínou, ale je založeno na dlouhodobých zkušenostech s hodnocením dopadů chemikálií či jejich směsí v odpadních vodách či vzdušných emisích. Hodnocení rizik a dopadů spojených s emisemi látek do prostředí je založeno na 3 faktorech:

- 1) jaké množství látky se do prostředí uvolnilo
- 2) jak je látka nebezpečná, jaké jsou její biologické účinky
- 3) jaká expozice, dávka, koncentrace, je nutná k zaznamenání nepříznivého efektu.

Zjednodušeně by se dopad látky v prostředí mohl vyjádřit následující rovnicí.

$$\text{Environmentální dopad} = \text{množství látky} \times \text{potenciál dopadu} \times \text{expozice} \quad (1)$$

Potenciál dopadu látky je její základní nebezpečnost, tj. schopnost způsobovat daný dopad. Expozicí míníme množství, v jakém látka dosáhne část prostředí, kde způsobuje daný dopad. U emise freonů tím míníme dosažení ozónové vrstvy, u emisí toxických látek vstřebání organismem. Hodnocení environmentálních dopadů emisí se často v praxi provádí pro každý z uvedených faktorů zvlášť jinými postupy a je poměrně podrobně rozpracováno. Dostupné jsou tedy základní znalosti z každé oblasti a mohou být použity pro posuzování dopadů produktů.

3. Hodnocení environmentálních dopadů produktů

Zaměříme se nyní na rozdíly mezi hodnocením environmentálních dopadů emisí a produktů. Jako příklad produktu si můžeme vzít elektrický mixér. Sám o sobě, když leží na stole, nemá žádný reálný environmentální dopad. Má dopad pouze s ohledem na svoji minulost a budoucnost a s ohledem na svoji funkci, je-li používán. Mixér má environmentální dopad v případě, že dochází k jeho interakcím s okolím v rámci jednotlivých stádií jeho životního cyklu, které členíme na procesy. Jedním takovým procesem je výroba mixéru, druhým jeho doprava ke spotřebiteli, dalším procesem je jeho používání, dalším procesem jeho odstranění. Během každého procesu dochází k interakcím mixéru s jeho okolím. Zaznamenáme materiálové a energetické vstupy a výstupy jednotlivých procesů. Některé výstupy jednoho procesu se stávají vstupy procesu následného. Pro posuzování dopadů celého mixéru jsou klíčové

vstupy a výstupy do okolního prostředí. Ty nazýváme elementárními vstupy a výstupy. Novým způsobem při posuzování dopadů produktů je společné hodnocení mnoha emisních toků s různými kategoriemi dopadu se zohledněním i surovinové náročnosti, tj. jaké suroviny jsou nenávratně spotřebovány při výrobě či užívání.

Hodnocení velkého množství procesů v rámci produktového systému může být obtížný úkol vyžadující značná množství dat. Aby mělo hodnocení praktický význam, musí být proveditelné v reálném časovém horizontu. Hlavním cílem není poznat všechny detaily a hodnotit dopady všech jednotlivých procesů a emisí z nich s co největší přesností, ale naopak vytvořit přehled celého produktového systému, který dosud nebyl realizován a identifikovat procesy podílející se významně na environmentálních dopadech. Získaný celkový přehled následně slouží k porovnávání variant řešení či k porovnání environmentálních dopadů produktů splňujících stejnou spotřebitelskou funkci.

Hodnocení produktových systémů zavádí vedle celkového pohledu na životní cyklus produktů i faktor regionální. Platí zde stejně jako v jiných oborech, které mají vztah k životnímu prostředí, regionální a někdy i lokální specifika. Co může na jednom místě být škodlivé, může být na jiném místě pozitivní. Jeden a tentýž produktový systém může v jedné zemi mít větší dopady na životní prostředí než v jiné. To souvisí s takovými lokálními faktory, jako je například technologie získávání elektrické energie. Je-li v jedné zemi získáváno větší množství elektrické energie environmentálně šetrným způsobem než ve vedlejší zemi, budou i environmentální dopady výroby spotřebovávající elektrickou energii menší. Stejný produkt, který spotřebuje v obou zemích stejné množství energie, bude mít tudíž při používání v různých zemích rozdílné environmentální dopady. Tento zdánlivě neřešitelný problém lze s pomocí LCA řešit. Pro určité studie se naopak místní specifika daného procesu neberou na vědomí, ale naopak je kladen důraz na širší aspekty hodnocení, což vyplývá z definování rozsahu studie.

Hodnocení environmentálních dopadů produktů je zaměřeno na zjišťování potenciálních dopadů. Nejedná se zde tedy o vlastní environmentální měření či biotesty, ale o co nejpresnější zmapování materiálových a energetických toků a zhodnocení jejich možných environmentálních dopadů. Princip hodnocení environmentálních dopadů produktů by tedy mohl být pro jednu látku vyjádřen následujícím vztahem.

$$\sum \text{potenciálních environmentálních dopadů} = \text{potenciál dopadu látky} \times \sum \text{množství emitované látky ze všech procesů} \quad (2)$$

Uvedený vztah vyjadřuje typickou vlastnost posuzování životního cyklu produktů. Hodnotí se dopady všech látek vstupujících a vystupujících do produktového systému v jejich celkových součtech. Hodnotí se dopady látek vypouštěných do prostředí i dopady úbytků primárních surovin.

4. Životní cyklus produktu

Každý produkt během své existence vstupuje do několika významných stádií majících různé dopady na životní prostředí. Podobně jako život organismu se skládá ze zrození, vývoje, aktivního života a končí smrtí, zahrnuje životní cyklus produktů tato 4 hlavní stadia: získávání surovin, výrobu, užívání produktu a odstranění.

Úplný životní cyklus produktu začíná získáváním obnovitelných i neobnovitelných surovin a energetických zdrojů z prostředí. Jedná se například o těžbu dřeva nebo ropy či o doložení rud. Do tohoto stadia je zahrnována i doprava surovin z místa jejich získávání do místa dalšího zpracování. Ve stadiu výroby jsou suroviny přeměňovány na produkt a dopravovány ke spotřebiteli. Samotné stádium výroby se skládá z přeměny surovin na materiály potřebné pro výrobu produktu, z výroby a kompletace vlastního produktu a z jeho balení, které je nutné

pro distribuci ke spotřebiteli. Vyrobený produkt je v tomto stádiu spotřebováván a využíván. Jsou sem zahrnuty energetické a surovinové požadavky na provoz, využití opravy či uskladnění. Když už spotřebitel produkt nepoužívá a nehodlá jej nadále vlastnit, nastává stádium odstranění. Kromě samotného produktu bývají likvidovány i obaly. Součástí tohoto stádia jsou energetické a materiálové nároky na odstranění, znovuužití, případně recyklaci.

Každé životní stádium produktu vstupuje do jiných interakcí se svým okolím, s životním prostředím. Každé stádium tudíž představuje jinou potenciální zátěž životního prostředí. Jestliže je naším cílem porovnat a zhodnotit environmentální dopady produktů, je třeba to dělat s ohledem na všechna stádia jejich životních cyklů a nezaměřovat se pouze na některá stádia, případně pouze na jedno z nich. Příkladem nevhodného posuzování environmentálních dopadů dvou produktů je hodnocení, zda jsou environmentálně šetrnější plastové nebo skleněné lahve na nápoje s ohledem na jejich odstraňování: Je environmentálně šetrnější skleněné lahve recyklovat nebo plastové lahve spalovat či využívat jako druhotnou surovinu? Takto položená otázka je zavádějící neboť se zaměřuje pouze na jedno stádium životního cyklu lahve, potažmo nápojů, které jsou hlavním produktem, jenž si spotřebitel kupuje. Jestliže hodláme porovnat environmentální dopady dvou systémů balení nápojů, je třeba přihlídnout rovněž k environmentálním dopadům spjatým s jejich výrobou, distribucí či k dopadům spjatým s procesy nutnými pro jejich recyklaci jako je vymytí či hygienizace.

5. Produktový systém

Všechny procesy a operace podílející se na jednotlivých fázích životního cyklu výrobku tvoří jeden celek nazývaný produktový systém. Opravdový „život“ produktu začíná při získávání surovin nutných pro jeho výrobu, pokračuje při výrobě materiálů, dále se odvíjí při výrobě vlastního produktu, při jeho užívání spotřebitelem a končí při odstranění produktu. Produktový systém při zpracování studií LCA se sestává z procesů a toků. Procesy jsou jednotlivé operace přeměňující vstupy na výstupy, toky jsou spojnice procesů, kdy jeden tok je výstupem procesu předcházejícího a zároveň je vstupem procesu následného.

6. Materiálové a energetické toky

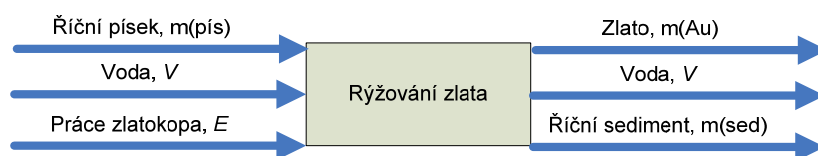
Každý proces musí být popsán jednak vstupy a výstupy, ale také pozicí vzhledem k ostatním procesům. Propojení jednotlivých procesů je realizováno materiálovými a energetickými toky, kdy jeden tok je zároveň výstupem z předchozího a vstupem do následného procesu. Při modelování produktového systému je důležité dodržovat návaznost procesů. Jestliže z jednoho procesu vystupuje materiálový výstup, musí ten samý tok na vstupu do dalšího procesu být vyjádřen ve stejných jednotkách. Typickou jednotkou materiálových toků je hmotnost vyjádřená v kilogramech. Jinou jednotkou může být objem, plocha (např. malování stěn), počet kusů nebo čas. U energetických toků se obvykle jedná o kJ nebo kWh.

7. Procesy

Každé z jednotlivých stádií životního cyklu produktu je tvořeno z různého počtu procesů. Proces je základní stavební kámen modelu produktového systému. Jedná se o operaci, která mění materiálové a energetické vstupy na výstupy. Složitější procesy se skládají z vnitřních podprocesů, například proces čištění odpadních vod se sestává z podprocesů separace pevných částic, z podprocesu biologické aktivace a z procesu separace kalu. Vztahy mezi procesem a jeho okolím musí být jednoznačně definovány vhodnou jednotkou závislou na charakteru toku vstupujícího a vystupujícího z procesu. Proces, který již není v modelu produktového systému dále dělen na podprocesy, se nazývá jednotkový proces.

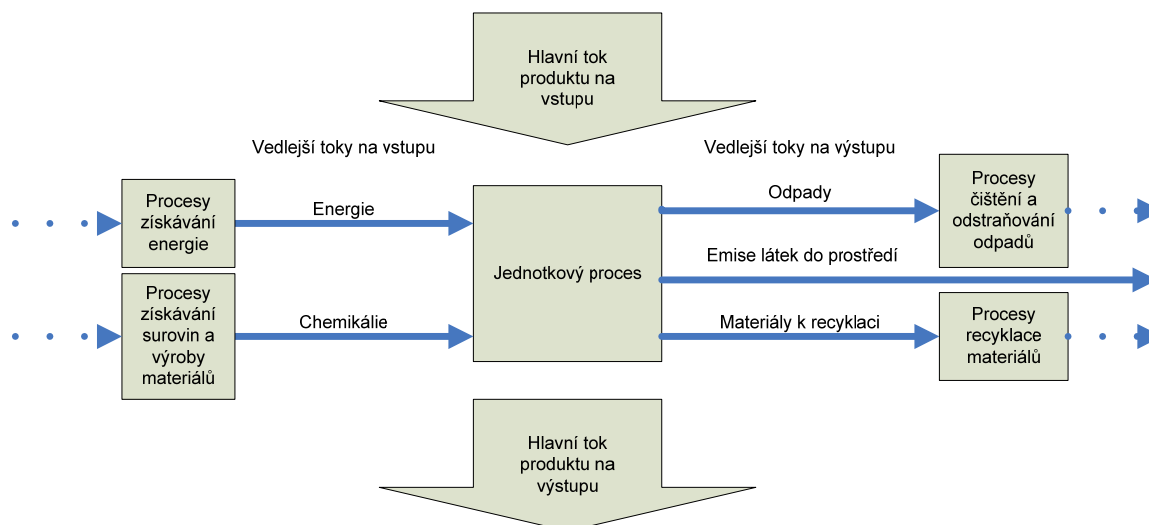
Jako příklad jednotkového procesu se vstupy a výstupy si představme zlatokopa rýžujícího ve zlatonosném potoce zlato. Činnost zlatokopa nazvěme rýžování zlata a stejný název dejme i procesu, jenž by byl součástí produktového systému (třeba ražby zlatých mincí).

Vstupem do procesu rýžování zlata je říční písek obsahující zlato, jehož celkovou hmotnost známe a označíme ji $m(\text{pís})$. Řekněme, že toto je hmotnost říčního písku, který zlatokop zpracuje během jednoho dne. Pro rýžování zlata je potřebný proud vody v potoce sloužící k separaci zlata uvnitř zlatokopovy rýžovací pánve. Objem vody, jenž zlatokop během dne použije necht' je V . K rýžování zlata je nezbytná práce zlatokopa, již si můžeme vyjádřit jako energii E . Výstupem z procesu rýžování je separované zlato o hmotnosti $m(\text{Au})$, říční sediment ochuzený o zlato o hmotnosti $m(\text{sed})$, kde platí $m(\text{pís}) = m(\text{sed}) + m(\text{Au})$ a říční voda již zlatokop z pánve průběžně vyléval, dejme tomu o stejném objemu V . Při modelování produktového systému jednotkový proces rýžování zlata znázorníme jako obdélník, do něhož mířící šipky představují vstupy procesu, materiálové a energetické toky, konkrétně říční písek, vodu a energii zlatokopa. Výstupy jsou obdobně znázorněny šipkami vystupujícími z procesu.



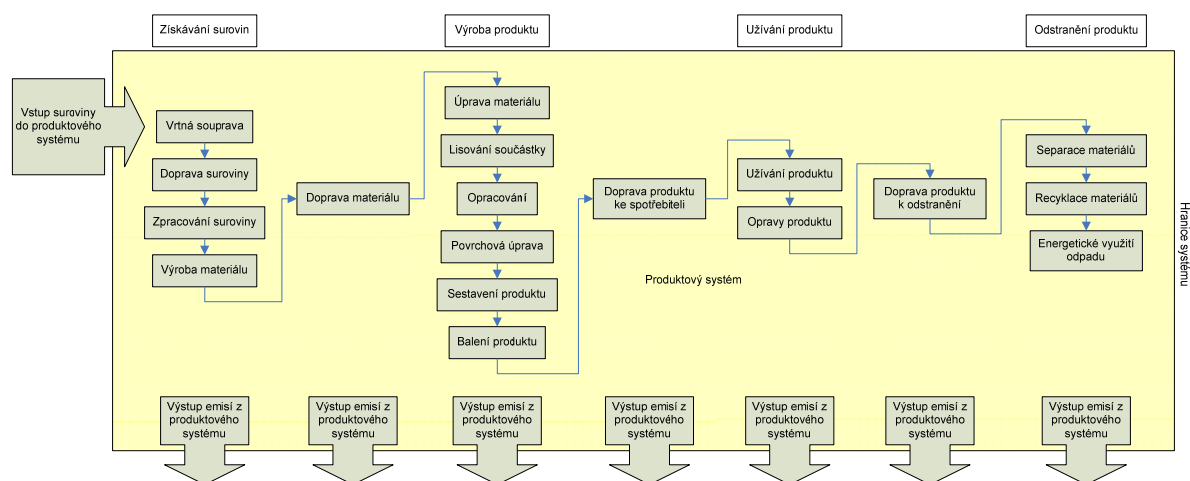
Obrázek 1 Proces rýžování zlata

V uvedeném příkladu s rýžováním zlata se voda vyskytuje jak na vstupu, tak na výstupu procesu. Jedná se o pomocný materiálový tok, který sice není obsažen ve finálním produktu, ale je nezbytný pro daný dílčí proces produktového systému. Těmto pomocným tokům říkáme vedlejší toky. Vedlejšími toky na vstupu bývají obvykle energie (práce zlatokopa) či materiály (říční voda) jako jsou například chladicí vody, katalyzátory, detergenty, maziva, rozpouštědla. Nesmíme ovšem zapomínat i na vedlejší toky na výstupu z procesu. Zde se obvykle jedná o odpadní materiály, odpadní vodu, odpadní teplo, nepovedené výrobky, emise látek do prostředí a podobně. Obecnější podobu jednotkového procesu jako součásti produktového systému znázorňuje následující obrázek.



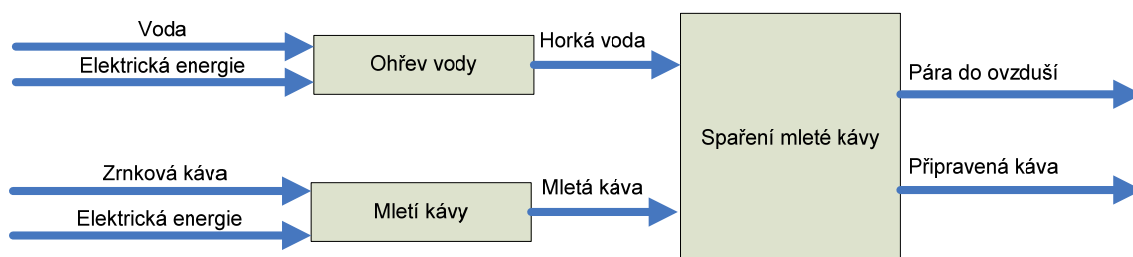
Obrázek 2 Příklady vedlejších toků jednotkového procesu

Energie potřebná pro procesy i vedlejší materiálové toky musí být vyrobeny a pomocné materiály musí být po jejich použití odstraněny. Odstraňování je často samostatným procesem s vlastními environmentálními dopady. Hlavní i vedlejší materiálové a energetické toky mohou být z environmentálního hlediska stejně významné, musí proto být začleněny do produktového systému. Zapojení vedlejších toků do hodnocení environmentálních dopadů produktů je jednou z ústředních myšlenek posuzování životního cyklu (Life Cycle Assessment –LCA). S vědomím, že každý proces může zahrnovat vedlejší toky jak na vstupu, tak i na výstupu, lze modelovat celý produktový systém produktu zahrnující procesy získávání surovin, vlastní výroby produktu, jeho používání i jeho odstraňování. Při modelování produktového systému používáme obvykle základní rovinu schématu zahrnující procesy bezprostředně se podílející na životním cyklu výrobku a eventuálně další roviny schématu zahrnující procesy související s vedlejšími toky. Každý z procesů znázorněných na obrázku obdélníkem představuje v hlavním produktovém systému tok materiálů či energie procházejících systémem. Většina těchto dílčích procesů obsahuje další vedlejší toky materiálů či energie, mají své vlastní vstupy a výstupy.



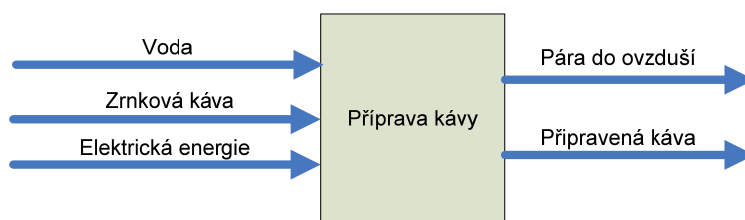
Obrázek 3 Základní rovina produktového systému plastového výrobku

Jiným typem další roviny produktového systému jsou podprocesy, jež často nebývají ve složitých schématech uvedeny, jsou ale přítomny jaksi na pozadí nadřazených procesů jak znázorňuje následující příklad přípravy kávy. Na prvním schématu máme zobrazeny tři procesy podílející se na přípravě kávy. Jedná se o proces mletí kávy, do kterého vstupují toky káva a elektrická energie, o proces ohřevu vody se vstupem voda a elektrická energie a o proces spaření mleté kávy, do kterého vstupuje mletá káva, horká voda a vystupuje tok připravená káva.



Obrázek 4 Schéma procesů podílejících se na přípravě kávy

Uvedené schéma lze vyjádřit jako jeden proces s tím, že vstupy a výstupy původního schématu představují vstupy a výstupy námi vytvořeného procesu příprava kávy.



Obrázek 5 Proces příprava kávy

Stejně materiálové a energetické toky vstupující současně do více podprocesů lze vyjádřit jako jeden tok vstupující do nadřazeného procesu a vyjadřující součet toků vstupujících do jednotlivých vnořených procesů. Spojení částí produktového systému do logických celků zastoupených jediným procesem značně zjednodušuje znázornění produktového systému.

8. Elementární toky

Do každého produktového systému vstupují ze životního prostředí materiálové a energetické toky. Vstupy ze životního prostředí jsou obvykle suroviny a energie, například ve formě slunečního záření. Produktový systém obvykle vytváří určité toky zaústěné do životního prostředí, jedná se především o emise do vzduchu, vody a půdy. Vstupy a výstupy představující interakci mezi okolím a produktovým systémem nazýváme elementárními toky. Každý elementární tok překračuje hranice produktového systému a zajišťuje tak výměnu energie nebo hmoty s životním prostředím. Elementární toky bývají někdy označovány jako terminální toky a označují s písmenem T.

9. LCA ve 4 odstavcích

LCA je analytická metoda hodnotící možné environmentální dopady spjaté s životním cyklem určitého výrobku, služby, technologie, obecně produktu. LCA bere do úvahy, že dopad produktu není vázaný na určité látky ani na určité regiony. Environmentální dopady jsou zde hodnoceny ve vztahu k definovaným problémům životního prostředí zvaných kategorie dopadu. Studie LCA se sestává ze čtyř základních fází, jejichž vzájemný vztah je znázorněn na následujícím obrázku (Obrázek 6). Obousměrné šipky mají znázornit iterační podstatu přístupu řešení LCA. Poznatky z jedné fáze totiž mohou ovlivnit východiska fáze předcházející, kterou je třeba následně přehodnotit a pokračovat opět k fázi následující. V případě použití dostupné výpočetní techniky, není provedení těchto iterací obtížné.

10. Definice cílů a rozsahu

V první fázi LCA musí být jasně definováno, co a jak bude posuzováno. Jedná se především o jasnou specifikaci produktu a jeho funkce. To jak bude funkce produktu specifikována a jak bude kvantifikována, určuje tak zvaná funkční jednotka. V této fázi LCA je třeba rovněž určit referenční tok představující množství produktu, které je potřebné k naplnění funkční jednotky. Při porovnávání environmentálních dopadů dvou a více produktů vzájemně, je právě určení referenčního toku tím nástrojem, pomocí kterého srovnáváme srovnatelné. Míra komplexnosti studie LCA je určena hranicemi systému. Součástí této fáze je rovněž specifikace studie LCA jako takové, tedy, komu bude určena, k čemu bude sloužit a podobně. Pro posuzování dopadů životního cyklu, je již na tomto stupni třeba zvolit vhodný charakterizační model, tedy skupinu kategorií dopadu a metodu vyjádření účinků emisí na životní prostředí. Dále je třeba transparentně uvést přijaté předpoklady a omezení, popsat metody kritického zhodnocení a typ a formát výstupu studie.

11. Inventarizace

Fáze LCA nazývaná inventarizace slouží ke zjištění a vyčíslení všech materiálových a energetických toků vstupujících do životního cyklu produktu a především těch, které jej opouští a působí v životním prostředí nepříznivě. Podstatou fáze je modelování produktového systému realizované obvykle ve specializovaných databázových software. Součástí inventarizace je i sběr dat. Jedná se o zjišťování informací o jednotlivých procesech životního cyklu produktu. O energetické a materiálové náročnosti všech zúčastněných procesů. Výstupem z inventarizační analýzy je soubor dat shrnující materiálové toky vstupující a vystupující přes hranice produktového systému. Zjednodušeně řečeno se jedná o informace, jaká množství jakých látek se dostávají během celého životního cyklu produktu do životního prostředí ve formě různých emisí a jaká množství přírodních surovin byla spotřebována. Tento soubor dat nazýváme environmentálním profilem produktu. Množství spotřebovaných surovin a vypuštěných emisí je vždy vztahováno k referenčnímu toku posuzovaného produktu. Výsledky inventarizace by měly být prezentovány přehlednou formou, kolik a jakých látek z okolního prostředí do systému vstupuje a kolik vystupuje. I ten nejjednodušší produkt vstupuje do velkého

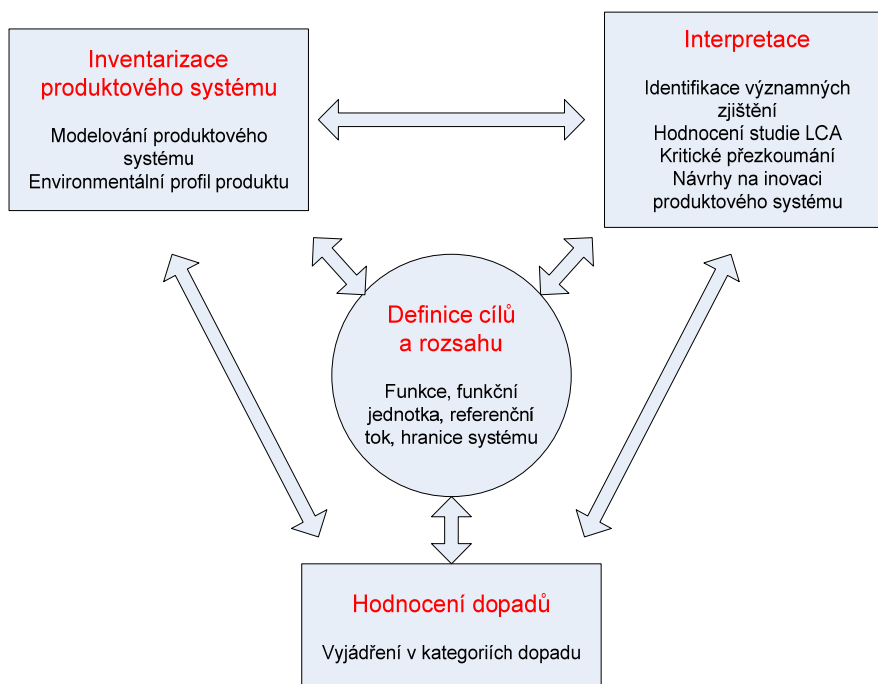
počtu jednotlivých operací. Opravdový „život“ produktu začíná při získávání surovin nutných pro jeho výrobu, pokračuje při výrobě materiálů, dále se odvíjí při výrobě vlastního produktu, při jeho užívání spotřebitelem a končí odstraněním produktu. Všechny zúčastněné operace jednotlivých stádií životního cyklu musí být v inventarizaci zmapovány a zapojeny do určení výsledného environmentálního profilu produktu.

12. Hodnocení dopadů

Nedílnou součástí LCA je převedení environmentálního profilu produktu, tedy seznamu jednotlivých emisí spjatých s životním cyklem, na jednotky konkrétních problémů životního prostředí, na kategorie dopadu. Jedná se o vyjádření, jak se produkt podílí například na vzniku troposférického ozónu, klimatických změnách, acidifikaci a podobně. Toto převedení emisních toků, obvykle vyjádřených hmotnostně, na konkrétní problémy v životním prostředí, vyjádřené indikátory kategorií dopadu, je jedním z hlavních přínosů LCA. Právě tímto krokem se LCA odlišuje od analýz typu IOA, ERA nebo od ekonomických studií. Hodnocení dopadů spočívá v přiřazení výsledků z inventarizace jednotlivým kategoriím dopadů a vyčíslení míry jejich působení tak zvanou charakterizací. Výstupem je pak soubor výsledků indikátorů kategorií dopadu jednoznačně definovaných jednotek. Převedení výstupů inventarizace na indikátory kategorií dopadu je umožněno rozvojem tak zvaných charakterizačních modelů.

13. Interpretace

Interpretace životního cyklu slouží k přehlednému prezentování zjištěných informací. Jednotlivé poznatky se nazývají významná zjištění a jsou podrobeny pečlivé kritice. Důležitou součástí interpretace je ověření významných zjištění prováděním speciálních kontrol. Během předchozích fází byly zákonitě provedeny určitá zjednodušení, odhady, byly přijaty určité předpoklady a rozhodnutí, jak v studii pokračovat. Vliv těchto předpokladů na formulaci významných zjištění se testuje analýzou citlivosti. Všechny tyto předpoklady musí být zahrnuty do závěrečné zprávy studie, musí zde být diskutovány, obhájeny a vždy musí být stavěny vedle výsledků.



Obrázek 6 Technické schéma fází LCA

14. Použití LCA

LCA svými myšlenkovými postupy inspiruje i jiné nástroje environmentálního managementu (například EIA, ERA), ale zpětně ovlivňuje i ty postupy, ze kterých původně vyšla (IOA, Environmental accounting). LCA začíná vnášet inspiraci pro rozvoj nových přístupů v hodnocení environmentálních rizik (ERA) a dokonce se začíná uvažovat i o použití nástrojů LCA do posuzování environmentálních dopadů (Environmental Impact Assessment, EIA) a rovněž do strategických SEA (Strategic environmental assessment). V následujících odstavcích jsou stručně shrnuty vybrané aplikace LCA.

15. Srovnávání alternativních produktů – komparativní studie

Hlavním účelem metody LCA je posuzování environmentálních dopadů produktů od kůlebký do hrobu a to s hlavním cílem porovnání dvou produktů splňující stejnou uživatelskou funkci a k identifikaci těch procesů životního cyklu produktu, kde dochází k největší zátěži životního prostředí. Metoda LCA byla nejprve vyvinuta především pro hodnocení obalů, následně byla úspěšně aplikována i na celé spotřebitelské produkty, což je bezesporu hlavní doménou využití LCA. Koncepce uvažování v životních cyklech ovšem přináší celou řadu nových podnětů, jak se dívat na interakce lidských aktivit a životního prostředí. Ukázalo se, že produktem, jenž můžeme pomocí LCA hodnotit, nemusí být čistě hmotný výrobek (PET vs. skleněná lahev), ale i služba nebo technologický proces. Doprava osob či materiálu je službou, jejíž environmentální dopady lze pomocí LCA posuzovat stejně úspěšně jako technologické procesy (Je šetrnější katalytický proces výroby určité chemikálie nebo stechiometrické reakce s přebytkem vstupních chemikálií?). Významnou aplikační oblastí LCA konkrétních technologických procesů se stalo odpadové hospodářství.

16. Interní zlepšování výrobních systémů podniků

Značný počet studií LCA byl zpracován pro interní účely průmyslových podniků. I do budoucna lze tuto oblast považovat za jednu z prioritních. LCA dokáže identifikovat možnosti interních zlepšení výrobních postupů v rámci jednotlivých podniků či korporací. Pomocí LCA lze určit ty jednotlivé procesy výroby, které představují nejen nejvyšší podíl na environmentálním profilu podniku, ale také pomáhá managementu identifikovat procesy s největší spotřebou energie či paliv a tudíž i možnosti úspor. LCA je základním analytickým nástrojem tak zvané průmyslové ekologie podniků. Pro interní podnikové účely je velmi přínosné rozšíření LCA do oblasti ekonomické – LCC (Life Cycle Costing).

17. Komunikace s veřejností

Výstupy z LCA jsou poměrně dobře prezentovatelné veřejnosti. Tohoto faktu využívá stále širší okruh průmyslových podniků (Volkswagen, Nokia, Shell, Motorola) k vytváření kvalitních vztahů s veřejností (Public Relations). Je ovšem mít na paměti, že v historii byly sestavovány i účelové studie LCA, jejichž kvalita spočívala právě jen v komunikaci s veřejností. Fakt, že vznikaly v 90. letech účelové studie LCA byl hlavním podnětem k rychlé tvorbě pevného rámce metody ukotveného v řadě norem ISO 14040. V současnosti v rozvinutých zemích ovšem platí, že poskytnutí studie LCA na svůj produkt pro průmyslové partnery i pro nejširší veřejnost je samozřejmé. Sílicí zájem veřejnosti o environmentálně šetrnější produkty vytváří tlak na výrobce, aby nejen že vytvářely studie LCA na své produkty, ale aby totéž vyžadovali i od svých subdodavatelů.

18. Ekoznačky

Zájem veřejnosti o environmentálně šetrné produkty se odráží v rozvoji environmentálního značení produktů, tak zvaných ekoznaček. Ekoznačka III. typu – EPD (Environmental Product Declaration) ISO 14020-25 je udělována konkrétním výrobkům na základě studie LCA.

Aby mohl výrobek obdržet certifikaci EPD, musí být sestavena studie LCA na všechny jeho komponenty. Tento princip se v praxi stává motorem pro navrhování environmentálně šetrnějších výrobků. Jestliže například výrobce plánuje udělení EPD svému výrobku, bude upřednostňovat dodavatele potřebných součástí, kteří rovněž mají EPD (a tudíž i LCA) na své výrobky. Ve Skandinávských zemích se tímto způsobem například staví obytné domy, kdy již projektant volí subdodavatele, například oken, na základě jejich certifikace EPD. Průběžně se rozšiřují seznamy výrobků, jimž byla certifikace EPD udělena¹. Ekoznačka II. typu je dosud (rok 2008) udělována na základě vlastního prohlášení výrobců, v blízké době ovšem dojde s největší pravděpodobností k inovaci odpovídajících ISO norem tak, že i tento typ ekoznaček bude udělován na základě posuzování životního cyklu, pomocí zjednodušených studií LCA.

19. LCA v odpadovém hospodářství

Na první pohled by se mohlo zdát, že použití LCA pro řešení nakládání s odpady jde proti smyslu a poslání metody posuzovat environmentální aspekty produktů od kolébky do hrobu. Z tohoto pohledu by odpadové hospodářství mělo být vždy součástí životních cyklů jednotlivých výrobků stávajících se na konci fáze užití odpadem. Na druhé straně se na technologie nakládání s odpady můžeme dívat jako na službu, jejíž environmentální dopady nás zajímají. Je to podobné jako když posuzujeme dva systémy sušení rukou (papírové ubrousky vs. teplovzdušný větrák), kde nás také zajímá pouze konkrétní funkce (služba) produktu a nikoli „životní cyklus“ špinavých rukou.

Metoda LCA může být v oblasti odpadového hospodářství použita za účelem porovnání environmentálních dopadů alternativních systémů nakládání s odpady nebo za účelem identifikace hlavní oblasti potenciálního zlepšení v daném konceptu či technologii. Výsledky LCA mohou být užitečnými podněty pro proces rozhodování. LCA v odpadovém hospodářství se zaměřuje zejména na identifikaci environmentálně nejvýznamnějších procesů v řetězci zpracování odpadů, na identifikaci nejvýznamnějších environmentálních zátěží v rámci procesu, na určení, zda návrhy na zlepšení končí v lokální optimalizaci (posun environmentálních zátěží na jiná místa), nebo jestli jsou environmentálně vhodnější pro celý systém nakládání s odpady, a na hodnocení environmentálního dopadu jednotlivých alternativ nakládání s odpady v rámci životního cyklu.

Metodu LCA využívá již mnoho zemí při strategickém plánování v odpadovém hospodářství a tvorbě plánů odpadového hospodářství (POH). Jen ve Velké Británii byly vyvinuty a aplikovány tři modely pro nakládání s tuhými odpady. Jsou to WISARD (vyvinut Environmentální agenturou a Ecobilan), IWM2 (Procter and Gamble) a model Wasteman (AEA technology). WISARD používají ve Velké Británii při tvorbě regionálních plánů odpadového hospodářství. Aplikaci uvažování životního cyklu (Life Cycle Thinking) v odpadovém hospodářství prosazuje EU, ať už ve formě vydané Tematické strategie pro předcházení vzniku odpadů a jejich recyklaci, tak i v dalších aktivitách a projektech. Metodu LCA využívá již mnoho zemí při strategickém plánování a tvorbě plánů odpadového hospodářství. Ve Velké Británii se metoda LCA využívá při tvorbě regionálních plánů odpadového hospodářství a aplikace této metody je doporučena v Odpadové strategii již z roku 2000. Tato metoda se považuje za jeden z perspektivních nástrojů při zavádění trvale udržitelného rozvoje.

¹ <http://www.environdec.com>

20. Odstraňování nebezpečných látek

Vzhledem ke schopnosti LCA vyjadřovat emisní toky v termínech kategorií dopadu, je možné aplikovat LCA i pro porovnávání environmentální významnosti různých emisních toků mezi sebou, což je velmi užitečné pro oblast čistírenských, sanačních a dekontaminačních technologií bez rozdílu ať je čištěným médiem, vzduch, voda či pevné materiály. Každá taková technologie má za cíl snížit množství nežádoucích látek (obvykle toxických) v kontaminované lokalitě. Cílem sanačních či čistírenských technologií je tedy snížit environmentální zátěž v prostředí. Vyjádření environmentální zátěže kontaminace pouze vzhledem ke koncentraci (či množství kontaminantů) v lokalitě není dostatečné, neboť se ukazuje, že samotný sanační proces (spotřeba elektrické energie, pohonných hmot, materiálů a chemikálií) představuje rovněž zátěž na životní prostředí. Tato zátěž ovšem nebývá vnímána jako faktor ovlivňující účinnost a prospěšnost sanačních zásahů.

Lokality kontaminované toxickými látkami jsou nejen nežádoucím dědictvím minulosti, ale rovněž s jejich vznikem můžeme počítat do budoucnosti. Kontaminovaná zemina, ať již in-situ, nebo ex-situ, představuje specifický druh nebezpečného odpadu. Odstraňování kontaminovaných zemín je poměrně náročná činnost mající nepříznivé dopady jak ekonomické, tak environmentální. Sanační technologie nesmí být v rozporu se strategií trvale udržitelného rozvoje, která představuje sloučení aspektů ochrany prostředí, přírody a přírodních zdrojů s veškerými rozvojovými programy. Vzhledem ke schopnosti LCA vyjadřovat emisní toky v termínech kategorií dopadu, je možné aplikovat LCA i pro porovnávání environmentální významnosti různých emisních toků mezi sebou a tudíž identifikovat „přenášení problému“ z místa na místo. Přenášením problému je v oblasti sanací míněno především:

- 1) Přenášení napříč kategoriemi dopadu: Vyčištění určité lokality (pokles koncentrace toxické látky) je doprovázeno produkcí emisí jiných, jež mají nepříznivý dopad na jinou kategorii dopadu (například produkce odpadních vod, skleníkových plynů, acidifikujících látek, nutrietů).
- 2) Přenášení geografické: Pro sanace jsou často používány materiály či energie, jejichž výroba představuje zátěž pro životní prostředí v místě výroby. V místě aplikace (kterou bývá jiný stát) pak nemusí být tato environmentální zátěž započtena k negativům sanace, a tudíž dochází k podhodnocování environmentálních dopadů technologie z regionálního či kontinentálního měřítká.
- 3) Zapojení environmentálních dopadů dopravy: Každý dopravní proces představuje zátěž na životní prostředí. Každý sanační zásah je spojen s vyčíslitelným množstvím dopravních aktivit majících konkrétní dopady na životní prostředí. Nezahrnutím dopadů z dopravy do vyjádření dopadů dané technologie podhodnocujeme její dopady na životní prostředí.

Metoda LCA dokáže odhalit slabinu přenášení problému z místa na místo – umožňuje například vyčíslit úbytek environmentální zátěže sanací zamořené lokality, ale současně dokáže ukázat, že došlo například v důsledku velké produkce skleníkových plynů technologickým procesem sanačního zásahu k zatížení prostředí jinde. Stejně významné jsou i environmentální aspekty čištění vzdušných emisí či odpadních vod. Pomocí metody LCA lze volit environmentálně šetrnější variantu či technologii nebo identifikovat případy kdy by samotný proces představoval větší zátěž prostředí než původní znečištění. LCA se zde může stát jasným argumentem pro použití přirozené atenuace.

Hodnocení úspěšnosti sanačního zásahu je poměrně diskutabilní záležitostí. To jestli byl z dané lokality odstraněn primární kontaminant nemusí představovat jednoznačný environmentální přínos, neboť mohou při sanačním zásahu vznikat sekundární polutanty (produkty rozkladu), a nebo mohou být do prostředí uvolňovány jiné nežádoucí látky (kyselé odpady,

fotooxidanty, skleníkové plyny atd). Využitím LCA v sanačních pracích bude možné odpovědět na otázku, zda úbytek odstraňovaného kontaminantu z kontaminované lokality nebyl náhodou vykoupen zatížením životního prostředí v jiné oblasti.

21. Ekodesign

Ekodesign často označovaný i jako Design for Environment DfE je postup jak navrhovat nové výrobky s co nejmenšími environmentálními dopady. Ukazuje se, že až 80% environmentálních dopadů většiny výrobků je předurčeno již ve fázi jeho navrhování. Ekodesign je normovaný (ISO 14061) přístup, kde analytickým nástrojem posuzování environmentálních dopadů jednotlivých prototypů či plánovaných výrobků je metoda LCA. LCA slouží v ekodesignu jako nástroj volby environmentálně šetrnějších materiálů, komponent či chemikálií a přípravků. Ekodesign v kontextu LCA nenavrhuje primárně hmotné produkty, ale zaměřuje se na jejich služby spotřebitelům. Heslem ekodesignu je: Nenavrhujeme výrobky, navrhujeme životní cykly.

22. Life Cycle Costing

S rozvojem databázových nástrojů pro LCA bylo umožněno rozšíření LCA do sféry ekonomické. Moderní software pro LCA totiž umožňují vyjadřovat vlastnosti toků nejen jejich chemicko fyzikálními či biologickými vlastnostmi (hmotnost, objem, toxicita apod), ale i jejich ekonomickou hodnotou, tedy cenou. Tímto krokem lze z již namodelovaného produktového systému pro účely LCA snadno přejít na systém posuzování nákladů životního cyklu (Life Cycle Costing, LCC).

Princip LCC spočívá rovněž v modelování životních cyklů produktů uvnitř hranic systému jednotkovými procesy pospojovanými materiálovými a energetickými toky a používání funkčních jednotek, alokací a dalších nástrojů LCA. LCC se provádí ekonomickým ohodnocením jednotlivých toků, čímž lze získat přehled o ekonomické náročnosti životního cyklu produktu ve vztahu k jeho funkci. Jednoduše řečeno, LCC nám poskytuje odpovědi na otázky typu, je levnější koupit si dvoje méně kvalitní kalhoty, či je ekonomičtější koupit si jedny dražší? Do budoucna bude ovšem potřeba dořešit svízelnou problematiku oceňování životního prostředí, aby bylo možné za účelem LCC ohodnotit ekonomicky jednotlivé elementární toky. To ovšem souvisí s problematikou odlišnou od LCA.

23. Vztah ERA a LCA

Společné provádění LCA a ERA může přinést aktivní přístup v hledání možností snižování environmentálních i humánních rizik v určité oblasti. Ačkoli mají obě metody stejný cíl, detekovat a kvantifikovat environmentální vliv lidských činností, mají několik rozdílných prvků, čímž se ovšem při společné aplikaci vhodně doplňují. LCA je prvotně komparativní metoda, zatímco ERA je deskriptivní. LCA má širší geografický záběr, ERA se věnuje konkrétní lokalitě. LCA používá široké spectrum environmentálních indikátorů, jejichž lokalizace není vždy jednoznačná. ERA vychází z poměrně omezeného množství dat, jejichž validita je ovšem výrazně vyšší. ERA je založena na identifikaci rizika a definování jeho přijatelné hodnoty, tudíž používaným měřítkem je binární odpověď typu ano/ne, tedy je riziko přijatelné nebo není. LCA vychází z principu “čím méně (environmentálního dopadu), tím lépe” a porovnává dané situace dle kontinuálního měřítka a snaží se identifikovat tu variantu, která je s ohledem na všechna kritéria příznivější.

Možnostem použití LCA v ERA se věnoval rozsáhlý projekt financovaný Evropskou unií OMNIITOX2. To že se hodnocení rizik inspirované konceptem LCA lze spatřovat i v rozvoji

² <http://omniitox.imi.chalmers.se>

komparativních hodnoceních rizik (Comparative Risk Assessment, CRA). LCA má podobně jako ERA poměrně rigidní a obecně přijatou strukturu, a ačkoli LCA dokáže dát konkrétní odpovědi na celou řadu otázek souvisejících s environmentálními aspekty produktů a produktových systémů, je třeba mít na paměti, že tyto výstupy mohou být velmi citlivé na vstupní data.

24. Závěr

Metoda posuzování životního cyklu produktů slouží jako analytický nástroj vzájemného srovnávání environmentálních dopadů konkrétních výrobků, technologických postupů i služeb. Jedná se o hodnocení environmentálních dopadů tak zvaně od kolébky do hrobu, tudíž s ohledem na všechny související procesy získávání výchozích surovin, výroby potřebných materiálů, výroby konkrétního produktu, jeho užívání i odstraňování. Významným přínosem LCA je jeho fáze posuzování dopadů (LCIA), jež zavádí namísto dlouhých výčtů všech známých emisních toků poškozujících životní prostředí pojem kategorie dopadu – specifický problém životního prostředí. Každý emisní tok je v LCIA přiřazen konkrétní kategorii dopadu, na jejímž rozvoji se svými vlastnostmi podílí. LCA je dynamicky se rozvíjející metoda představující celou multioborovou disciplínu snoubící jak environmentální, technologické, sociální, ale i ekonomické aspekty interakcí lidských aktivit a životního prostředí. Ač se metodika LCA neustále vyvíjí a zlepšuje, opírá se o platné ISO normy, čímž vzniká předpoklad pro standardizaci LCA studií. Zmiňme si na závěr hlavní praktické i metodické přínosy metody posuzování životního cyklu:

- a) porovnávání environmentálních dopadů s ohledem na funkci produktů definováním funkční jednotky;
- b) hodnocení s ohledem na celý životní cyklus produktu;
- c) zavedení hranic systému pro jasné vyjádření rozsahu produktového systému
- d) vyjadřování zásahů do životního prostředí nikoli výčtem emisních toků, ale použitím definovaných kategorií dopadu;
- e) schopnost identifikovat přenášení problému jak v prostoru, tak mezi různými kategoriemi dopadu;
- f) iterativní postup řešení;
- g) definování postupů hodnocení kvality studie například analýzou citlivosti;
- h) aktivní začlenění kritického přezkoumání do technického rámce provádění studií;
- i) snaha po maximální transparentnosti začleněním požadavků na prezentaci výsledků společně s omezeními platnosti studie.

Přejme si ať metoda LCA slouží k identifikaci a následně k minimalizaci environmentálních dopadů lidských činností na životní prostředí za současného zachování životního a ekonomického standardu lidské společnosti.

25. Seznam literatury

- [1] ČSN EN ISO 14040 Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Zásady a osnova, ČNI 2006.
- [2] ČSN EN ISO 14044 Environmentální management – Posuzování životního cyklu – Požadavky a směrnice, ČNI 2006.
- [3] Fava, J.A., (edit.): A Technical Framework for Life Cycle Assessment, Smugglers Notch Workshop Report, Washington D.C., USA, 1991. 134p.
- [4] Guinée, J.B. (Ed.), M. Gorée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S.Suh, H.A. Udo de Haes, J.A. de Bruijn, R. van Duin and M.A.J. Huijbregts, 2002. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers.
- [5] Udo de Haes, H.A. (edit.): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC-Europe (1996)
- [6] Wenzel, H., Hauschild, M., Alting, L.: Environmental Assessment of Products (Volume 1 a 2). Kluwer Academic Publishers. 2000.

IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ KOLEM NÁS

Lenka Thinová, Tomáš Čechák, Milan Matolín

1. Ionizující záření

„**Ionizující záření** je souhrnné označení pro záření, jehož kvanta mají energii postačující k ionizaci atomů nebo molekul ozářené látky. Za energetickou hranici ionizujícího záření se obvykle považuje energie 5 keV pro

- fotonové záření (X, γ)
- elektronové záření β^-
- α záření

Pro neutronové záření a záření β^+ je kvantifikace obtížnější, neboť i velmi pomalé částice (v případě neutronů) vstupují do jader a vyvolávají sekundární ionizaci prostřednictvím jaderných reakcí. Obdobný případ nastává v případě pozitronů, anihilujících s elektrony za vzniku velmi tvrdého záření γ .“ Tolik Wikipedie. Ve stručnosti lze říci, že se jedná o záření s velmi krátkými vlnovými délkami až k záření ultrafialovému. Podle vztahu $E = h\nu$ je možné si hraniční vlnovou délku jednoduše spočítat. Ionizující záření lze rozdělit na přímo a nepřímo ionizující; není vidět ani cítit, přesto se ním setkáváme doslova na každém kroku. Od vzniku Země je nedílnou součástí životního prostředí a nachází uplatnění v mnoha oborech lidské činnosti. Dokladem toho je namátkou vybraná „jaderná abeceda“:

- A – atomové hodiny (přesné určení času)
- B – biologie (např. sledování dějů v rostlinách značenými sloučeninami)
- C – cestování (např. detekce radionuklidů na hraničních přechodech)
- D – diagnostika (např. rentgen a CT- zobrazování orgánů)
- E – ekologie (např. monitorování životního prostředí v okolí elektráren)
- F – farmakologie (např. značkování látek pro sledování kostí, virů apod.)
- G – geologie (např. zkoumání složení povrchu Marsu)
- H – hydrologie (např. čištění pitných zdrojů)
- I – insektologie (např. ozařování způsobující neplodnost mouchy tse-tse v boji s malárií)
- J – jaderná energetika (např. přepracování vyhořelého paliva z jaderných elektráren)
- K – kriminalistika (např. detekce výbušnin pomocí jaderné rezonance)
- L – lázně (např. léčba pohybového ústrojí)
- M – meteorologie (např. měření stupně znečištění ovzduší)
- N – nukleární medicína (např. vyšetření funkce štítné žlázy, ledvin apod.)
- O – onkologie (např. léčba nádorů ozařováním)
- P – potravinářství (např. ničení plísní na potravinách, čaji, koření apod.)
- R – radonový program (např. ochrana obydlí před radonem)
- S – seismologie (např. predikce zemětřesení)
- T – technologie (např. detekce vad a poškození materiálů v letectví)
- U – umění (např. určování složení barev a pigmentů resp. pravosti starých obrazů)
- V – výzkum (např. stáří architektonických památek)
- Z – zdravotnictví (např. sterilizace téměř veškerého zdravotnického materiálu)

Intenzita ozáření klesá se vzdáleností a pokud zdroj podléhá radioaktivní přeměně, také s časem. Vědní obor zabývající se účinky ionizujícího záření na živou či neživou hmotu se nazývá dozimetrie, snahou ochránit lidský organismus před nežádoucími účinky ionizujícího záření se zabývá radiační ochrana. Účinky ionizujícího záření na lidský organismus rozdělujeme na stochastické a deterministické. U stochastických účinků roste s rostoucí dávkou pravděpodobnost poškození, ale nelze s určitostí říct, že se poškození projeví. U deterministických účinků při dosažení určité dávky efekt poškození jistě nastane. Z určitého pohledu ideálním stavem je smrt buňky, neboť poškození se pak již nemůže dále šířit v organismu.

Jednou ze základních veličin dozimetrie je již zmíněná *dávka* D , definovaná jako podíl střední sdělené energie $d\varepsilon$ a hmotnosti objemového elementu dm v bodě, kterému byla energie předána (dávka je veličinou používanou v mnoha oborech, např. v oblasti neionizujícího záření se jedná o energii dopadající na plochu, nikoliv absorbovanou):

$$D = d\varepsilon/dm$$

Jednotkou dávky je $1 \text{ J/kg} = 1 \text{ Gray (Gy)}$.

Střední sdělenou energii si můžeme představit jako energii, kterou záření předalo objemu dm . Zanedbáme-li změny klidové energie jader a elementárních částic při jaderných přeměnách, ke kterým v objemu došlo, je to skutečně energie, která byla v daném objemu absorbována.

Vynásobíme-li dávku v tkáni nebo orgánu T , způsobenou zářením typu R dvěma koeficienty, radiačním váhovým faktorem w_R a tkáňovým váhovým faktorem w_T , dostaneme efektivní dávku E v příslušném orgánu T , způsobenou zářením R .

$$E_{T,R} = w_T w_R D_{R,T}$$

Jednotkou efektivní dávky je 1 J/kg nazvaný zde Sievert (Sv).

Můžeme samozřejmě provést sumaci přes všechny ozářené orgány a tkáně a přes všechny druhy záření které se v příslušném poli záření vyskytují

$$E = \sum \sum w_T w_R D_{R,T}$$

Koeficient w_R , tzv. radiační váhový faktor vyjadřuje skutečnost, že různé typy záření mají různou biologickou účinnost. Pro fotony a elektrony má w_R hodnotu 1, neutrony a těžké nabitě částice mají hodnotu w_R vyšší, např. alfa částice mají hodnotu $w_R = 20$.

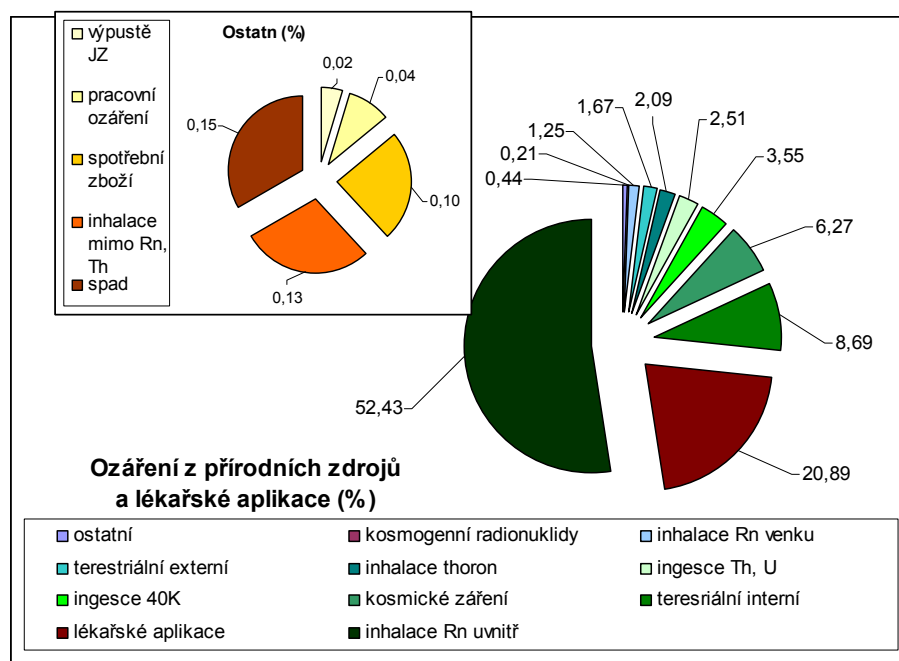
Koeficient w_T , tzv. tkáňový váhový faktor vyjadřuje skutečnost, že různé orgány lidského těla jsou vůči záření různě citlivé. Největší tkáňový váhový faktor mají gonády, 0.2, červená kostní dřeň, tlusté střevo, plíce a žaludek mají $w_T = 0.12$ atd. Suma hodnot tkáňových váhových faktorů všech orgánů a tkání v lidském těle je rovna 1.

2. Radioaktivita životního prostředí

Radioaktivita životního prostředí je součtem účinků přírodních a umělých zdrojů ionizujícího záření. Přírodní zdroje jaderného záření zahrnují kosmické záření, terestrické záření podmiňené přírodními radionuklidy v horninách, radioaktivitu vod a radioaktivitu ovzduší danou zejména přítomným radonem. Přírodní radioaktivita byla vždy součástí životního prostředí, avšak současné znalosti účinků jaderného záření vedou k doporučením monitorování a hodnocení vlivu i této složky na lidské zdraví. Umělé zdroje jaderného záření jsou výsledkem lidské činnosti a uplatňují se zejména při lékařské diagnostice a profesním ozáření na specifických pracovištích a podmiňují velmi malé příspěvky z jaderného spadu, jaderné energetiky a dalších minoritních zdrojů. Externí zdroje radioaktivity působí vnější ozáření jedince, vnitř-

ní ozáření je podmíněno ingescí a inhalací radionuklidů. Výsledné účinky absorbovaného jaderného záření na člověka (radiační zátěže) se vyjadřují efektivní dávkou E (Sv – sievert), obvykle hodnotou mSv/rok. Odhad průměrné globální roční efektivní dávky z přírodních zdrojů pro jednotlivce na Zemi je 2,4 mSv/rok (UNSCEAR 1993), pro ČR s nadprůměrnou radioaktivitou přírodního prostředí 3,3 – 3,7 mSv/rok (Hůlka, Thomas 2007). Podle globálního odhadu UNSCEAR 1993 je relativní podíl zdrojů radioaktivity na roční efektivní dávce E (100 %): přírodní zdroje 88,3 % (radon 48,2 %, vnější záření: kosmické 14,5 %, terestrické 17,1 %, vnitřní záření-ingesce radionuklidů 8,5 %), umělé zdroje 11,7 % (lékařská diagnostika 11,1 %, jiné 0,6 %).

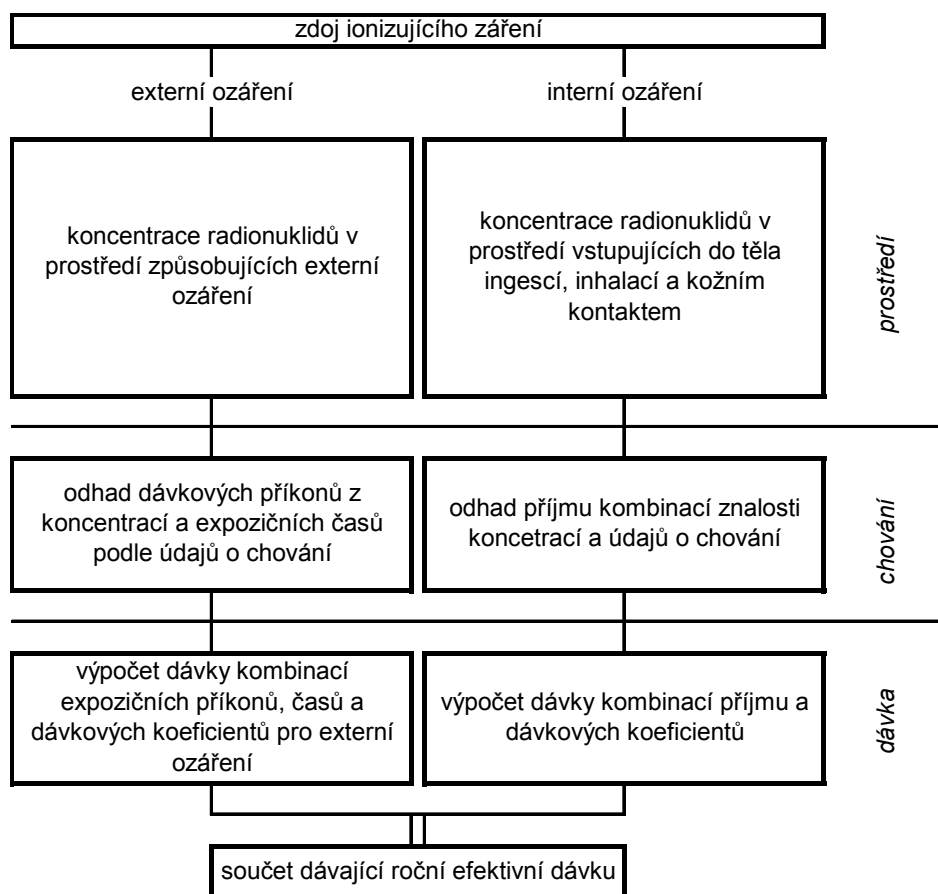
Obr. 1 zobrazuje průměrné ozáření zdroji ionizujícího záření pro obyvatelstvo v ČR z různých zdrojů - přírodních i umělých. Ozáření jednotlivce bude vždy záležet na konkrétních podmínkách ať už přírodních nebo pracovních. (Hůlka 2006, UNSCEAR 2000)



Obr. 1: Ozáření z přírodních, umělých zdrojů a lékařských aplikací v ČR

Na otázku, zda větší riziko pro člověka znamenají jaderná zařízení nebo radon, odpověděla nedávno v dotazníkové akci na území ČR většina obyvatel špatně. Mnohem větší ozáření přisoudila JZ oproti radonu. Pouze 10% obyvatel odpovědělo správně.....

Postup pro stanovení roční efektivní dávky je znázorněn na obrázku 2.



Obr.2: Stanovení roční efektivní dávky (ICRP 2005)

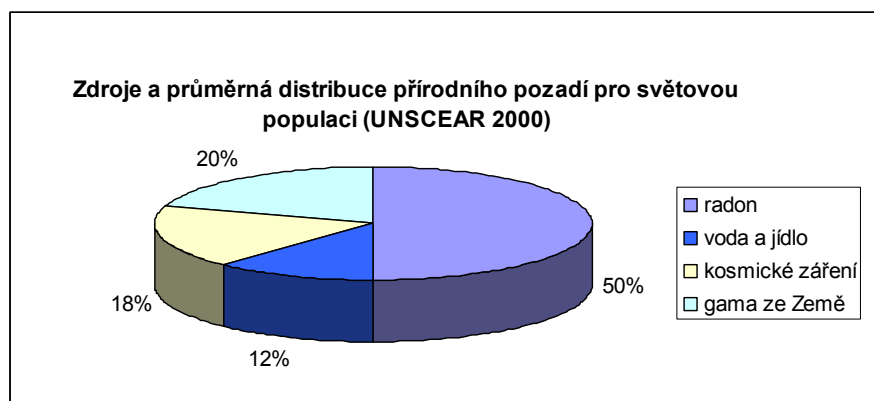
Pro odhad **externího ozáření** potřebujeme znát koncentrace a chování (disperse, deposite, transportní cesty) zdrojů ionizujícího záření v daném prostředí: ve vzduchu, vodě, půdě, stavebním materiálu budov atd. anebo dávkové příkony nezávisle na přítomnosti člověka. Na základě znalosti o chování jedince nebo skupiny je možné odhadnout expoziční časy, tj. časy strávené v prostředí s danou aktivitou. Pro odhad **interního ozáření** je nezbytné znát koncentrace jednotlivých radionuklidů v jídle, vodě a vzduchu a pravděpodobnost jejich příjmu. V tomto případě expoziční časy nahrazuje množství konzumovaných potravin, vody a charakteristika dýchání. Spolu s konverzními faktory (definují efektivní dávku způsobenou jednotkovou aktivitou) jsme pak schopni stanovit externí nebo interní dávku. Celková dávka je pak součtem těchto dvou komponent. Konverzní faktory pro interní ozáření jsou stanoveny modelováním chování a absorpce radionuklidů v těle. Dávku je možné stanovit individuálně pro daného jednotlivce anebo pro skupinu lidí – tzv. kolektivní dávku. Přispívají k ní tyto hlavní zdroje ionizujícího záření:

- ❖ Přírodní zdroje v lidském těle...
- ❖ Terestrické záření
- ❖ Kosmické záření
- ❖ Medicínské aplikace
- ❖ Jaderný spad
- ❖ Radon v domech

Pozn.: limity pro vnitřní i vnější ozáření se řídí zákonem č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) ve znění vyhlášky č. 307, o radiační ochraně (ruší vyhlášku č. 184/1997 Sb.) ve znění vyhlášky č. 499/2005 Sb., kterou se mění vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně.

3. Přírodní zdroje v lidském těle včetně inhalace (kromě radonu) a ingesce

Zcela dominantní součástí vnitřního ozáření je inhalace radonu a jeho produktů přeměny v domech a na pracovištích, proto je otázce ozáření obyvatelstva radonem věnována samostatná část.



Dávku z příjmu radionuklidů v potravě získáme ze znalosti hmotnostní aktivity radionuklidu v jídle (Bq/kg), množství snědeného jídla (kg) a přepočtu pomocí konverzního faktoru, který je definován na základě účinku ozáření jednotkovou aktivitou daného radionuklidu. Stejně pravidlo uplatníme při příjmu z vody nebo vzduchu. Je třeba vzít v úvahu, že obsah radionuklidů se v potravinách mění v průběhu jejich zpracování (UNSCEAR, 2000). Např. při výrobě sýrů a tvarohu aktivita cesia mírně roste (zkoncentrování). U obilovin, kde je aktivita obsažena zejména ve slupkách, aktivita po mletí v mlýnech klesne až na 50%. U hub, v nichž aktivita Cs bývají vysoké, záleží na úpravě – např. odstraníme-li výluh z dalšího zpracování, může přijímaná aktivita klesnout o více než 50%.

Významným zdrojem vnitřního ozáření je radioizotop ^{40}K , který je nedílnou součástí lidského těla. Koncentrace draslíku v těle je přísně homeostaticky udržována, proto i koncentrace ^{40}K (zastoupení ve směsi izotopů 0,0119%) v těle je prakticky **stejná** u všech osob, a to na úrovni okolo 55 Bq/kg (tj. 3850 Bq pro osobu vážící 70 kg), což odpovídá průměrné roční efektivní dávce 0,17 mSv (Hůlka 2006).

Dalšími zdroji vnitřního ozáření jsou přírodní radionuklidy (především ^{226}Ra a ^{228}Ra , ^{238}U , ^{234}U , polonia ^{210}Po a olova ^{210}Pb) transportované z hornin a minerálů prostřednictvím půdy do rostlin a odtud také do zvířat. Průměrná hmotnostní aktivita horniny/půdy je přibližně 10-100 Bq/kg, rostlin 0,01-0,1 Bq/kg.

Další cestou těchto radioizotopů do těla člověka je pitná voda (balená minerální voda často obsahuje větší procento radioizotopů než voda vodovodní) a stejně tak ostatní vody, z nichž konzumací ryb a dalších organismů přijímáme v potravě radionuklidy v nich usazené během života. Běžná aktivita podzemní vody je 0,01-0,1 Bq/l. Tato aktivita je výrazně vyšší, než aktivita hornin v tomtéž místě (rozpuštění během dlouhodobého kontaktu).

Vzduch má v průměru 0,1-1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ a je zdrojem radionuklidů, které během svého života vdechujeme. Jde převážně o ^7Be , ^3H , ^{210}Pb a další.

Z textu uvedeného výše vyplývá, že odhad dávky způsobené ingescí a inhalací radionuklidů je velmi obtížný a závisí na mnoha vstupních faktorech, proměnlivých v čase, místě a v souvislostech s ekonomickým i emocionálním chováním skupin populace či jednotlivců. S uvážením dostupných informací je možné učinit pouze odhady na základě zvolených zjednodušení resp. předpokladů. Z tohoto důvodu je stanoven tzv. potravinový koš, který obsahuje významnější složky lidské potravy. Do něj patří především: maso, mléko a mléčné výrobky,

brambory, luštěniny, ryby, vejce, ovoce, zelenina a nápoje (Bartusková 2005). Příklad obsahu některých radionuklidů v potravinách uvádí tabulka 1.

Příjem	²³⁸ U, ²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³⁵ U
mléčné produkty	1	0,5	5	40	60	0,3	5	0,3	0,05
maso	2	2	15	80	60	1	10	1	0,05
obiloviny	20	10	80	100	100	3	60	3	1
listová zelenina	20	20	50	30	30	15	40	15	1
ovoce	3	0,5	30	25	30	0,5	20	0,5	0,1
ryby	30		100	200	2000				

Tab. 1: Hmotnostní aktivity (Bq/kg) přírodních radionuklidů v potravinách (Hůlka 2006)

Pozn.: např. ve srovnání s jinými státy Evropy jsme hluboko pod průměrem spotřeby vína ☹. Zatímco ve spotřebě masa překračujeme průměr více jak dvojnásobně oproti světovému průměru (ICRP 2005, tab. A1), ve spotřebě zeleniny a mléka jsou údaje odpovídající ☺.

Pro výpočet radiační zátěže z konzumace hub lze využít data, získaná z laboratorního gama spektrometrického stanovení hmotnostních aktivit ¹³⁷Cs v hříbu hnědém na FJFI. Průměrná spotřeba hub na jednoho obyvatele za rok se v České republice odhaduje na 0,2 kg sušených hub. Z této hodnoty můžeme vypočítat dávku odpovídající průměrné spotřebě při průměrné aktivitě ¹³⁷Cs (Bq/kg). V tabulce 2 je uveden roční úvazek efektivní dávky v závislosti na množství požitých sušených hub, pokud nedojde ke snížení obsahu radiocesia při zpracování před požitím.

Bq/kg	1 kg	0,5 kg	0,1 kg
100	1	1	0
200	3	1	0
500	7	3	1
1000	13	7	1
1500	20	10	2
2000	26	13	3
2500	33	16	3
3000	39	20	4
4000	52	26	5
5000	65	33	7

Tab. 2: Roční úvazek efektivní dávky (μS/rok) při požití sušených hub dané hmotnosti a dané aktivity ¹³⁷Cs (Bq/kg) (Thinová a kol. 2006)

4. Terestrické záření

Terestrické záření je podmíněno velkým počtem přírodních radionuklidů v horninách, které jsou zdroji záření alfa, beta, gama a neutronového záření, avšak vzhledem k průchodnosti těchto typů jaderného záření hmotou a jejich intenzitám je radioaktivita hornin převážně měřena detekcí záření gama a vyjadřována obsahy významných radionuklidů a dávkovým příkonem záření gama. Z velkého počtu primordiálních radionuklidů vzniklých syntézou před evolucí Země se zachovaly pouze radionuklidy s velkým poločasem přeměny $T_{1/2}$, např. ⁴⁰K, ⁸⁷Rb, ¹⁴⁷Sm, ¹⁷⁶Lu, ¹⁸⁷Re, ²³²Th, ²³⁵U a ²³⁸U. Vzhledem ke koncentracím přírodních radionuklidů v zemské kůře a jejich měrným aktivitám (Bq/kg) jsou pro radioaktivitu hornin významné pouze K, U a Th.

Přítomnost přírodních radionuklidů K, U a Th v horninách lze vyjádřit smluvními jednotkami hmotnostní koncentrace % K, ppm U a ppm Th používanými v geovědních oborech, (1

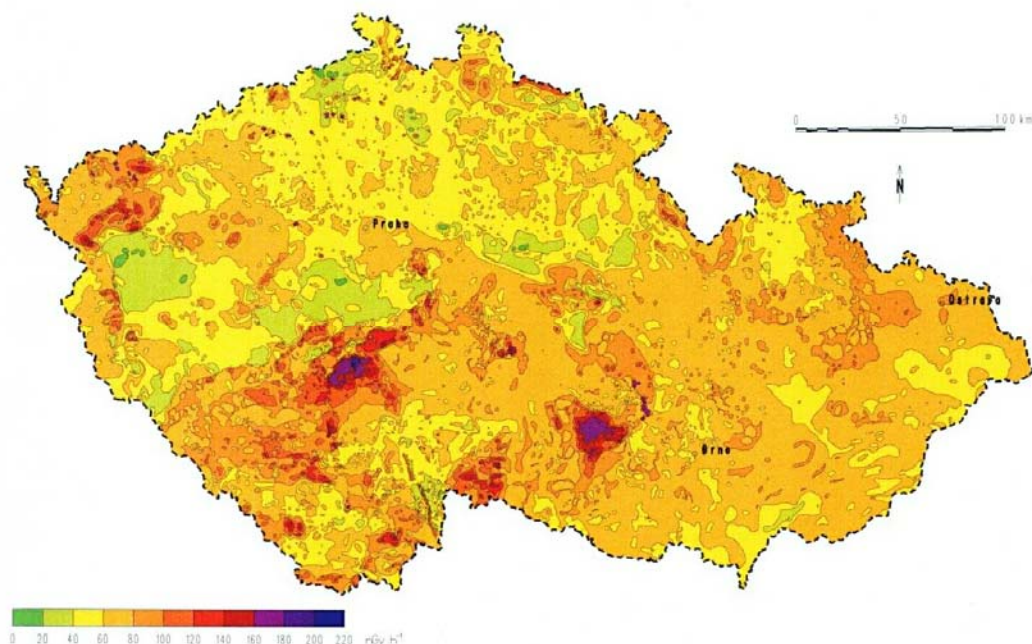
ppm = 1 $\mu\text{g/g}$ = 1 mg/kg), a jednotkami hmotnostní aktivity Bq/kg. Terestrické záření lze sumárně popsat hodnotami dávkového příkonu gama záření ve vzduchu (nGy/h).

Draslík je v zemské kůře zastoupen v průměru hmotnostní koncentrací 2,5 % (783 Bq/kg). Radioaktivní izotop ^{40}K , o poločasu přeměny $T_{1/2}$ $1,3 \cdot 10^9$ roků, je zastoupen v přírodní směsi izotopů K 0,012 %. ^{40}K je zdrojem záření beta a gama. Draslík je velmi rozšířeným prvkem litosféry. Minerály s vysokým obsahem draslíku jsou draselné živce, slídy leucit, biotit, muskovit, sericit a flogopit a jílový minerál illit.

Uran je v zemské kůře zastoupen v průměrné hmotnostní koncentraci 2 - 3 ppm U (27 – 37 Bq/kg). V přírodní směsi radioaktivních izotopů uranu jsou zastoupeny ^{238}U (99,274 %, $T_{1/2} = 4,51 \cdot 10^9$ roků), ^{235}U (0,720 %, $T_{1/2} = 7,02 \cdot 10^8$ roků) a ^{234}U (0,06 %, $T_{1/2} = 2,5 \cdot 10^5$ roků). ^{238}U a ^{235}U jsou mateřskými prvky přírodních přeměnových řad, jejich koncovými stabilními produkty jsou izotopy ^{206}Pb a ^{207}Pb . Uran a dceřiné produkty v přeměnových řadách jsou zdroji záření alfa, beta a gama. Uran je litofilním prvkem, v horninách se nachází ve zvýšených koncentracích v akcesorických minerálech titanitu, apatitu, zirkonu, xenotimu, monazitu a ortitu a tvoří řadu sekundárních minerálů. Uran se vyskytuje jako čtyřvalentní a šestivalentní; v šestivalentní formě je mobilní.

Thorium je v zemské kůře přítomno v průměrné koncentraci uváděné v mezích 8 - 13 ppm Th (32 – 53 Bq/kg). ^{232}Th ($T_{1/2} = 1,4 \cdot 10^{10}$ roků) je mateřským prvkem přeměnové řady, jejímž koncovým produktem je stabilní izotop ^{208}Pb . Členy přeměnové řady ^{232}Th jsou zdroji záření alfa, beta a gama. V horninách je thorium přítomno ve zvýšené míře v akcesorických minerálech apatitu, titanitu, zirkonu, ortitu, monazitu a některých minerálech jílové frakce sedimentů.

Jednotlivé horniny magmatické (vyvřelé), sedimentární (usazené) a metamorfované (přeměněné) se obsahem přírodních radioaktivních prvků a radioaktivitou odlišují. Radioaktivita hornin České republiky byla předmětem systematického výzkumu na území Československa od roku 1946. Radioaktivita hornin pro účely geologického mapování a průzkumu uranu byla měřena letecky, z automobilů, pomocí přenosných radiometrů, ve vrtech a laboratorně na vzorcích hornin. Rozložení hodnot dávkového příkonu záření gama hornin ČR uvádí obr. 3.



Obr. 3: Radiometrická mapa České republiky – mapa dávkového příkonu záření gama hornin (Podle Manová, Matolín 1995, zjednodušeno)

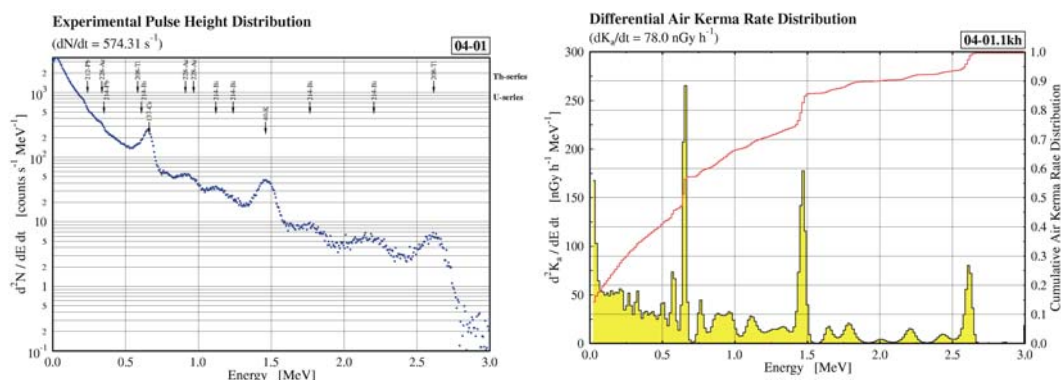
Střední hodnotu dávkového příkonu záření gama hornin ČR 66 nGy/h lze porovnat s odhadem průměrné globální terestrické radiace 55 nGy/h a s údaji odhadů terestrické radiace vybraných zemí (tab. 3).

S maximálním zevním ozářením z povrchu země se pak můžeme setkat např. v Guarapari (Brazílie), kde na thoriových píscích naměříme hodnoty 50 $\mu\text{Gy/h}$ či v Indickém Ramsaru, kde naměříme dávkové příkony až 10 $\mu\text{Gy/h}$.

země	dávkový příkon gama
	nGy/h
Česká republika	66
Finsko	65
Norsko	73
Dánsko	38
Polsko	34
Kanada + USA	38
globální průměr	55

Tab.3: Průměrné hodnoty dávkového příkonu záření gama hornin vybraných zemí

K výpočtu příkonu kermý resp. efektivní dávky je možné použít výsledky gamaspektrometrického měření in situ. Na obrázku 4 lze vidět příklad takového měření - charakteristická spektra přírodního pozadí (terestrické, kosmické záření, příspěvek spadu a kosmogenních radionuklidů). Ve vypočtených energetických distribucích příkonu kermý ve vzduchu nelze identifikovat (s výjimkou ^{137}Cs pocházejícího ze zkušek jaderných zbraní v ovzduší a z havárie v Černobylu) příspěvek žádného umělého radionuklidu (Thinová a kol. 2006).



Obr. 4 : Příklad dekonvoluce naměřených spekter – spektrum a kumulativní funkce

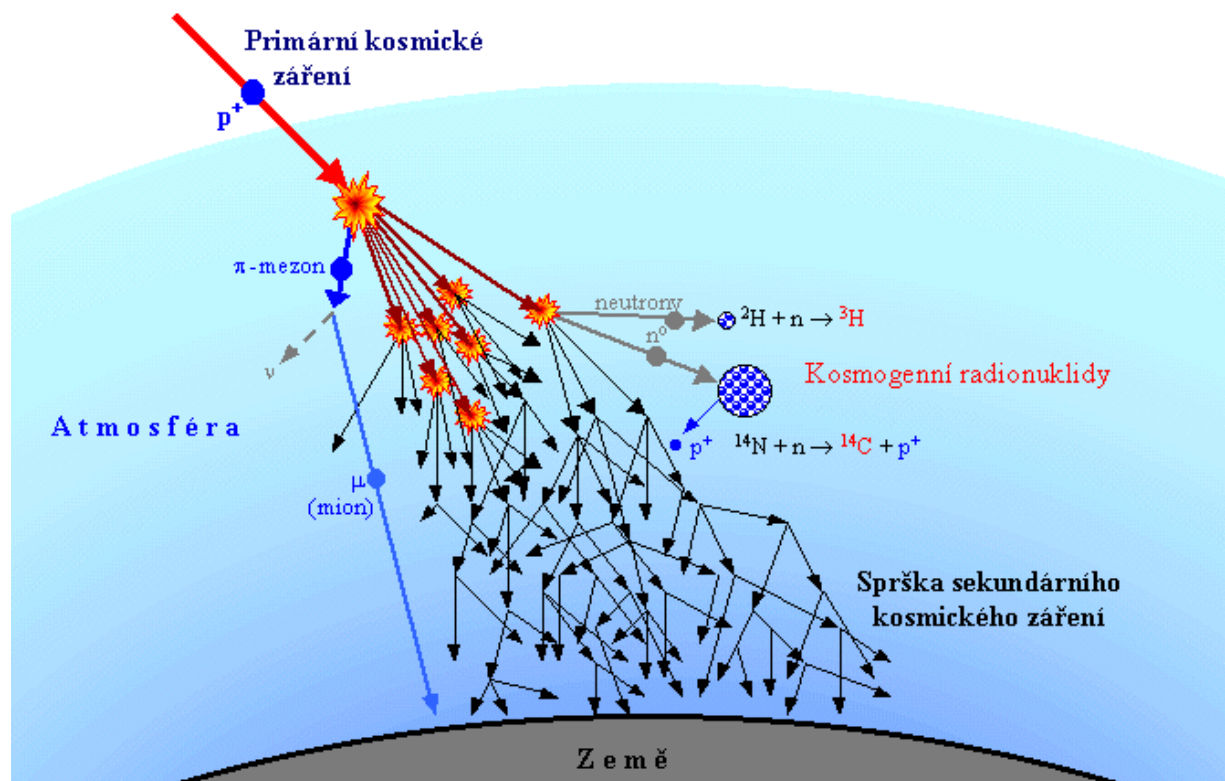
5. Kosmické záření

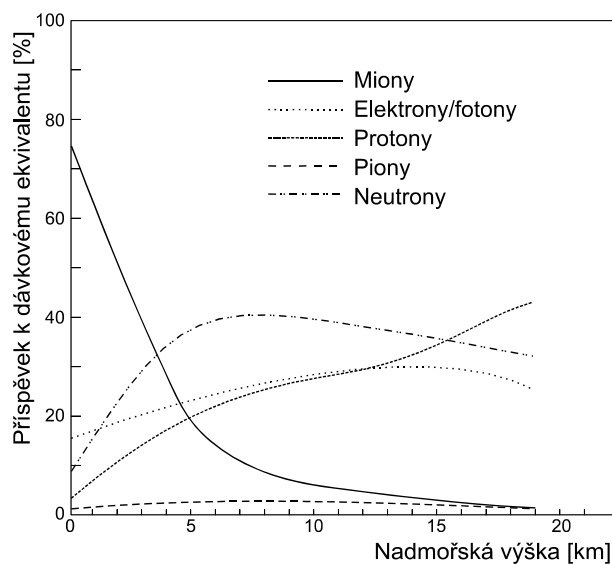
Kosmické záření dopadající na Zemi se skládá ze dvou složek, z galaktického a slunečního kosmického záření. Galaktické kosmické záření přichází z velké části z Mléčné dráhy. U nejenergetičtějších částic s energiemi 10^{18} eV a většími se uvažuje o extragalaktickém původu. Galaktické kosmické záření se skládá z 98% z nabitých atomových jader. Zbytek - 2% tvoří elektrony. Atomová jádra jsou převážně jádra H (88%) a He (11%). Zbytek tvoří těžká jádra.

Druhou komponentou kosmického záření jsou částice pocházející ze Slunce. Toto záření se skládá převážně z protonů (99 %). Jejich energie jsou většinou nižší než 100 MeV a jen výjimečně překročí 10 GeV (10^{10} eV) (UNSCEAR 200). Ekvivalentní dávka ve volném prostoru sluneční soustavy dosahuje hodnot 1 Sv/rok. V blízkosti Země interaguje kosmické záření se slunečním větrem, magnetickým polem Země a zemskou atmosférou. Intenzita slunečního větru, tvořeného nízkoenergetickými protony a elektrony závisí na sluneční aktivitě, která se mění v dlouhodobých a krátkodobých cyklech. Krátkodobé variace sluneční aktivity mají přibližně 11ti-letou periodu, dlouhodobé variace nejsou dosud detailně prozkoumány. Při vysoké sluneční aktivitě se snižuje v okolí Země intenzita kosmického záření, hlavně nízkoenergetické složky, velmi výrazně. Sluneční erupce naproti tomu mohou krátkodobě intenzitu kosmického záření výrazně zvýšit.

Kosmické záření vytváří v atmosféře spršky sekundárních částic. Zastoupení jednotlivých částic závisí na výšce a s výškou se mění jak energetické spektrum částic tak i jejich příspěvek k ekvivalentní dávce.

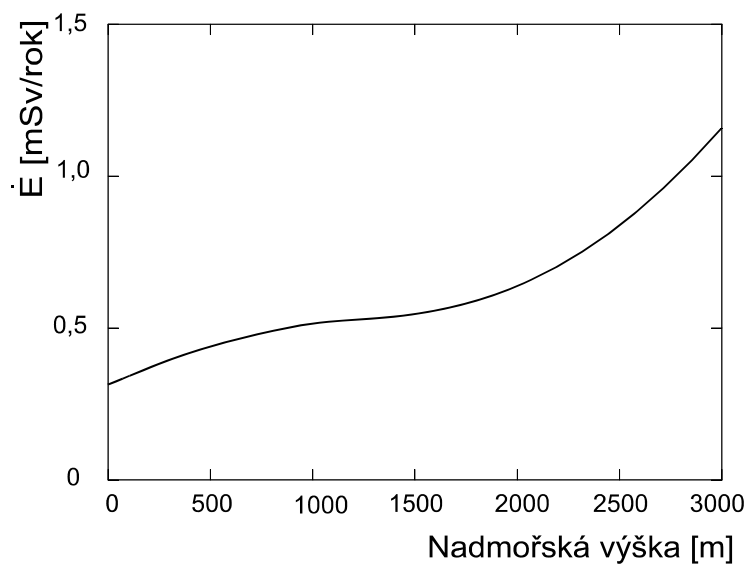
Ilustrativní obrázek k informaci o kosmickém záření





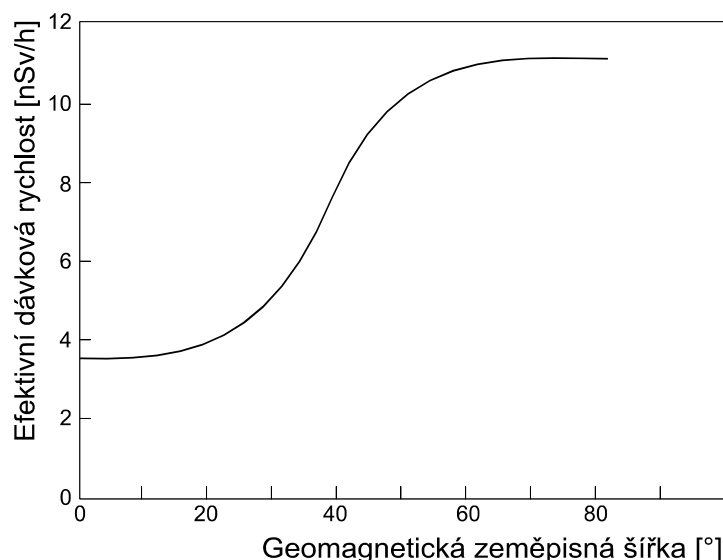
Obr. 5: Příspěvek jednotlivých složek kosmického záření k dávkovému ekvivalentu v závislosti na výšce (UNSCEAR 2000 Report)

Na povrchu Země, při hladině moře, je roční efektivní dávka 300 μSv (UNSCEAR 2000 Report). S rostoucí nadmořskou výškou se efektivní dávka zvyšuje.



Obr 6: Závislost efektivní dávky způsobené kosmickým zářením na nadmořské výšce

Efektivní dávka působená kosmickým zářením se mění i s geomagnetickou zeměpisnou šířkou, viz. obr.7.



Obr. 7: Efektivní dávková rychlost kosmického záření v závislosti na geomagnetické zeměpisné šířce

V České republice žije většina obyvatelstva ve střední nadmořské výšce 350 m a obdrží cca 0,35 – 0,4 mSv za rok. Jak vyplývá z hodnot uvedených na obr. 6 a 7, s rostoucí nadmořskou výškou vliv kosmického záření roste a mění se i jeho spektrum.

6. Medicínské aplikace

Lékařské ozáření tvoří nejvýznamnější podíl ozáření člověka z umělých zdrojů a s rozvojem diagnostických metod (využívajících ionizující záření) v posledních letech se jeho podíl velmi pravděpodobně ještě zvyšuje. Výše dávek pacienta je ovlivněna i přechodem na digitalizaci zobrazovacích a terapeutických metod a s rozšířeným využitím zobrazovacích metod ke zpřesnění metod NM a RT.

Pojem lékařské ozáření zahrnuje (podle Atomového zákona v platném znění)

lékařské ozáření fyzických osob:

- v rámci jejich lékařského vyšetření nebo léčby
- v rámci pracovně lékařské péče a preventivní zdravotní péče
- v rámci ověřování nových poznatků anebo při použití metod, které dosud nebyly v klinické praxi zavedeny
- pro účely stanové zvláštním právním předpisem (č. I ods. 4 zákona ČNR č. 21/1993 Sb.)

Dávky, které populace obdrží z lékařského ozáření, pocházejí ze tří hlavních způsobů využití zdrojů ionizujícího záření (ZIZ) v medicíně (Žáčková 2008):

- použití ZIZ k diagnostické a intervenční radiologii (rtg)
- použití otevřených ZIZ k diagnostice a léčbě v nukleární medicíně (NM)
- použití svazků záření a uzavřených radionuklidových zářičů k terapii: teleterapie a brachyradioterapie (RT)

Protože charakter i frekvence lékařského ozáření jsou závislé na úrovni zdravotní péče, jsou pro potřeby UNSCEAR jednotlivé země rozděleny podle úrovně zdravotní péče do 4 kategorií, mezi nimiž je významný rozdíl jak mezi počtem a charakterem výkonů (vyšetření) na 1 milion obyvatel, tak i mezi úrovní dodání a stanovení dávky pacientovi. ČR je zařazena do I. kategorie.

V ČR představuje lékařské ozáření přibližně v průměru efektivní dávku kolem 0,6-1mSv/rok (údaj z roku 2001), podle UNSCEAR 1993 celkově pro populaci 0,3 mSv/rok. To představuje v ČR přibližně 21% (celosvětově 11%) z radiační zátěže ze všech zdrojů ionizujícího záření. Lékařské ozáření při vyšetření (a léčbě) nepodléhá limitům, respektuje však principy dostatečného prospěchu pro pacienta s použitím co nejnížší individuální dávky. Efektivní dávky z ozáření pacientů na jedno vyšetření v radiodiagnostice se pohybují v rozmezí setin (např. zubní rentgen, rentgen plic) až desítek mSv (CT-intervenční vyšetření). Ozáření pacientů v rámci léčebných postupů je pak mnohem vyšší, v tomto případě se obvykle uvádějí dávky do cílového objemu nebo orgánové dávky (nikoliv efektivní dávky) z rozptýleného záření.

vyšetřovací metoda	typické efektivní dávky (mSv)	*přibližná doba, za kterou by člověk obdržel ekvivalentní dávku ozáření z přírodních zdrojů - UK	*přibližná doba, za kterou by člověk obdržel ekvivalentní dávku ozáření z přírodních zdrojů - ČR
rentgenologická vyšetření			
končetiny a klouby vyjma kyčlí	0,01	1,5 dne	1 den
zuby	0,02	3 dny	2 dny
plice (jeden PA snímek)	0,02	3 dny	2 dny
lebka	0,07	11 dní	7,3 dne
mamografie (screening)	0,1	15 dnů	10,4 dne
kyčel	0,3	7 týdnů	1 měsíc
pánev	0,7	4 měsíce	2,5 měsíce
hrudní páteř	0,7	4 měsíce	2,5 měsíce
břicho	1	6 měsíců	3,5 měsíce
bederní páteř	1,03	7 měsíců	3,6 měsíců
polykací akt	1,05	8 měsíců	3,6 měsíců
CT hlavy	2,3	1 rok	8 měsíců
IVU	2,5	14 měsíců	8,7 měsíců
vyšetření žaludku	3	16 měsíců	10,5 měsíců
střevní pasáž	3	16 měsíců	10,5 měsíců
irigoskopie	7	3,2 roku	2 roky
CT hrudníku	8	3,6 roku	2,3 roku
CT břicha nebo pánve	10	4,5 roku	3 roky
nukleárně-medicínská vyšetření			
plicní ventilace (133Xe)	0,3	7 týdnů	4,5 týdnů
plicní perfuse (99mTc)	1	6 měsíců	3,8 měsíce
ledviny (99mTc)	1	6 měsíců	3,8 měsíce
štítná žláza (99mTc)	1	6 měsíců	3,8 měsíce
kosti (99mTc)	4	1,8 roku	1,1 roku
PET hlavy (18F)	5	2,3 roku	1,5 roku
dynamická scintigrafie myokardu (99mTc)	6	2,7 roku	1,7 roku

*Pro přepočet bylo použito průměrné přírodní pozadí: UK – 2,2 mSv/rok; ČR – 3,5 mSv/rok

Tab. 4: Přehled typických efektivních dávek, obdržených při lékařském vyšetření (data efektivních dávek podle UNSCEAR 2000)

Ke snížení zátěže obyvatelstva při lékařských vyšetřeních slouží diagnostické referenční úrovně (Rada 2006). Diagnostické referenční úrovně při lékařských vyšetřeních a ozáření pracovníků s ionizujícím zářením se řídí zákonem č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) ve znění vyhlášky č. 307, o radiační ochraně (ruší vyhlášku č. 184/1997 Sb.) ve znění vyhlášky č. 499/2005 Sb., kterou se mění vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně.

7. Jaderný spad

(testy jaderných zbraní v ovzduší a havárie JE v Černobylu)

Jaderné záření a jaderné technologie jsou v široké míře uplatňovány v řadě technických a vědeckých činností a různé umělé zdroje jaderného záření se staly součástí životního prostředí. Využití a nezbytná manipulace s radioaktivními zdroji může vést k mimořádným situacím, kdy zdroje jaderného záření se dostávají mimo plnou kontrolu. Jaderný spad je generován za těchto situací.

Jaderným spadem je označována kontaminace povrchu zemského umělými radionuklidy, vznikajících při jaderných reakcích, přenášených v atmosféře i na velké vzdálenosti a depozované na zemském povrchu převážně dešťovými srážkami. Radionuklidy jaderného spadu vznikají výbuchy jaderných zbraní a jsou generovány v reaktorech jaderných elektráren a v reaktorech výzkumných zařízení (IAEA 1990). Radionuklidy jaderného spadu lze mj. dělit podle jejich životnosti dané poločasy přeměny $T_{1/2}$ a dle typu emitovaného jaderného záření. Mezi významné zdroje jaderného spadu emitující záření beta náleží izotop ^{90}Sr ($T_{1/2}$ 28,1 roků). Nejdůležitější radionuklidy jaderného spadu emitující záření gama jsou uvedeny v tabulce 5. Jejich velmi rozdílné poločasy přeměny definují existenci jednotlivých radionuklidů v přírodním prostředí po jejich vzniku a depozici. Doba existence radionuklidu může být odhadnuta pomocí desetinásobku poločasu přeměny $T_{1/2}$. Významné radionuklidy jaderného spadu s dlouhým poločasem přeměny, které jsou měřeny pro posouzení kontaminace území, jsou ^{137}Cs a ^{134}Cs .

Izotop	Poločas přeměny $T_{1/2}$	Energie záření gama
		(keV)
^{95}Nb	35,15 dne	766
^{95}Zr	65,60 dne	725
^{103}Ru	39,50 dne	498
^{106}Ru	368,2 dne	512
^{131}I	8,05 dne	364
^{132}I	2,38 hod	669
^{132}Te	78,33 hod	228
^{134}Cs	2,06 roku	606
^{137}Cs	30,12 roku	662
$^{140}\text{Ba/La}$	12,78 dne	487

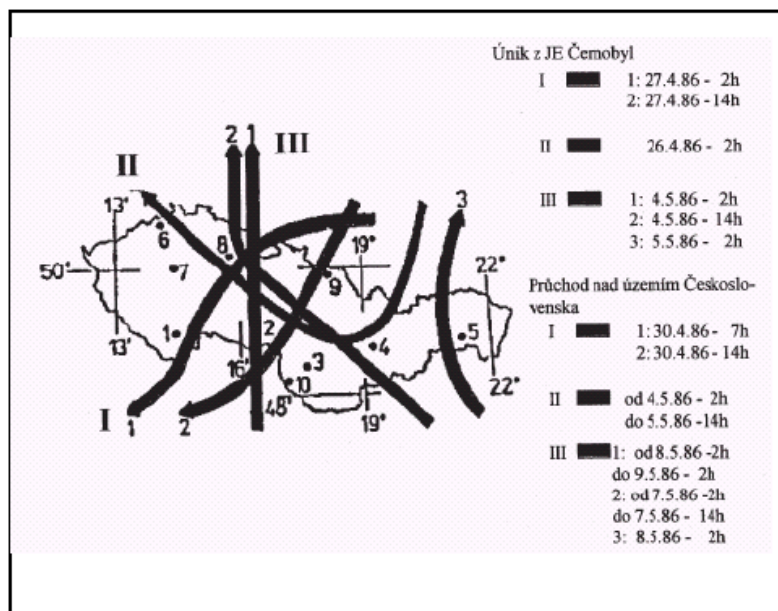
Tab. 5: Význačné radionuklidy jaderného spadu emitující záření gama

Hustota toku gama kvant ze zdrojů radiace v půdě je významně závislá na jejich vertikální distribuci při zemském povrchu. Z tohoto důvodu depozice radionuklidů jaderného spadu a jejich migrace v půdách a přenos v čase v různých typech půd (les, louka, pole) ovlivňuje povrchovou radiaci. Přestože radionuklidy jaderného spadu jsou v půdách akumulovány do malé hloubky 10 - 15 cm (Odor et al. 1997, Barišič et al. 1997, Strzelecki et al. 1997), vertikální distribuce zdrojů ovlivní záření na povrchu významně. Vertikální distribuci zdrojů radioaktivity popisuje parametr β označený jako plošná relaxační hmotnost (g/cm^2) (ICRU 1994).

Mapování přítomnosti radionuklidů jaderného spadu v půdním horizontu je motivováno jeho přímými účinky externího ozáření jednotlivců a jeho vstupem do vegetace a následně do potravinového řetězce. Zatímco externí ozáření cesiem existujícím v ČR v půdě v roce 2007 je vzhledem k přírodní radioaktivitě hornin ČR (Manová, Matolín 1995) převážně nevýznamné, možnost ovlivnění potravinového řetězce vyžaduje znalost hodnot zvýšené kontaminace a jejího plošného rozšíření. Úroveň, distribuce a vazby radionuklidů jaderného spadu v půdním profilu ovlivňují jejich uvolňování a migraci v horninovém prostředí, možný přenos kontaminantů do fyto sféry a potravinového řetězce a podmiňují dodatečnou složku radiace životního prostředí. Zvýšené akumulace radionuklidů jaderného spadu ve vybraných druzích biosféry byly potvrzeny (IAEA 2006). Migrace radionuklidů je významně ovlivněna interakcemi mezi horninovým prostředím a hydrosférou, při kterých se kontaminanty stávají součástí pohybu fluid. Podle mezinárodně uznávaného principu ALARA (As Low As Reasonably Achievable), mají složky přírodní a umělé radioaktivity být měřeny, hodnoceny a minimalizovány. Zákon č. 18/1997 Sb. (Atomový zákon) a související vyhlášky vymezují limity přítomnosti a radiace přírodních a umělých radionuklidů v životním prostředí.

Kontaminace zemského povrchu České republiky jaderným spadem je následek vzdušných testů jaderných zbraní z padesátých let a počátku šedesátých let dvacátého století (současně malý podíl kontaminace) a kontaminace území v dubnu a květnu 1986 po havárii jaderného reaktoru v Černobylu 26.4.1986.

Kontaminace území České republiky jaderným spadem v dubnu a květnu 1986 následkem přechodu oblak radionuklidů přes území České republiky ve třech časových vlnách nastala v kombinaci s místními dešťovými srážkami (obr. 8). V ovzduší o aktivitách $10 - 100 \text{ Bq/m}^3$ byly identifikovány zejména ^{131}I , ^{132}Te , ^{134}Cs , ^{137}Cs a ^{103}Ru . Výsledkem je plošně nepravidelná kontaminace ČR měřitelná dlouhodobě podle přítomnosti radionuklidů ^{134}Cs (poločas přeměny 2,06 roku) a ^{137}Cs (poločas přeměny 30,12 roku). Plošné rozšíření radionuklidů jaderného spadu v roce 1986 podle plošné aktivity ^{137}Cs obr. 9 (Hůlka, Malátová 2007). Obě přehledné mapy plošné aktivity ^{137}Cs na území ČR a též mapa Evropy dokládají nejvíce kontaminovaná území ČR s hodnotami do 100 kBq/m^2 , lokálně i více (1986).



Obr. 8: Předpokládané trasy kontaminovaných vzdušných mas (Hůlka, Malátová 2007)



Obr. 9: Plošná aktivita ^{137}Cs na území ČR v roce 1986 po havárii JE v Černobylu (Hůlka, Malátová 2007)

Česká republika byla v roce 1986 kontaminována nepravidelně. Přehled o plošné aktivitě ^{137}Cs (kBq/m^2) na území ČR uvádí zpráva Institutu hygieny a epidemiologie (IHE 1987). Nejvíce kontaminované oblasti v roce 1986 byly Opava a Ostrava ($30 - 100 \text{ kBq/m}^2$ a více), území Jeseníků ($30 - 100 \text{ kBq/m}^2$), oblasti Broumov – Náchod, Vlašim, Strakonice – Kvidla ($30 - 100 \text{ kBq/m}^2$), území Jablonec nad Nisou – Praha ($3 - 30 \text{ kBq/m}^2$), území Ústí nad Orlicí – Jihlava ($3 - 30 \text{ kBq/m}^2$), území Vyšší Brod ($10 - 30 \text{ kBq/m}^2$) a lokálně další místa. Střední hodnota (AM) plošné aktivity ^{137}Cs na území ČR byla (1986) $5,7 \text{ kBq/m}^2$ s extrémy kolem 100 kBq/m^2 (obr. 13). Pro srovnání, plošná aktivita ^{137}Cs v širším regionu kolem jaderné elektrárny Černobyl v roce 1986 přesahovala 1480 kBq/m^2 . Radionuklidy jaderného spadu se s časem rozpadají a v půdě migrují. Časový úbytek plošné aktivity ^{137}Cs a ^{134}Cs v Praze uvádí tabulka 11. Nová měření plošné aktivity izotopů Cs v řadě oblastí ČR ukazují na zanedbatelné hodnoty současné (2006) kontaminace ^{134}Cs ($< 1 \text{ kBq/m}^2$), zatímco plošná aktivita ^{137}Cs v nejvíce kontaminovaných oblastech ČR je (2006) na úrovni desítek kBq/m^2 .

Z výsledků plošné kontaminace sledované na Albertově (Praha) lze spočítat efektivní poločas ubývání izotopu ^{137}Cs z travnaté plochy přibližně na 6 let. Také analýzou výsledků stanovování hmotnostních aktivit izotopu ^{137}Cs ve vzorcích lesního humusu (tj. neobdělávaná půda) z okolí JE Temelín se efektivní poločas pohybujeme mezi 6-9 lety.

Příspěvek ^{137}Cs k celkovému ozáření ze zdrojů gama záření nacházejících se v současné době v přirozeném prostředí organismů (rostlin, živočichů, lidí) je v každém případě zanedbatelný.

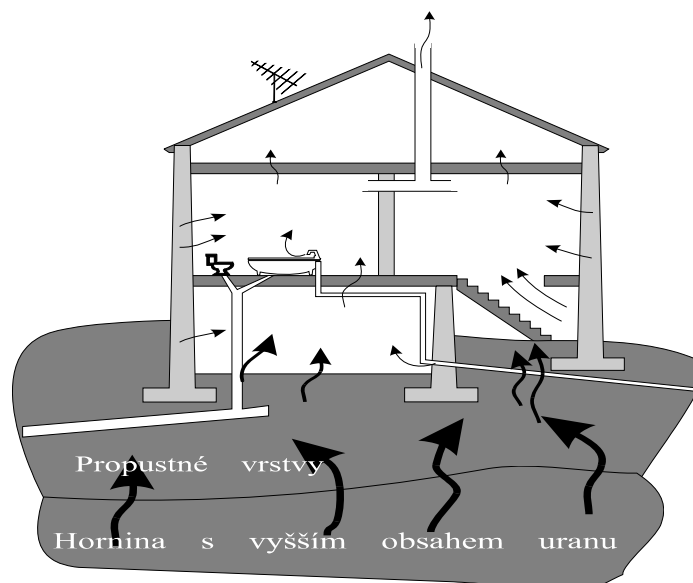
8. Radon v domech

Z hlediska ozáření osob od radonu jsou rozhodující izotopy ^{222}Rn (radon) a ^{220}Rn (thoron) - plynné členy rozpadové řady uranu 238 a thoria 232 - a jejich produkty přeměny.

Radon se do ovzduší a tedy do prostředí domů či jiných pobytových a pracovních prostor uvolňuje z horninového podloží, stavebního materiálu nebo z vody. Na volném prostranství se objemová aktivita radonu (dále OAR) pohybuje v jednotkách Bq/m^3 , v uzavřených prostorech pak může jít až o desítky tisíc Bq/m^3 . Radon v domech ČR se sleduje v rámci Vyhledávacího programu radonové expertní skupiny SÚRO. Průměrná OAR v domech v ČR je $118 (\text{Bq/m}^3)$. Zvýšené koncentrace radonu v domech nebo pracovním prostředí mohou inicializovat vznik rakoviny plic. Ozáření obyvatelstva radonem, thoronem a jejich produkty přeměny můžeme

rozdělit na tři složky, dané (ve skutečnosti jde pouze o ozáření produkty přeměny, neboť radon a thoron jako inertní plyny se na ozáření podílejí pouze přibližně jednou setinou):

- rozdílnými OAR na volném prostranství a uvnitř budov
- různými počty hodin strávenými doma, venku a v pracovním prostředí



Obr. 10: Cesty vstupu radonu do domu (www.suro.cz)

Výpočet dávky od radonu vychází z doby strávené v daném prostředí a průměrné objemové aktivity radonu (měřené dostatečně dlouhou dobu).

Do výpočtu vstupují hodnoty OAR - výsledky měření integrálními detektory RAMARN (obr. 11), které jsou umísťovány do sledovaných prostor. Detektor se skládá z uzavřeného plastového boxu (zabraňuje difúzi produktů přeměny radonu a thoronu), na jehož dně je umístěna detekční fólie. Princip metody je založen na tom, že po dopadu částic alfa vyslaných radonem (^{222}Rn) a jeho produkty přeměny na povrch detekční folie (Kodak LR 115) se vytvoří latentní poruchy - stopy. Po zjištění plošné hustoty stop (pomocí mikroskopu) je určen časový integrál objemové aktivity radonu OAR, který je definován jako součin doby expozice a průměrné OAR ve vzduchu v místě měření. Nejvhodnější doba užití je 1 rok.



Obr. 11: Integrovaný detektor radonu RAMARN

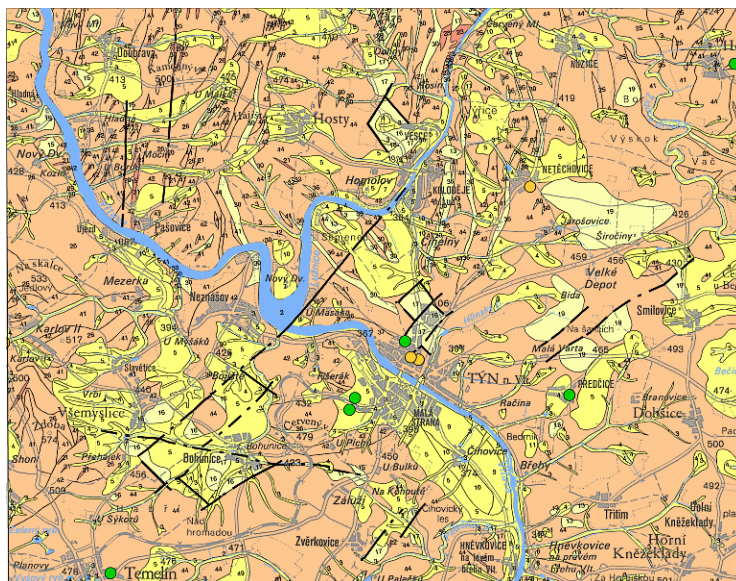
Měřená objemová aktivita radonu v místnosti nemá překročit směrnou hodnotu

- 200 Bq/m³ v domech nově postavených (po roce 1991) – odpovídá dávkovému příko-
nu 0,5 µGy/h
- 400 Bq/m³ v domech starších

Před stavbou domku je požadováno změření tzv. radonového indexu pozemku, který cha-
rakterizuje objemové aktivity v půdním vzduchu a zároveň propustnost podloží. Podle zjiště-
né úrovně rizika je pak potřeba dodržet stanovené protiradonové opatření při stavbě.
V případě překročení směrných hodnot v již stávajícím objektu je na místě zvážení realizace
ozdravných opatření. V České republice je k dispozici mapa radonového rizika (obr. 11).

Příklad:

Pro OAR 1000 Bq/m³ při době pobytu v domě 7000 hod v roce dostaneme efektivní dáv-
ku 15mSv/rok!



Obr: 11: 2242c – Mapa radonového rizika 1:50 000 z okolí Týna nad Vltavou (žluté a zelené
body – nízké až střední riziko) (www.geology.cz)

9. Závěr



Ionizující záření vždy bylo a je nedílnou součástí
života na Zemi. O doby, kdy Viktor Hess objevil
kosmické záření, uplyne brzy 100 let. Přibližně
stejnou dobu trvá zkoumání ionizujícího záření.
Dnes ho dokážeme nejen zkoumat a chránit se před
jeho účinky, ale také využívat ve svůj prospěch.
Nezbývá než doufat, že Hirošima a Nagasaki budou i
pro další generace dostatečnou výstrahou před jeho
zneužitím.

10. Seznam literatury

- [7] Bartusková, M.(2005): Analýza dat pro výpočet dávky z ingesce pro českou populaci a sledování. Zpráva SÚRO Etapa E 04. 2005.
- [8] SÚRO 2001 . Rentgen Bulletin. 2001 – 2007.
- [9] Rada, J.(2006): Stanovení radiační zátěže pacientů při vyšetřeních v rentgenové diagnostice. Záv. zpráva projektu SÚJB 4/2003. SÚRO 2006.
- [10] Hůlka, J.(2005): Studium ozáření obyvatelstva České republiky z přírodních zdrojů. Závěrečná zpráva institucionálního výzkumu. SÚRO 2005.
- [11] Hůlka, J.(2006): Ozáření obyvatelstva České republiky z přírodních zdrojů. Přednáška FJFI ČVUT 2006.
- [12] Žáčková, H.(2008): Matriál ke zveřejnění – Radiační zátěže z lékařského ozáření v ČR. SÚRO 2008.
- [13] ICRP (2005). Assessing dose of the representative individual for the purpose of radiation protection of the public. Draft for consultation.
- [14] UNSCEAR 2000, Vol.1: Sources.
- [15] Thinová, L. a kol (2006): Biomonitoring atmosférické depozice radionuklidů v okolí JE Temelín. Závěrečná zpráva FJFI ČVUT. Praha 2006.
- [16] www.geology.cz
- [17] UNSCEAR 2000 Report: Sources and Effects of Ionizing Radiation, , Vol.I, pp 27-29, 84-89
- [18] Barišić D., Lulic S., Prohic M., Čulinovic M. (1997): Spatial distribution of ^{40}K , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{238}U and ^{137}Cs in surface soil layer observed at small areas. Uranium exploration data and techniques applied to the preparation of radioelement maps, IAEA-TECDOC-980, IAEA, Vienna, 135-152.
- [19] Dortman N.B. (1984): Fizičeskie svojstva gornych porod i poleznyh iskopaemych, Nedra, Moskva.
- [20] Environmental Institute EC (1996): Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Env. Inst. EC JRC-Ispra.
- [21] Hůlka J., Malátová I. (2007): Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření. CD 20 let po Černobyli, seminář AV ČR a SÚJB, Praha.
- [22] Hůlka J., Thomas J. (2007): Přehled expozice obyvatelstva přírodnímu záření. Bezpečnost jaderné energie, ročník 15 (53), ¾, 65-67.
- [23] IAEA (1990): The Use of Gamma-ray Data to Define the Natural Radiation Environment.
- [24] Manová M., Matolín M. (1989): Radioaktivita hornin ČSSR. In: Ibrmajer J. et al.: Geofyzikální obraz ČSSR, Academia, Praha, 196-213.
- [25] Manová M., Matolín M. (1995): Radiometrická mapa České republiky 1:500 000. ČGÚ, Praha, 1-20.
- [26] Matolín M. (1970): Radioaktivita hornin Českého masívu. Academia, Praha.
- [27] Matolín M. (1976): Radioaktivita hornin Západních Karpat. Univerzita Karlova, Praha.
- [28] Škrkal, J. Budyaová, M. (2004): Příjem ^{137}Cs odhadnutý ze spotřeby potravin a z celotělového měření. Sborník rozšířených abstraktů. XXVI. DRO. ČVUT 2004.
- [29] Budyaová, M., Malátová I. (2004): Úvazek efektivní dávky z ^{137}Cs u české populace. Sborník rozšířených abstraktů. XXVI. DRO. ČVUT 2004.

BIOPALIVA II. GENERACE

Milan Pospíšil, Gustav Šebor

1. Souhrn

Příspěvek se zabývá problematikou možností výroby biopaliv 2. generace na bázi biomasy, která není primárně určena pro potravinářské či krmivářské využití. Vedle technických a technologických aspektů výroby alternativních motorových paliv jsou rovněž diskutována ekonomika výroby a otázky spojené s logistikou zajištění suroviny pro výrobní jednotky. Biopaliva 2. generace představují v dlouhodobém časovém horizontu vhodnější energetický zdroj než současná biopaliva 1. generace. Biopaliva 2. generace zatím nejsou komerčně dostupná, zahájení jejich komerčního využití se očekává v období 2010 – 2015. V ČR se komerční výroba biopaliv 2. generace uplatní až po r. 2015. V úvahu by mohla teoreticky přicházet především výroba bioethanolu z lignocelulózy, výroba biobutanolu a z BTL technologií by mohla najít uplatnění hydrogenace, resp. hydrokrakování rostlinných olejů.

2. Úvod

Odborná veřejnost, ale i vládní reprezentace většiny vyspělých zemí vkládají velké naděje do tzv. druhé generace biopaliv vyráběných z odpadní biomasy. Tato biopaliva mají mít oproti těm klasickým (1. generace) vyšší obsah energie, lepší kvalitu i kompatibilitu s pohonnými hmotami na ropné bázi, příznivější celkovou ekologickou bilanci a nebudou také tolik konkurovat potravinové produkci. Mezi základní biopaliva 2. generace lze zařadit bioethanol vyráběný z lignocelulózy, dále kvasný biobutanol a především syntetická motorová paliva vyráběná tzv. XTL technologií, přičemž X je označení pro výchozí surovinu, kterou může být plyn (G), uhlí (C) nebo biomasa (B). Z plyných alternativních paliv se k biopalivům 2. generace řadí bioplyn.

Přechod ke druhé generaci je podle odborníků klíčový, jinak hrozí pokračující strmý růst cen obilovin a kukuřice a následně i cen masa a mléčných výrobků. Bílý dům předpokládá, že USA budou moci do 10 let produkovat až 60 miliard galonů biopaliv ročně (tj. cca 180 mil. t), t.j. 30 % současné americké spotřeby, a to bez dopadu na potravinové trhy. Pokud by měla splnění těchto plánů zajistit pouze kukuřice, za deset let by na to musela být použita celá americká produkce této plodiny. Přechod na výrobu ethanolu z celulózy resp. lignocelulózy je proto v USA zcela zásadní. Podobně jako Spojené státy nebude ani Evropa schopna sama vypěstovat dost plodin k produkci biopaliv 1. generace. Od průmyslové revoluce ceny potravin v poměru k příjmům alespoň ve vyspělém světě neustále klesají; podle odborníků by však masivní šíření biopaliv mohlo tento historický proces zvrátit.

V konkrétních plánech investic do nové generace biopaliv vedou zatím Spojené státy americké, kde se předpokládá technologický průlom během příštích let. Americká vláda plánuje podpořit vývoj nové generace částkou 1,6 mld. USD a vyčlenit na úvěry do výstavby zařízení na celulózu 2 mld. USD. Experti odvětví počítají s tím, že ethanol z celulózy by se co do nákladů mohl vyrovnat kukuřici již za pět let. Produkce biopaliv z nezemědělských a odpadových surovin je však teprve v počátcích a bude vyžadovat vysoké investice.

Vývoj technologií pro výrobu biopaliv 2. generace je v současnosti stále ještě ve fázi demonstračních projektů, které mají za cíl:

- ověřit chování konkrétní technologické sestavy v reálném dlouhodobém provozu,
- ověřit konkurenceschopnost výrobních nákladů,
- maximalizovat spektrum potenciálních surovinových zdrojů,
- ověřit zvýšení potenciálu úspory GHG plynů při použití biopaliv 2. generace ze současného 50 % na 90 %.

Zpravidla se jedná o finančně velmi nákladné projekty. Oficiální materiály EU uvádějí, že průměrné investice spojené s výstavbou demonstrační poloprovozní technologické jednotky s produkcí 1 t/h (výkon 10 MW_{th}) se pohybují v řádu 40 mil. €. Technologický vývoj biopaliv 2. generace proto bez institucionální podpory není prakticky možný. Odhaduje se, že závod na zpracování biopaliv druhé generace z nepotravinářských a odpadových surovin bude stát čtyřikrát více než kapacitně srovnatelný závod na bionaftu ze zemědělských plodin. Diskuze se vedou rovněž okolo optimální velikosti výrobní jednotky. Pro minimalizaci investičních a provozních nákladů by bylo vhodné centralizovat výrobu biopaliv do velkého technologického celku s roční výrobní kapacitou přesahující 250 tis. t. Z hlediska logistického by však plynulé zásobování tohoto výrobního zařízení velkými objemy surové biomasy (5 – 10-ti násobek výrobní kapacity) mohlo ovšem představovat zásadní problém. Proto se část odborné veřejnosti spíše kloní k decentralizovanému systému většího počtu lokálních menších výrobních zařízení s celkovou roční kapacitou do 250 tis. t, logisticky lépe zvládnutelných, ale ovšem za cenu vyšších investičních nákladů. Produkci srovnatelnou s produkcí ropné rafinérie průměrné velikosti (5 mil t/r zpracovávané ropy) by mělo zajistit 20 – 25 BTL (Biomass to Liquids) těchto menších výrobních jednotek (s celkovou kapacitou 250 tis. t) s investičními náklady 3 – 4x vyššími v přepočtu na vyrobený objem.

Zjednodušený pohled na spotřebu biomasy v BTL výrobní jednotce různé velikosti, včetně logistické náročnosti uvádí tabulka 1.

Roční kapacita (kt)	Potřeba biomasy (kt)	Potřebná pěstební plocha biomasy (tis ha)		Spotřeba biomasy (počet trucků/den)		
		sláma	dřevo	sláma	štěpky	pelety
100	800	80	55	800	400	160
250	2000	200	135	2000	1000	400
500	4000	400	270	4000	2000	800

Data uvedená v tabulce vycházejí z následujících předpokladů:

- konverze biomasy na paliva (%) 12,5
- početní dny provozu BTL závodu v roce 200
- výnos slámy (t/ha/rok) 10
- výnos dřeva (t/ha/rok) 15
- specifická hmotnost lisované slámy (kg/m³) 100
- specifická hmotnost dřevných štěpků (kg/m³) 200
- specifická hmotnost dřevných pelet (kg/m³) 500
- přepravní objem nákladního trucku (m³) 50

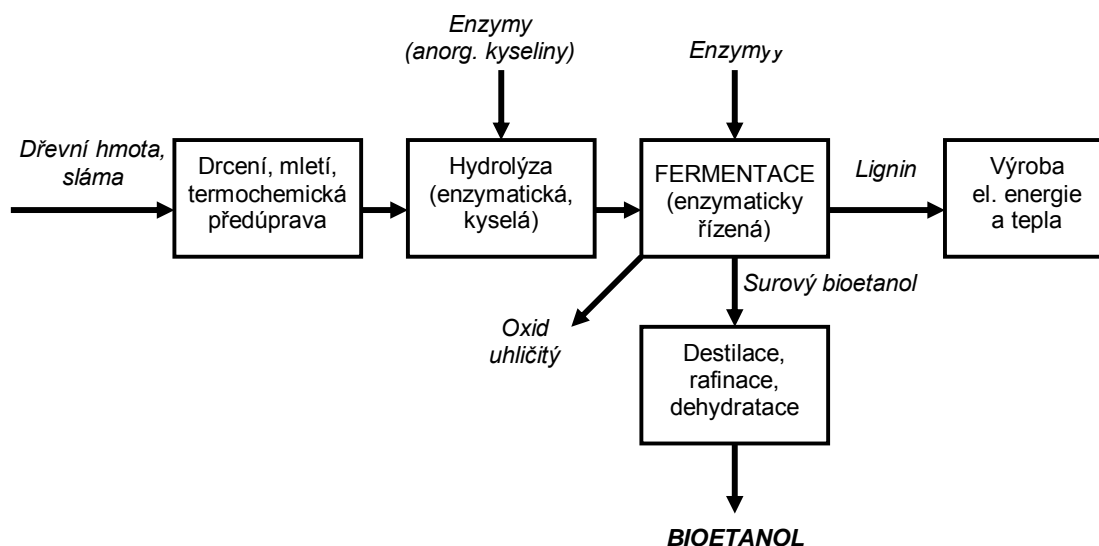
Tab. 1: Množství biomasy potřebné pro zajištění provozu BTL závodu

V této souvislosti je třeba připomenout, že celková výměra lesních pozemků v ČR dosahuje 2 600 tis. ha, tj. teoreticky pokrývá kapacitu 20 výrobních BTL jednotek s produkcí 250 kt. Roční spotřeba dřevní hmoty ve výrobní jednotce 250 kt v přepočtu odpovídá výnosu 45 % lesní plochy středočeského kraje, která činí zhruba 300 tis. ha. Výrobního závodu s kapacitou větší než 250 kt v ČR prakticky nepřipadá v úvahu.

3. Bioethanol z lignocelulózové biomasy

Mezi vhodné suroviny patří rychle rostoucí energetické plodiny (např. vrba, blahovičnick eukalyptus, atd.), zbytky ze zemědělské produkce (např. sláma, řepné řízky, vylisovaná cukrová třtina, zbytky ze zpracování dřeva a další dřevnaté odpady a organické podíly komunálního pevného odpadu. Technologie výroby bioethanolu z lignocelulózové biomasy je sice technicky realizovatelná, ale poměrně komplikovaná a zatím se komerčně nerozšířila. V současné době je však možnost výroby bioethanolu z lignocelulózové biomasy předmětem intenzivní výzkumné činnosti a její komerční využití se předpokládá v horizontu 10 – 15 let. Důvodem zájmu o tuto surovinu je skutečnost, že je k dispozici ve vydatném množství a je levnější než potravinářské plodiny, zejména pokud bychom se zaměřili na různé druhy odpadů. Zpracování lignocelulózové biomasy na bioethanol vykazuje rovněž lepší energetickou bilanci.

Pro konverzi fermentovatelných frakcí celulózy a hemicelulózy bylo vyvinuto několik technologických postupů, na obr. 1 je uvedeno obecné blokové schéma výroby bioethanolu ze dřeva nebo slámy.



Obr. 1: Blokové schéma výroby bioethanolu z lignocelulózové hmoty

Proces konverze lignocelulózové biomasy na bioethanol zahrnuje v prvním kroku hydrolýzu lignocelulózové biomasy na jednoduché fermentovatelné cukry. Lignocelulózová biomasa obsahuje polymery cukrů nazývané celulóza (40–60 % hm. v sušině) a hemicelulóza (20–40 % hm. v sušině), oba tyto typy složitých polysacharidů lze transformovat na jednoduché cukry. Zbývající část lignocelulózové biomasy tvoří složitý aromatický polymer, lignin (10–15 % hm. v sušině), který je rezistentní vůči biologické degradaci a nelze jej proto fermentovat. Po oddělení jej lze využít pouze pro výrobu elektrické energie a/nebo tepla. Dřevo nebo sláma se nejprve drcením, nebo mletím rozmělní na menší kousky, které se podrobí termochemické předúpravě. Jejím účelem je narušit polymerní strukturu celulózy a hemicelulózy a usnadnit tak přístup kyselině nebo enzymům. V dalším kroku probíhá konverze takto předpravené celulózy a hemicelulózy na jednoduché cukry. Nejstarší klasický postup konverze na fermentovatelný materiál představuje kyselá hydrolýza biomasy působením zředěného roztoku kyseliny (koncentrace cca 0,5 % hm. při teplotě cca 200 °C). Výsledkem je konverze hemicelulózy na ve vodě rozpustné, přímo fermentovatelné, jednoduché cukry. Celulóza je podstatně odolnější a její konverze vyžaduje proto ostřejší podmínky. V prvním kroku dochází při hydrolýze pouze k otevření její struktury a redukci velikosti řetězců polysacharidů. Následně

je ve druhém kroku provedena konverze na přímo fermentovatelnou glukosu použitím vyšší teploty (240 °C) a kyseliny o vyšší koncentraci (2 % hm.). Posledním krokem je rafinace, rektifikace a konečně dehydratace bioethanolu. Pokud se týká ligninu, ten může být oddělen buď v průběhu hydrolýzy nebo fermentace; optimální separace ligninu je předmětem intenzivního výzkumu. Nevýhodou kyselé hydrolýzy je skutečnost, že je nákladná a dosahované výtěžky glukosy lze považovat za limitní.

Druhou možností pro převedení celulózy na jednoduché cukry (glukosu) je použití enzymů, schopných celulózu rozložit. Existuje několik variant procesů kombinujících fáze štěpení (konverze) a vlastní fermentace buď ve dvou samostatných krocích nebo souběžně v jednom reaktoru. Ve všech případech je dosahováno vyšších konverzí celulózy a hemicelulózy na přímo fermentovatelné jednoduché cukry než v případě klasické kyselé hydrolýzy. Vznikající cukry jsou ihned fermentovány, takže při působení enzymů nedochází k problémům souvisejícím s jejich akumulací a inhibicí fermentačního procesu.

Výzkumem technologie výroby bioethanolu z odpadní biomasy se v ČR intenzivně zabývá Výzkumný ústav rostlinné výroby (VÚRV). Výsledky studie proveditelnosti potvrzují, že výroba bioethanolu a dalších surovin z lignocelulóзовých a celulóзовých odpadů může být ekonomicky efektivní i bez státní intervence a je konkurenceschopná tzv. agrolihovarům. Při hodinové kapacitě zpracování 1 t sušiny odpadů (sláma, dřevo, papír) lze vyrobit až 300 l bioethanolu/h s realizační cenou 14 Kč/l (obilné a cukerné palivářské lihovary v ČR uvádějí výrobní náklady 17 – 19 Kč/l bioethanolu). Investiční náklady na výrobní zařízení s roční kapacitou 20 tis hl bioethanolu by se mohly pohybovat v rozmezí 60 – 65 mil. Kč s návratností 6 – 7 let. V současné době je v přípravě výstavba demonstrační poloprovozní jednotky.

4. Biobutanol

n-Butanol (1-butanol) C_4H_9OH představuje v pořadí čtvrtý člen homologické řady alkoholů, jehož fyzikálně-chemické vlastnosti jako potenciální složky motorových paliv jsou mnohem příznivější v porovnání s ethanolem či methanolem. Obdobně jako bioethanol je možné tento alkohol průmyslově vyrábět fermentací biomasy, což jej předurčuje stát se v budoucnosti významným alternativním palivem pro dopravu. Předností biobutanolu je, že na rozdíl od bioethanolu může být přidáván do motorových benzinů ve vyšší koncentraci, až 10 obj. %, a lze jej používat bez nutnosti modifikace motoru. Má až o 30 % vyšší energetický obsah v porovnání s bioethanolem. Palivo s biobutanolem je bezpečnější díky nižší tenzi par než běžné benziny a palivo s ethanolem, méně se odpařuje zvláště v letním období. Velkou výhodou biobutanolu je, že v porovnání s bioethanolem prakticky nepohlcuje vodu, resp. v přítomnosti vody v palivu nepřechází do vodné vrstvy, chová se tedy obdobně jako ethery MTBE či ETBE. Benziny obsahující biobutanol by tak mohlo být reálně přepravovat stávajícími liniovými potrubními systémy. Biobutanol je v porovnání s bioethanolem méně agresivní k většině konstrukčních materiálů, včetně plastů. Jako látka přírodního původu je biobutanol dobře biologicky odbouratelný a nepředstavuje ohrožení půdy ani vody. Určitou nevýhodou je pouze menší oktanové číslo v porovnání s ethanolem, ale vzhledem k obecnému přebytku vysokoktanových složek benzinového poolu, by tato skutečnost nemusela být příliš na závaždu. Přehled základních palivářských vlastností uvádí tab. 2.

Butanol lze vyrobit obdobně jako ethanol, tj. fermentací přímo zkvasitelných jednoduchých cukrů, tzv. ABE (Aceton-Butanol-Ethanol) procesem, za působení mikroorganismu *Clostridium acetobutylicum*. Při klasickém ABE procesu je podíl butanolu v konečném produktu velmi nízký, většinou do 15 % obj., výjimečně kolem 25 % obj. Směs navíc obsahuje aceton (28 % obj.) a ethanol (14 % obj.). Dosažení vyšší koncentrace je limitováno biologickým omezením, protože butanol i při nízké koncentraci (1,5 – 2 % obj.) inhibuje růst a funkci mikroorganismů a zastavuje celý fermentační proces (ethanol působí negativně na kvasné mikroorganismy ve fermentované směsi až při koncentraci 15 – 16 % obj.). Hlavním výro-

ním omezeném této původní technologie byla nutnost soustavného odstraňování butanolu ze zpracovávaného materiálu už v průběhu výroby.

Parametr	Bioethanol	Biobutanol	Natural 95
Bod varu (°C)	78	83	30 – 215
Hustota při 15 °C (kg/m ³)	794	814	720 – 775
Kinem. viskozita při 20 °C (mm ² /s)	1,52	3,64	0,4 – 0,8
Výhřevnost (MJ/l)	21	27	32 – 33
Výparné teplo (MJ/kg)	0,92	0,43	0,36
Tlak par dle Reida – RVP (kPa)	19,3	18,6	60 – 90
Zvýšení RVP ve směsi (kPa)			
95 % obj. Natural 95 + 5 % obj. alkohol	+5	+6	
90 % obj. Natural 95 + 10 % obj. alkohol	-3	-5	
(základ = Natural 95 bez alkoholu)			
Směsné oktanové číslo	106 – 130	94	95
OČVM			
OČMM	89 – 103	80 – 81	85
Obsah kyslíku (% hm.)	34,7	21,6	<2,7

Tab. 2: Porovnání vybraných palivářských vlastností bioethanolu, biobutanolu a komerčního bezolovnatého benzínu Natural 95

Zásadní změny v technologii výroby biobutanolu bylo dosaženo až objevem nového vhodnějšího druhu mikroorganismů, které ve fermentovaném roztoku působí nejen při vyšší koncentraci butanolu, ale zejména umožňují maximalizovat jeho výtěžky. Jedná se o zcela nové mikroorganismy *Clostridium tyrobutyricum* a nově vyšlechtěný druh *Clostridium acetobutylicum*, které v návaznosti na sebe zajišťují optimální produkci butanolu 4,64 g/l/h a výtěžnost z glukózy 42 – 45 % hm. První z obou mikroorganismů maximalizuje přeměnu glukózy na kyselinu máselnou (a vodík) a druhý pak konvertuje kyselinu na žádaný butanol. Ve srovnání s původní technologií fermentace ABE tato nová technologie eliminuje tvorbu nežádoucích produktů jako jsou kyselina mléčná, propionová, aceton, isopropanol, ethanolu a další. Schéma výrobního postupu je poměrně jednoduché. Proces je kontinuální, probíhá ve dvou fermentorech, na které navazuje zařízení pro separaci butanolu od ostatního materiálu a velké části vody (odstředivky, polopropustné membrány). Na konečnou destilaci tak přichází butanol jen s 10 %-ním obsahem vody (obj.), což je energeticky výhodné. Kromě toho v první fázi vzniká i energeticky velmi cenný vodík, který by mohl zlepšit celkovou energetickou bilanci procesu až o 18 %.

Biobutanol se jako palivo zkoušel již delší dobu, jeho použití ve srovnání s benzinem nebo butanolem z ropy však dosud nebylo ekonomické. Firma DuPont očekává, že i bez subvencí se cena biobutanolu vyrobeného novými procesy bude pohybovat v intervalu 0,19 – 0,25 USD/l (0,14 – 0,19 €/l, resp. 4 – 5 Kč/l). Pro porovnání cena bioethanolu v Evropě se v současnosti pohybuje na úrovni 0,5 – 0,6 €/l (14 – 16,5 Kč/l). Protože technologie výroby biobutanolu se v mnohém podobá technologii výroby bioethanolu, bude možno stávající kapacity na bioethanol provozovat bez retrofitu i při výrobě biobutanolu. Kukuřice zpracovaná na biobutanol dává v konečném součtu až o 42 % více energie než v případě klasické fermentace na bioethanol (z 1 t kukuřice lze vyrobit až 230 l bioethanolu nebo až 380 l biobutanolu). DuPont a BP proto biobutanolu dávají přednost před bioethanolem a chtějí jej dostat urychleně na trh. Koncem června 2006 společnosti ve společné tiskové zprávě oznámily, že koncem roku 2007 začne BP prodávat první generaci biobutanolového paliva pro automobily, vyrobeného fermentačním procesem. Ve spolupráci s British Sugar ze skupiny Associated British

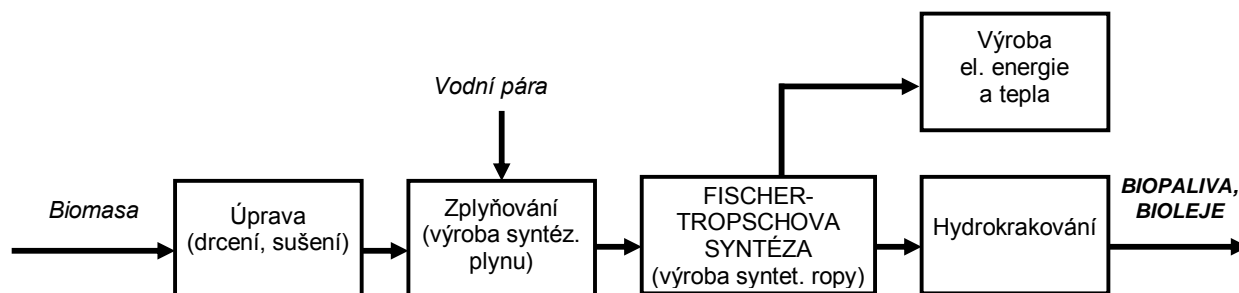
Foods bude první britská kapacita ve Wisingtonu vyrábět 30 tis. t biobutanolu ročně z cukrové řepy v upraveném výrobním zařízení původně určeném pro výrobu bioethanolu.

Jako "druhá generace" biobutanolu zřejmě přijde výrobek produkovaný novým biotechnologickým procesem, s vyšším stupněm konverze na žádaný produkt pomocí biokatalyzátoru. Jejich uvedení do provozu v USA se předpokládá v roce 2010. Jako suroviny se vedle řepy, cukrové třtiny a kukuřice uvažují pšenice, kasava, sorghum a do budoucna i odpady slámy, třtiny, trávy a rychle rostoucí celulóznové zdroje.

5. Syntetická motorová paliva

Konverzi biomasy na motorová paliva lze realizovat různými termochemickými procesy a to buď přímo nebo nepřímo. Mezi přímé postupy konverze biomasy na pohonné hmoty patří vysokoteplotní pyrolýza biomasy poskytující tzv. „bio-olej“. Dalším postupem přímé výroby syntetických paliv z biomasy je proces označovaný jako HTU (Hydro Thermal Upgrading), jehož hlavním produktem je multikomponentní uhlovodíková směs podobná ropě, označovaná jako „bio-ropa“ (bio-crude). Konečně pozornost je věnována i studiu možností přímé přeměny rostlinných olejů katalytickým krakováním, hydrogenační rafinací a hydrokrakováním na motorová paliva, která by bylo možno použít v současných motorech.

Nepřímý postup výroby kapalných paliv a chemikálií z biomasy zahrnuje v prvním kroku výrobu syntézního plynu a jeho čištění. Vyčištěný plyn lze pak následně použít pro výrobu motorových paliv, resp. syntetické ropy Fischer – Tropschovu (FT) syntézou a dále i pro výrobu důležitých petrochemikálií, tj. chemických látek, které jsou zatím vyráběny převážně na bázi ropy. Blokové schéma výroby kapalných paliv z biomasy FT syntézou je uvedeno na obr. 2.



Obr. 2: Blokové schéma výroby kapalných paliv z biomasy FT syntézou

a) Vysokoteplotní pyrolýza biomasy

Pro mžikovou pyrolýzu lze jako surovinu použít jakýkoliv typ biomasy, nicméně upřednostňována je lignocelulóznová biomasa. Surovinu je třeba nejprve rozemlít na velikost částic menší než 6 mm a vysušit na obsah vody pod 10 % hm. Při pyrolýze biomasy prováděné při vysokých teplotách 700 – 1000 °C za nepřítomnosti kyslíku probíhá štěpení chemických vazeb v molekulách přítomných sloučenin a výsledkem je na jedné straně vznik níže molekulárních plynných a kapalných produktů a na druhé straně vznik pevného uhlíkatého produktu, polokoksu. Množství reakčního produktu a jeho složení závisí na reakční teplotě, rychlosti ohřevu a době zdržení. Krátký ohřev a velmi krátká doba zdržení plynné fáze umožňují dosahovat v případě dřeva jako suroviny výtěžku bio-oleje až 75 – 80 % hm. (resp. 60 – 70 % vztaženo na energetický obsah).

Vyrobený bio-olej má černou barvu, podstatně větší hustotu (1,2 g/cm³) ve srovnání s ropou, ale menší energetický obsah a to díky vysokému obsahu kyslíku. Spalné teplo oleje se pohybuje v rozmezí 16 - 19 MJ/kg. Olej má polární charakter a není mísitelný s uhlovodíky, ale je rozpustný ve vodě. Ve srovnání s ropnými produkty prakticky neobsahuje

síru. Energetický obsah vztažený na objemovou jednotku je u získaného bio-oleje větší ve srovnání se vstupní surovinou, což vede k úspoře nákladů za dopravu, a mžiková pyrolýza je proto považována za efektivní způsob přeměny biomasy. Výroba energie může být decentralizována, tj. realizována tam, kde je to potřeba. Pokud se týká energetického využití bio-oleje, lze jej použít jako palivo v elektrárnách a může rovněž nahradit klasická fosilní paliva ve stacionárních aplikacích, tj. jako palivo v kotlích a pecích a může rovněž nahradit klasickou motorovou naftu při pohonu stacionárních motorů. Pokud by měl nahradit naftu jako pohonná hmotu v motorových vozidlech, je nutné jej nejprve podstatně upravit hydrorafinačními postupy. Dále může být využit i jako surovina pro výrobu syntézního plynu, ze kterého pak lze Fischer – Tropschovou syntézou vyrobit syntetickou ropu a tu pak zpracovat na paliva a chemikálie.

Pokud se týká ekonomiky procesu, lze potřebné investiční náklady pouze odhadovat. Při krátkodobé návratnosti se pro jednotku se vstupní kapacitou 400 MW_{th} pohybují odhadované investice na úrovni 350 €/kW_{th}, při začlenění hydrorafinace bio-oleje se zvyšují na 1000 €/kW_{th}. V případě dlouhodobé návratnosti lze předpokládat pokles nákladů o 15 - 20 %. Výrobní cena bio-oleje je dále významně ovlivněna náklady potřebnými pro předúpravu suroviny (mletí, sušení). Při ceně suroviny pod 1,9 €/GJ by se výrobní cena mohla pohybovat v rozmezí 75 - 300 €/t oleje, tj. 18 €/GJ, resp. 0,06 - 0,25 €/l.

b) Hydrotermické zpracování biomasy

Při hydrotermickém zpracování biomasy, procesem nesoucím název HTU ((Hydro Thermal Upgrading) je biomasa rozkládána v přítomnosti vody a výsledkem je vznik kapalného produktu podobného ropě, označovaného jako „bio-ropa“ (bio-crude). Výhodou technologie HTU je její velká flexibilita z pohledu zpracovávané suroviny. Jako surovinu lze použít biomasu obsaženou jak v tuhých komunálních odpadech, tak i v zemědělských odpadech. Proces je určen především pro zpracování odpadů z cukrovarů (řízky, kaly). To znamená, že vstupní biomasu není třeba sušit, lze zpracovávat suroviny obsahující 10–30 % hm. vody, naopak suchou surovinu je nutno předem zvlhčit. Přítomnost vody významně ovlivňuje vlastnosti biomasy i finálních produktů. Po té následuje ohřev suroviny a její vlastní konverze, která se provádí při teplotě 300 – 350 °C a tlaku 12 - 18 MPa po dobu 5 až 10 minut (pokusná jednotka v Apeldoornu v Holandsku). Proces je poměrně náročný na spotřebu energie. Vedle hlavního produktu, bio-ropy (cca 50 % hm.) vznikají rovněž plyny (30 % hm.) a dalším vedlejším produktem je voda (15 – 20 % hm.). Voda obsahuje asi 5 % hm. organických sloučenin a lze ji použít na výrobu bioplynu. Jak bioplyn, tak i plynný produkt z jednotky jsou využity jako palivo v peci.

HTU bio-ropa je viskózní černá kapalina tvořená multikomponentní uhlovodíkovou směsí, je nemísitelná s vodou, obsah vázaného kyslíku se pohybuje okolo 10 - 15 % hm., a je podstatně stabilnější než pyrolýzní bio-olej. Obsah dusíku a síry je velmi malý, její výhřevnost se pohybuje v rozmezí 30 - 36 MJ/kg. Destilačně ji lze rozdělit na lehký a těžký podíl. Lehčí podíly vyrobené bio-ropy jsou velmi čisté a mohou být po tzv. hydrodeoxygenaci použity pro výrobu komponenty do motorové nafty.

Zatím je provozována pouze pokusná demonstrační jednotka v Apeldoornu v Holandsku s kapacitou 3 000 t/rok. Velká komerční jednotka by měla být k dispozici koncem roku 2009. Odhadovaná tepelná účinnost HTU procesu je cca 80 %, začlenění hydrodeoxygenace tuto účinnost samozřejmě výrazně snižuje a to na 60 %. Při krátkodobé návratnosti se pro jednotku HTU se vstupní kapacitou 400 MW_{th} pohybuje odhad investičních nákladů na úrovni 95 €/kW_{th}, v případě dlouhodobé návratnosti lze očekávat snížení nákladů o 25 % a to u jednotky s kapacitou 1 000 MW_{th}. Začlenění hydrodeoxygenace, které je v případě, že chceme vyrábět komponentu do motorové nafty nezbytné, vzrostou investiční náklady více než pětkrát na 535 €/kW_{th} pro vstupní kapacitu 400 MW_{th}, při dlouhodobé návratnosti lze opět očekávat jejich

pokles o cca 25 %. Výrobní cena HTU paliva pro vznětové motory závisí nejen na investičních nákladech, ale je citlivá i na cenu vstupní suroviny. Holandská společnost Biofuel odhadla, že výrobní cena motorové nafty z tohoto procesu by se mohla pohybovat v rozmezí cca 5 - 7 €/GJ, resp. cca 0,16 - 0,24 €/l. Očekává se, že její kvalita bude velmi dobrá, cetanové číslo by mělo být vyšší než u klasické motorové nafty. HTU nafta bude mít jinak podobné vlastnosti jako klasická motorová nafta a bude možné ji do ní přidávat v libovolném poměru.

c) Výroba syntetické ropy a motorových paliv Fischer – Tropschovou syntézou

Prvním stupněm výroby motorových paliv, resp. syntetické ropy a nebo výroby řady významných petrochemikálií (methanolu, dimethylétheru, čpavku, případně lehkých alkenů) je výroba syntézního plynu. Jako surovinu pro jeho výrobu plynu lze použít i jakoukoliv lignocelulózovou a celulózu biomasu získanou zpracováním zemědělských plodin (sláma, melasa), dále trávu nebo dřevní hmotu. Použít lze rovněž i mokrou biomasu jakou jsou tuhé komunální odpady nebo odpady ze zemědělské výroby, i když v tomto případě je dosahováno nižší tepelné účinnosti. Zplynění biomasy je proces, při kterém probíhá její parciální oxidace po přidání kyslíku v množství menším než stechiometrickém. Kyslík reaguje s biomasou při vysokých teplotách, okolo 900 °C, reakce je exotermní. Pro zplynění lze použít jak čistý kyslík, tak i vzduch. Výhodou použití čistého kyslíku je skutečnost, že vyrobený syntézní plyn neobsahuje dusík. Na druhou stranu výroba kyslíku je značně nákladná, takže u této varianty jsou větší investiční náklady a spotřeba energie. Nejčastěji používaným typem generátoru je generátor s cirkulujícím fluidním ložem, který je možno použít pro široké rozmezí výkonu, od jednoho až do stovek MW_{th}. Výsledkem zplynění biomasy je syntézní plyn, tj. směs plynů, především CO a H₂, dále jsou přítomny CO₂, CH₄, H₂O, N₂, dehtovité látky a delší organické nečistoty. Jeho složení závisí na složení vstupní suroviny a použitých reakčních podmínkách. Pokud je syntézní plyn použit jako surovina pro výrobu motorových paliv, resp. syntetické ropy a nebo různých chemikálií je třeba upravit u vyčištěného plynu jeho složení, tj. upravit poměr CO a H₂. Ze syntézního plynu lze vyrobit také čistý vodík (bio-vodík).

Konečná fáze výroby motorových paliv, Fischer – Tropschova (FT) syntéza, není novou technologií. Byla vyvinuta již ve 30. letech minulého století v Německu a byla založena na uhelné surovině (CTL - Coal to Liquids). Velkokapacitní FT syntéza je v současné době zatím realizována na bázi klasických fosilních paliv ve čtyřech lokalitách, a to v Jižní Africe v závodech Sasol a v rafinerii Petro SA (dříve Mossref), v Malajsii v rafinerii Bintulu a v Kataru v rafinerii Oryx-1. Zatímco v závodech Sasol se syntézní plyn vyrábí zplyňováním popelnatého hnědého uhlí, ve zbývajících třech rafineriích Petro SA, Bintulu a Oryx-1 je surovinou pro jeho výrobu zemní plyn. Předpokládá se, že projekt GTL ovlivní rafinérský a petrochemický průmysl významnějším způsobem než kterákoliv jiná technologie realizovaná v posledních 50 letech. Kapalné produkty FT syntézy jsou bezsírné, bez dusíku, neobsahují těžké kovy ani asfalteny a sole. Jejich přimícháváním do surové ropy nebo přímo do produktů vyráběných v klasických ropných rafineriích se tyto produkty podstatně zkvalitní. Průmyslový proces FT syntézy na bázi biomasy je zatím ve stádiu vývoje, při kterém mohou být využity některé zkušenosti získané při jejím provozování v uvedených závodech.

FT syntéza je příkladem exotermní heterogenní katalyzované reakce s katalyzátory na bázi železa a nebo kobaltu; důležitý je odvod vznikajícího tepla z reaktoru. Hlavními složkami reakčního produktu jsou nerozvětvené alkany, nenasycené olefiny a primární alkoholy, jako vedlejší produkt vzniká voda. Distribuce uhlíkových atomů ve vznikajících sloučeninách je velmi široká. Složení reakčního produktu závisí především na reakčních podmínkách a použitém typu katalyzátoru. Na základě současných poznatků lze uvést, že v současné době se za perspektivní považuje výroba těžké syntetické ropy nízkoteplotní FT syntézou v reaktoru, ve kterém syntézní plyn probublává suspenzí Co katalyzátoru v kapalném produktu syntézy (Slurry Bubble Column Reactor). Ropa se následně hydrokrakuje na kvalitní motorovou naftu

a ostatní motorová paliva, rozpouštědla, tvrdý parafin a některé další produkty. Předpokládá se, že tato varianta syntézy, kterou preferují všechny firmy, které se jí zabývají (Sasol, Shell, ExxonMobil, BP, Rentech Inc., Syntroleum Corp., Syncrude Technology, ConocoPhillips, ChevronTexaco, PDVSA-Intevap a další) se bude uplatňovat i v budoucnu; byla vybrána i pro GTL (Gas to Liquids) rafinérie nové generace budované v Kataru a Nigérii firmami Sasol, Shell a ExxonMobil. Obvyklé reakční podmínky používané při výrobě těžké syntetické ropy jsou teplota 200 – 250 °C a tlak okolo 2 MPa. Nezreagovaný syntézní plyn může být recyklován, nebo použit ke kombinované výrobě elektrické energie a tepla.

Motorová nafta z FT syntézy představuje velmi čisté a kvalitní palivo pro vznětové motory (viz tab. 3).

Vlastnosti paliva	Syntetická MN z FT syntézy	Klasická MN
Cetanové číslo	>74	50
Hustota při 15°C (g/cm ³)	0,78	0,84
Výhřevnost (MJ/kg)	44,0	42,7
Výhřevnost (MJ/l)	34,3	35,7
Stechiometrický poměr vzduch/palivo (hm.)		14,5
Teplota samovznícení (°C)	~250	250
Kinematická viskozita při 20°C (mm ² /s)	3,6	4,0
Bod vzplanutí (°C)	72	77

Tab. 3: Porovnání vybraných vlastností syntetické a klasické motorové nafty (MN)

Porovnáme-li její vlastnosti s vlastnostmi klasické motorové nafty, můžeme konstatovat, že má srovnatelný energetický obsah a podobnou hustotu, viskozitu a bod vzplanutí. Některé její další vlastnosti jsou pak výrazně lepší než odpovídající vlastnosti klasické nafty. Především má výrazně vyšší cetanové číslo, které indikuje snadné vzněcování, dále neobsahuje síru a aromáty, což má za následek čistší spalování. Její výhodou je i skutečnost, že složení a vlastnosti této syntetické motorové nafty lze měnit podle potřeby volbou reakčních podmínek syntézy. Pro zajištění dobré mazací schopnosti a nízkoteplotních vlastností je nutná, podobně jako u klasické nafty, její aditivace. Oproti tomu benzin z FT syntézy, pro který je charakteristický vysoký obsah n-alkanů a žádný nebo jen malý obsah aromatů, má nízké oktanové číslo. Představuje kvalitní surovinu pro pyrolýzu na lehké alkeny (ethylen, propylen). Pokud je použit pro výrobu autobenzínu musí se nejprve hydrogenačně rafinovat a pak se příslušné řazy podrobit izomeraci, resp. reformování.

Na 1 t syntetické motorové nafty vyrobené FT syntézou z dřeva jako výchozí suroviny je ho potřeba asi 8 t a výtěžek nafty se pohybuje okolo 150 l /t dřeva. Vedle ceny vstupní suroviny výrobní cenu produktů FT syntézy výrazně ovlivňují také investiční náklady. Zhruba 66 % těchto nákladů je třeba na výrobu a čištění syntézního plynu, 22 % na vlastní FT syntézu a zbytek pak na zpracování produktů. Při krátkodobé návratnosti byly odhadnuty investiční náklady pro jednotku s klasickou technologií o vstupní kapacitě 400 MW_{th} na cca 720 €/kW_{th}. U dlouhodobé návratnosti by mělo dojít k jejich snížení o 25 - 35 % pro velkokapacitní jednotku s kapacitou 1 000 MW_{th}. Cena produkované syntetické nafty by se podle odhadů mohla pohybovat v krátkodobém a střednědobém časovém horizontu okolo 16 €/GJ a nebo dokonce 8 - 11 €/GJ u trigenerační jednotky (výroba pohonných hmot, elektrické energie a tepla). Při dlouhodobé návratnosti by cena bez trigenerace mohla klesnout na úroveň cca 9 €/GJ.