

Univerzita Pardubice
Fakulta ekonomicko správní

**Nové přístupy k environmentálnímu
managementu veřejné správy**

Metodicko analytická studie

Prof. PhDr. Karel Lacina, DrSc.
Doc. Ing. Ilona Obršálová, CSc.
Ing. Václav Ježdík
Doc. Ing. Eduard Souček, CSc.

Pardubice 2003

© Prof.PhDr.Karel Lacina,DrSc., Doc.Ing.Ilona Obršálová,CSc., Ing.Václav Ježdík,
Doc.Ing.Eduard Souček,CSc.

Recenzoval: Doc.Ing.Radim Roudný, CSc.

Obsah :

1	Environmentální politika EU a její aplikace v ČR	6
1.1	Zásady environmentální politiky Evropské Unie	6
1.2	Evropská Unie a její legislativa pro oblast tvorby a ochrany životního prostředí....	22
1.3	Aplikace zásad environmentální politiky a legislativy Evropské Unie v České republice	25
1.4	Plánování péče o životní prostředí na úrovni regionů a municipalit	31
2.	Veřejná správa a ochrana životního prostředí	45
2.1	Nové přístupy k environmentálním managementu ve veřejné správě.....	45
2.2	Eko-efektivnost a cíle politiky ochrany ŽP	53
2.3	Vyčíslování škod na životním prostředí	76
3	Výdaje na ochranu životního prostředí – pojetí, analýza použití a hodnocení jejich efektivnosti	99
3.1	Potřeba sledování a hodnocení výdajů	99
3.2	Výdaje – pojetí, metodologie	101
3.3	Bilanční přístupy k výdajům	108
3.4	Zjišťování výdajů v ČR	110
3.5	Analýza použití výdajů.....	113
3.6	Výdaje na ochranu ŽP a eko-efektivnost.....	122
3.7	Celkové shrnutí.....	136
4	Syntetické indikátory kvality životního prostředí	138
4.1	Limity informačních zdrojů.....	138
4.2	Možnosti syntetického vyjádření kvality životního prostředí	141
4.3	Aplikace vícekritériálních metod.....	149
5	Literatura	157

Seznam tabulek

Tabulka 1: Investiční náklady jednotlivých variant finální likvidace kalu	66
Tabulka 2: Roční náklady jednotlivých variant.....	66
Tabulka 3: Verbální hodnocení vlivu investice na životní prostředí.....	67
Tabulka 4: Rozhodovací matice	68
Tabulka 5: Stav životního prostředí v okrese Pardubice	69
Tabulka 6: Dilema při udržování veřejného statku	78
Tabulka 7: Kategorie škod a možnosti monetarizace.....	84
Tabulka 8: Přehled odhadu škod na životním prostředí v důsledku průmyslové činnosti za okres Pardubice	94
Tabulka 9: Model celospolečenských výdajů na ochranu životního prostředí.....	110
Tabulka 10: Schéma výdajů na ochranu životního prostředí veřejné správy	112
Tabulka 11: Investiční výdaje na ochranu ŽP v ČR.....	117
Tabulka 12: Vývoj investičních výdajů na ochranu ŽP v ČR.....	118
Tabulka 13: Výdaje na ochranu životního prostředí orgánů veřejné správy v ČR v mil. Kč	119
Tabulka 14: Účelové zaměření výdajů na ochranu životního prostředí v mil. Kč	119
Tabulka 15: Ukazatele nakládání s odpadními vodami.....	126
Tabulka 16: Doména ochrana ovzduší a klimatu – snížení emisí	133
Tabulka 17: Plnění strategického cíle.....	133
Tabulka 18: Struktura navrženého regionálního informačního systému.....	140
Tabulka 19: Standardizované úmrtnosti v ČR.....	146
Tabulka 20: Měrné emise ze stacionárních zdrojů v jednotlivých krajích v letech 1995 a 2001 (srovnání kraje s průměrnou hodnotou za ČR v %)	152
Tabulka 21: Pořadí krajů	153
Tabulka 22: Měrné emise v nejohroženějších krajích	153

Seznam obrázků

Obrázek 1: Postup stanovené ekologické nákladové efektivity.....	49
Obrázek 2: Koncepce NPEM	51
Obrázek 3: Proces kumulace zátěže životního prostředí.....	56
Obrázek 4: Přístup k bilancím v živ. prostředí podle vztahu původce - akceptor.....	58
Obrázek 5: Hodnocení environmentálního rizika.....	63
Obrázek 6: Graf stromu cílů ochrany ŽP.....	80
Obrázek 7: Vztah efektů a internalizace.....	81
Obrázek 8: Metody hodnocení škod na životním prostředí.....	83
Obrázek 9: Graf EVI	135

1 Environmentální politika EU a její aplikace v ČR

Prof. PhDr.Karel Lacina,DrSc.

Části :

1. Zásady environmentální politiky Evropské Unie
2. Evropská Unie a její legislativa pro oblast tvorby a ochrany životního prostředí
3. Aplikace zásad environmentální politiky a legislativy Evropské Unie v České republice
4. Plánování péče o životní prostředí na úrovni regionů a municipalit

1.1 Zásady environmentální politiky Evropské Unie

Soudobá koncepce environmentální politiky Evropské unie je založena – jak například potvrdil summit Rady EU konaný ve dnech 15.-16. června 2001 ve švédském Goeteborgu (na závěr švédského předsednictví) – na úsilí o prosazování principů udržitelného rozvoje.

Daný přístup má nejen environmentální, nýbrž zároveň výrazné ekonomické aspekty. Z hospodářského hlediska se bezprostředně dotýká celé problematiky veřejné ekonomie. Z uvedeného zorného úhlu zvýšený důraz kladený na tvorbu a ochranu životního prostředí odpovídá základním principům evropského integračního procesu vyjádřeným již v Římské smlouvě o založení Evropského hospodářského společenství z 25. března 1957.

Pro současnou environmentální politiku Evropské unie jev nemalé míře příznačná skutečnost, že se v EU jako celku a v jednotlivých členských státech pečlivě dnes posuzují zejména problémy spjaté s nebezpečím plynoucím z klimatických změn, otázky udržitelné dopravy patřící dnes ke klíčovým narušovatelům životního prostředí , celkově problémy zdraví veřejnosti, jakož i otázky šetrného nakládání s veřejnými zdroji. V případě zmíněných problémů jsou zároveň stále častěji posuzovány jejich dopady do stavu ekonomiky. Tento trend mimo jiné nachází vyjádření v úsilí o stanovování standardů eko- efektivity , jež se od konce minulého století stále důrazněji prosazuje.

Důraz položený na zvýšení ohledu vůči životnímu prostředí se ovšem neprojevoval bezprostředně po založení Evropského hospodářského společenství. V politikách tehdejších Evropských společenství v institucionální rovině projevoval de facto víceméně až od poloviny osmdesátých let. Předělem v úvahách o roli životního prostředí bylo údobí četných diskuzí zahájených již v průběhu sedmdesátých let a vedených v první polovině osmdesátých let. Tyto výměny názorů byly samozřejmě – obdobně jako v předcházejících letech - především zaměřeny na zkvalitňování ekonomického potenciálu Evropských společenství tak, aby tato byla na světovém trhu

v porovnání se severo-americkými a s japonskými producenty více konkurenceschopná. V té době – na rozdíl od předcházejícího období – se však neposuzovaly pouze ekonomické aspekty, nýbrž se zároveň začalo více přihlížet k dopadům hospodářské činnosti člověka na životní prostředí.

Pokusíme-li se o určitou retrospektivu vývoje tzv. evropské Environmentální politiky – s cílem hledat příčiny měnících se postojů – lze konstatovat, že dnešní členské státy Evropské unie ještě v padesátých, šedesátých a de facto i v sedmdesátých letech problematiku dopadu výrobních aktivit na životní prostředí zdaleka nepovažovaly za prioritní. Období rekonstrukce a následné expanze evropské ekonomiky, v první řadě průmyslové výroby, typické pro tuto vývojovou fázi se vyznačovalo i četnými negativními dopady na stav de facto veškerých složek přírody. Životního prostředí se proto postupně zhoršoval natolik, že si stále větší množství obyvatel západoevropských a severoevropských zemí začalo uvědomovat nebezpečné dopady celkové rychle se zhoršující environmentální situace do zdravotního stavu a část i do oblasti ekonomiky..

Na druhé straně pravdou zůstává skutečnost, že se Evropská společnost poprvé začala detailněji hodnotit zhoršující se stav životního prostředí již krátce po roce 1972. Tehdy – tj. v roce 1972 – totiž Evropská komise vypracovala první akční plán na ochranu životního prostředí. Zmíněný akční plán byl od té doby celkově pětikrát aktualizován. Současně bylo přijato více než 200 norem evropského sekundárního práva zaměřených převážně na regulaci emisí zplodin do jednotlivých složek životního prostředí.

Třebaže se v průběhu sedmdesátých a na počátku osmdesátých let podařilo dosáhnout některých dílčích úspěchů v podobě snižování množství zplodin vypouštěných do životního prostředí, nebyly řešeny širší souvislosti dopadu ekonomických aktivit člověka na tvorbu a ochranu životního prostředí. Navíc byla prakticky úplně zanedbávána otázka prevence vůči zmíněným negativním dopadům. Vůči dalšímu rozpracovávání problematiky ochrany životního prostředí se stavěla dosti značná část akcionářů a manažerů průmyslových podnikatelských subjektů, kteří dopad jejich aktivit všeobecně podceňovali. Část z nich dokonce zastávala názor, že příliš velký ohled na životní prostředí brání dynamickému rozvoji ekonomiky.

Nehledě na výše uvedené výhrady ze strany podnikatelských kruhů se již v průběhu sedmdesátých let podařilo dosáhnout některých dílčích úspěchů. Především byl v letech 1973 – 1976 postupně uskutečňován první Environmentální akční plán, kladoucí důraz na uskutečnění tří specializovaných environmentálních programů. Na jeho základě se postupně dařilo prosazovat ve vědomí evropské veřejnosti přístup zdůrazňující, že ekonomický rozvoj a stav životního prostředí představují faktory, které jsou na sobě vzájemně **závislé** (anglicky „independent“) a že tudíž ochranu životního prostředí je nezbytné považovat za jeden z klíčových integrovaných úkolů tehdejších Evropských společností.

Vyhlášení Akčního plánu bylo nesporně vysoce aktuálním počinem, již proto, že se v polovině sedmdesátých let v ekonomice členských států Evropských společností začaly ve zvýšené míře projevovat negativní dopady preference ekonomických cílů a jejich realizace na úkor stavu životního prostředí. Zvláště negativně se projevovала přílišná koncentrace výrobních aktivit na relativně nevelké ploše zemského povrchu, jakož i vysoký stupeň kontaminace velkých evropských řek, Rýn a Dunaj nevyjímaje.

Iniciativu v té době převzaly především severoevropské státy, jejichž fauna a zvláště flora byly citlivější na měnící se životní prostředí než příroda ve většině západoevropských států. Proto Dánsko (ze skandinávských států tehdy jediný člen Evropských společenství), ale též Norsko a Švédsko, tj. státy, které nebyly členy ES, začaly zavádět první opatření směřující ke zlepšení stavu jejich životního prostředí. Důraz v první řadě položily na prevenci environmentálních škod spojenou se zvýšením kontroly dopadu výrobních aktivit a s jejich postupným omezováním. Skandinávské státy navíc patřily k prvním, kdo volal po nutnosti zachovat ekologickou rovnováhu a po racionálnějšímu využívání obnovitelných a – především – neobnovitelných přírodních zdrojů.

Ze širšího evropského a planetárního hlediska polovina sedmdesátých let představovalo období charakterizované především tzv. prvním ropným šokem (z roku 1974), které bylo ve druhé polovině téhož desetiletí následováno tzv. druhým ropným šokem (v roce 1978). Evropská ekonomika se musela vyrovnávat s několikanásobným zvýšením světových cen nafty a benzínu , což mimo jiné řešila zintenzivněním těžby černého a hnědého uhlí. Dopady jejich spalování na stav životního prostředí v těchto státech byly varující.

V nastíněné atmosféře, která v dlouhodobějším kontextu ovšem neměla pouze negativní vyústění, neboť si vynutila vývoj energii a suroviny šetřících úsporných technologií, byl připravován druhý Environmentální akční plán projektovaný na období vymezené léty 1977 – 1981. Tímto akčním plánem byla definitivně v Evropských společenstvích vytvořena jistá tradice, takže na druhý akční plán plynule navázaly třetí (pro období let 1982 – 1986) a čtvrtý (na léta 1987 – 1992).

Osmdesátá léta- jak již bylo konstatováno – představovala opravdový předěl v přístupu Evropských společenství jako celku k problematice tvorby a ochrany životního prostředí. V popředí stála především otázka kyselých dešťů trápící v první řadě Nizozemí a emisí síry , jež byla obzvláště aktuální v Německu. Z uvedeného důvodu ve významném dokumentu tzv. evropského primárního práva – v Aktu o jednotné Evropě (Single European Act) schváleném v roce 1986 - byla podtržena potřeba soustředit pozornost Společenství jako celku k odvrácení nepříznivého vývoje.

Výzva obsažená v Aktu o jednotné Evropě našla pozitivní odraz ve formulaci čtvrtého Environmentálního akčního plánu zdůrazňujícím „paradigmatickou změnu“, spočívající v přechodu od „orientace na trh“ k orientaci na „udržitelný rámec“. Environmentální politika se od této doby stala integrální součástí klíčových politik Evropských společenství - a po 1. listopadu 1993 rovněž dnešní Evropské unie.

Významným mezníkem se stalo v roce 1993 – v souvislosti se schvalováním zásad Smlouvy o Evropské unii (Maastrichtské smlouvy) - vyhlášení akčního programu nazvaného „Směrem k udržitelnosti“. Jednalo se o strategický program péče o životní prostředí pro devadesátá léta a pro první dvě dekády 21. století. Prioritami se stala opatření uskutečňovaná v sektorech průmyslu, dopravy, energetiky , zemědělství a současně v oblasti cestovního ruchu. Cestu k řešení environmentálních problémů program spatřuje v první řadě ve využívání ekonomických nástrojů, v uzavírání dohod mezi státem a průmyslovými subjekty a v neposlední řadě v zavádění zásad ekologicky orientovaného managementu: EMS, EMAS .

Základní změna v chápání problematiky tvorby a ochrany životního prostředí se projevila především v jeho internacionalizaci. Daný přístup je poměrně pregnantně vyjádřen v Amsterodamské smlouvě rozšiřující ustanovení Smlouvy o Evropské unii, jež vstoupila v platnost 1.května 1999. V uvedeném dokumentu je znovu charakterizována stanovením cílů uvedených již zmíněné tzv. Maastrichtské smlouvě:

- udržet, chránit a zkvalitňovat životní prostředí,
- chránit zdraví člověka,
- obezřetně a racionálně využívat přírodní zdroje (což má i významný ekonomický aspekt),
- na mezinárodní úrovni podporovat opatření čelící globálním, kontinentálním, národním a regionálním problémům v oblasti tvorby a ochrany životního prostředí.

V návaznosti na podpis uvedené smlouvy pak Evropská rada na svém zasedání konaném v prosinci 1998 rozhodla o tom, že je nezbytné problematiku tvorby a ochrany životního prostředí implantovat do realizace ostatních politik a aktivit Evropské unie.

V této souvislosti současně zavázala instituce Evropské unie k tomu, aby soustředily zvýšenou pozornost ke kontrole praktického uskutečňování principů a norem ochrany životního prostředí při realizaci politik Evropské unie.

Dopady činnosti člověka na stav přírody tudíž Evropská unie definitivně přestala pojímat izolovaně z pohledu jednotlivých států . Představa o tom, že další zhoršování stavu životního prostředí by citelně ovlivnilo veškeré ostatní aktivity , se naopak dostala do čela dalšího vnímání environmentální problematiky. Zásada vysoké úrovně ochrany životního prostředí („ high level of environment protection,„) se stala základním přístupem Evropské unie pro počátek 21. století.

Dokládají to opět příslušná ustanovení Amsterodamské smlouvy hovořící o tom, že environmentální politika EU musí věnovat mimořádnou pozornost rozvoji vědeckého výzkumu, pečlivě brát v úvahu stav životního prostředí v jednotlivých místech, regionech, státech a v rámci Evropské unie jako celku – a to při porovnávání poměru nákladů a výnosů finančních prostředků investovaných do uvedené oblasti s přihlédnutím ke konkrétním ekonomickým podmínkám jednotlivých míst a regionů.

I z uvedeného důvodu v průběhu devadesátých let , kdy byl implementován pátý Environmentální akční plán nesoucí označení „ Směrem k udržitelnosti „, byly přijaty četné normy evropského sekundárního práva specifikující úkoly Evropské unie jako celku, jednotlivých členských států, regionů a municipalit v tvorbě a ochraně životního prostředí. Uvedený program byl koncentrován do pěti klíčových ekonomických oblastí , v nichž je životní prostředí viditelně narušováno: do průmyslu, dopravy, energetiky, zemědělství a do oblasti cestovního ruchu. Za účinnou cestu k řešení environmentálních problémů pátý akční program označil účinné využívání ekonomických nástrojů spolu s uzavíráním dobrovolných dohod mezi představiteli státu na jedné a reprezentanty

průmyslu na druhé straně. Současně program položil důraz na zavádění ekologických způsobů managementu EMS a EMAS. V průběhu uskutečňování cílů pátého Environmentálního akčního plánu byl rovněž vypracován program ochrany civilního obyvatelstva vůči technologickým rizikům a program prevence velkých promyslových havárií.

Závažným výsledkem diskusí probíhajících v devadesátých letech, jež byly zaměřeny k precizování úkolů environmentální politiky, se stalo formulování priorit šestého Environmentálního akčního plánu schváleného na první dekádu 21. století (tj. na léta 2001 – 2010). Uvedený plán nazvaný „Životní prostředí 2010 – Naše budoucnost, naše volba“ vytyčil tři základní priority:

- **princip obecného dobra** založený na vnímání vzájemného závislého vztahu mezi zdravím člověka a úrovní degradace životního prostředí. Ochrana zdraví člověka je výslovně zmíněna v článku 130 Smlouvy o Evropské unii (Article 130, EC-Treaty). Podstatnou je i skutečnost, že se princip obecného dobra nevztahuje pouze na stávající generace, nýbrž zaměřuje pozornost také na vytváření nezbytných předpokladů pro život budoucích generací.

- **etický princip** vycházející z předpokladu, že příroda jako celek představuje důležitou hodnotovou kategorii a že tudíž musí být chráněna. Daný princip sice není ve Smlouvě o Evropské unii explicitně vyjádřen. Evropská unie však na druhé straně od počátku devadesátých let přijala řadu závazných environmentálních ustanovení, která mají značný etický podtext. Patří k nim například „Směrnice o ptácích“, zdůrazňující zásadu, že veškeré živočišné druhy, ptáky nevyjímaje mají právo na život a na přežití.

- **ekonomický princip** opírající se o stanovisko, že zlepšení stavu životního prostředí se pozitivně projeví v celkové úrovni zdravotního stavu obyvatel členských států Evropské unie (což se mimo jiné pozitivně projeví i snižováním nákladů ve zdravotnictví). Zmíněný přístup v sobě současně obsahuje stanovisko, že investice do technologií, jejichž aplikace je vůči životnímu prostředí šetrná, přispějí vytváření nových trhů a tím i k vytváření nových pracovních míst. Svým způsobem též vytváří jednu ze základů pro harmonizaci evropského práva již proto, že formování předpokladů pro dynamický pohyb zboží, kapitálu, lidí a idejí je klíčovým cílem celého evropského integračního procesu.

Evropská unie dnes zastává stanovisko, že:

- společné environmentální standardy jsou nezbytnou podmínkou pro pokud možno bezchybné fungování jejího vnitřního trhu,

- v případě, že nejsou k dispozici účinnější řešení stávajících environmentálních problémů, vznikají další nemalé finanční náklady (zvláště na zdravotnictví a na dodatečné čištění technologických produktů),

- investice do nových čistých technologií vytvářejí nové trhy - a tím i nové pracovní příležitosti.

Aplikace ekonomického principu v sobě zahrnuje i jistá represivní opatření vůči těm, kteří podstatným způsobem životní prostředí narušují. Jedním z takovýchto nástrojů aplikovaných nejen v Evropské unii, nýbrž rovněž ve Spojených státech jsou ekologické daně, které již některé členské státy zavedly. Zatím ovšem převládá spíše zatížení užívání užití primární energie a s ním spojenou tvorbou emisí oxidu uhličitého a dalších emisí. Diskutuje se ovšem – hlavně na půdě Evropské komise a OECD - i možnost zavedení ekologických daní a poplatků za užívání umělých hnojiv v zemědělství.

Jako součást posledního upřesnění zásad Společné zemědělské politiky (Common Agricultural Policy) byla již zavedena tzv. agro - environmentální opatření . Tzv. Rámcová směrnice o vodě přijatá na počátku 21. století, jejímž účelem je omezit spotřebu vody a zároveň dosáhnout zvýšení její kvality ovšem odpovědnost za případné zavedení sankčních povinností přenesla na legislativu jednotlivých členských států.

Celkově lze konstatovat, že v současné praxi Evropské unie jsou v široké míře využívány finanční stimuly k podpoře zavádění environmentálně bezpečných technologií a k využívání obnovitelných zdrojů energie, v první řadě solární a větrné. Stávající Environmentální akční program za další možné aplikovatelné ekonomické nástroje pokládá tzv. systém environmentálního managementu a kontroly (Environmental Management and Auditing Schemes – EMAS), který byl Nařízením Evropské unie zaveden již v roce 1993. Je zaměřen především na podnikatelské subjekty ochotné vypracovat svou vlastní environmentální strategii , provádět pravidelné ekologické audity a zavést celý systém environmentálního managementu. Zmíněný systém obsahuje – mimo jiné – i striktně definovaná pravidla odpovědnosti za škody způsobené na životním prostředí. Aplikuje se i environmentální audit vypracovaný Mezinárodní standardizační organizací (International Standardisation Organisation) a prováděný v rámci ISO normy 14 001.

Za další ekonomický nástroj se pokládá tzv. ekologické označování (ecolabelling), jehož prostřednictvím je spotřebitel informován o ekologickém obsahu určitého výrobku, což ovlivňuje jeho rozhodnutí, zda výrobek koupit či nikoli. Tzv. ecolabels a greenlabels se již uplatňují v několika členských státech EU. Toto ekologické označování bylo iniciováno občanskými a odvětvovými organizacemi, posléze vlády vyhlásily přesně stanovená závazná kritéria. Znamky se udělují na barvy, čisticí prostředky, ložní prádlo, domácí elektrické spotřebiče, jakož i některé další. Posléze Evropská unie stanovila vlastní systém ekologického označování, který ovšem zatím není příliš úspěšný. Takto označené výrobky jsou uváděny v Ústředním věstníku Evropských společenství.

Pokusíme-li se shrnout dosavadní přístupy prosazující se v rámci šestého Environmentálního akčního plánu, do popředí evidentně vystupují několik **priorit**, mezi které patří zejména: **Úsilí o dosažení celkově vysoké úrovně ochrany životního prostředí** v rámci Evropské unie jako celku.

Hlavními oblastmi integrovaného zájmu veřejnosti reprezentované především volenými představiteli veřejné správy jsou:

- a) **regulace tvorby a emisí škodlivých látek, včetně tvorby odpadů,**
- b) **regulace kvality vody a ovzduší,**
- c) **ochrana ohrožených živočišných a rostlinných druhů a biosféry,**
- d) **regulace dopadů energetické politiky, nebezpečí dalšího porušování ozónové vrstvy,**
- e) **opatření směřující vůči acidifikaci,**
- f) **regulace využívání zdrojů moří a oceánů.**

Pokud jde o **regulaci výskytu škodlivých látek a odpadního materiálu**, hlavní aktivity Evropské unie jsou směřovány do následujících oblastí:

- **omezování výskytu škodlivých látek ve vybraných výrobcích** : tyto látky jsou klasifikovány podle stupně jejich škodlivosti – následně se pak rozhoduje o tom, zda v příslušných kategoriích produktů bude jejich používání povoleno, či nikoli,

- kontrola **ekologických rizik v případě velkých podnikatelských subjektů** : aplikuje se především Směrnice o kontrole nebezpečnosti závažných havárií s nebezpečnými látkami (běžně zvaná „ Směrnice Seveso „ připomínající největší havárii v italském Sevesu ze 70. let) Tato Směrnice zavazuje členské státy EU k vypracování strategií a postupů (procedures) majícím předcházet velkým průmyslovým haváriím. Nemenší význam se přikládá k aplikaci další Směrnice o integrované prevenci a o omezování znečištění akcentující hodnocení dopadu staveb (v první řadě průmyslových) na všechny složky životního prostředí.

V oblasti **regulace dovozu a vývozu nebezpečných chemikálií** má klíčový význam notifikační systém u vybraných chemikálií (zvláště takových, které jsou využitelné k výrobě chemických zbraní). Jejich export je vždy podmíněn předchozím udělením souhlasu příslušného kontrolního orgánu.

V **regulaci ukládání a označování odpadu** je upraven režim ukládání jak běžného, tak nebezpečného a toxického odpadu. jedním z cílů je i omezit „vývoz „ takového odpadu do některých rozvojových zemí.

Ve sféře **regulace kvality vody a ovzduší** jsou aktivity Evropské unie zaměřeny zvláště do následujících oblastí :

- **vypracovávání standardů pro jednotlivé druhy vody** (odlišných pro pitnou a pro užitkovou vodu),

- pracuje se na **harmonizování pravidel**, jimiž se má řídit systém čištění použité vody dříve než je vrácena zpět do oběhu vody v přírodě.

- **stanovení standardů pro škodlivé látky v ovzduší** (jsou určeny maximální povolené koncentrace oxidů uhlíku, síry, dusíku, olova, pevných látek a ozónu v ovzduší, přičemž členské státy si mohou stanovit ještě přísnější vlastní normy).

- **stanovení standardů pro automobilový průmysl** (určují maximální povolené emise pro nově vyráběná motorová vozidla). Vypracovány byly rovněž standardy pro složení pohonných hmot automobilů (s důrazem na obsah olova v benzínu). Diskutuje se případné stanovení daně na pohonné hmoty, která by se platila v celé Evropské unii a jejíž výnos by byl využit k financování společných ekologických programů Unie.

Ochrana ohrožených živočišných a rostlinných druhů a biosféry je založena na uplatňování následujících mechanismů:

Ochraně konkrétních ohrožených druhů (spočívající v zákazu obchodu s některými ohroženými druhy a výrobky, které z nich pocházejí): z velryb (od roku 1981), tuleňů (od roku 1983 – s výjimkou pro Anuity žijící v severních oblastech Švédska a Finska, kteří z tulení kůže vyrábějí oděvy) a slonoviny (od roku 1989).

V rámci snah o integrovanou ochranu byl vytvořen jednotná ochranný režim pro *některé volně žijící živočišné druhy* (rozhodující je Směrnice o ochraně volně žijícího ptactva z roku 1979). Evropská společenství přistoupila k velké úmluvě o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy (Convention on International Trade in Endangered Species of Flora and Fauna – CITES) s tím, že je na vůli členských států ponecháno případné přijetí ještě přísnějších norem.

Pokud jde o **ochranu prostředí, v němž se ohrožené druhy vyskytují**, Evropská společenství jsou jedním ze signatářů tzv. Bernské úmluvy o evropské volně žijící fauně a flóře a jejich habitatech. Na základě uvedené úmluvy byl vytvořen systém chráněných oblastí (Směrnice č. 92/43/EHS) označený jako NATURA 2000. V rámci této soustavy všechny členské státy Evropské unie vyčlenily část svého území (nejvíce Dánsko-plných 23% svého teritoria) jako oblasti se zvláštním režimem ochrany přírody.

Omezení genetické úpravy (modifikace) organismů uvolňovaných do životního prostředí. Evropská unie vychází z poznatku, že geneticky modifikované organismy by mohly ve volné přírodě výrazně změnit situaci, což by dokonce leckde mohlo vést až k vytlačení původní fauny a flóry. Proto již počátkem devadesátých let Evropská společenství vydala dvě Směrnice omezující pravomoci členských států při uvolňování geneticky pozměněných živočichů a rostlin do životního prostředí.

V případě potravin, jež obsahují geneticky pozměněný materiál, se přísně vyžaduje jejich viditelné označení.

Dalším klíčovým principem environmentální politiky Evropské unie a jejích členských států je aplikace **principu předběžné opatrnosti** (precautionary principle) spočívajícího v představě, že existuje-li riziko možného nebezpečí, je nezbytné vždy jednat tak, jako by toto nebezpečí bylo zcela reálné. Příkladem může být problematika globálního oteplování.

V souladu s definicí, kterou Evropská komise přijala 2. února 2000, je nutno užít **princip předběžné opatrnosti vždy**, „**když existuje alespoň předběžný vědecký názor, že je opodstatněný důvod k obavám před riziky poškození životního prostředí či zdraví lidí, živočichů a rostlin, která by mohla narušit základní princip vysoké úrovně ochrany životního prostředí**„. Stanovisko Evropské unie dále hovoří o tom, že negativním dopadům na životní prostředí je nutné předem čelit především přísnými kontrolními opatřeními prováděnými na všech úrovních a současně zaváděním nových technologií šetrných vůči životnímu prostředí. Příkladem respektování a uplatňování zmíněného přístupu je například problematika globálního oteplování, která je předmětem diskuzí i mezi vědeckými pracovníky. Přesto Evropská unie má v souladu s principem předběžné opatrnosti jednat tak, aby rizikům plynoucím z globálního oteplování – a to na základě nejkatastrofičtějších scénářů – se pokusila rozhodně zabránit.

Významná je rovněž aplikace **principu prevence (prevention principle)** zdůrazňujícího potřebu problémům předcházet pokud možno přímo u zdroje znečištění – a nikoli je následně řešit až poté, co vznikly. Princip prevence nahradil dříve uplatňovaný princip tzv. „konce potrubí“ („end – of – pipe principle) zdůrazňující odstraňování následků znečištění ve chvíli, kdy nastaly. Je pokládán za levnější a účinnější než zmiňovaný „princip konce potrubí“, neboť jeho uplatňování daleko účinněji brání nezvratným změnám v životním prostředí.

K zásadám evropské environmentální politiky dále patří **princip konstatující, že za narušení životního prostředí platí znečišťovatel** („polluter pays“ principle – PPP), tj. zdůrazňujícího, že náklady za škody na životním prostředí důsledně hradí ten, kdo je působí. Zmíněný princip byl přijat počátkem roku 2000 v tzv. Bílé knize Evropské unie o odpovědnosti za škody na životním prostředí, jejíž zásady byly v Evropských společenstvích a poté v Evropské unii diskutovány více než deset let. V současné době je zmíněný princip v praxi Evropské unie konkretizován vypracováním řady ekonomických nástrojů: ekologických daní, poplatků a pokut.

Aplikace dalšího tzv. **principu integrace** (principle of integration) spočívá v promítání principů ochrany životního prostředí do ostatních politik Evropské unie, což se v praxi projevuje zejména ve spojování veškerých přístupů, které se problematiky tvorby a ochrany životního prostředí dotýkají (spojených se zemědělskou a s dopravní politikou, politikou ochrany spotřebitele, průmyslovou politikou a s dalšími). Tento tzv. integrační princip byl poprvé zakotven v Aktu o jednotné Evropě z roku 1987 a znovu byl upřesněn v maastrichtské Smlouvě o Evropské unii a zejména v článku 3c Amsterodamské smlouvy. Problematika integrace zájmů ochrany životního prostředí a principu udržitelného rozvoje do ostatních politik a programů EU jsou součástí tzv. Cardiffské iniciativy. V praxi je daný princip uplatněn jednak v globálním měřítku Evropské unie jako celku, - například ve Statutu strukturálních fondů a v novém Rámcovém programu vědy a výzkumu, jednak v národní, regionální a místní Agendě 21.

Významným nástrojem integrace environmentální politiky do ostatních politik Evropské unie je již zmíněná celá oblast ekologické daňové reformy.

Dalším nástrojem je zavádění tzv. „**strategického hodnocení dopadů aktivit člověka na životní prostředí.**“

Daný princip se týká nikoli pouze jednotlivých projektů, nýbrž současně ucelených politik, programů a plánů. Nepochybně dalším cenným nástrojem je kontrola využívání prostředků z rozpočtu Evropské unie prováděná z pohledu ekologické kvality, projevující se zvláště ve změně politiky poskytování podpor jednotlivým projektům a programům, jakož i stanovování specifických environmentálních cílů, jichž má být dosahováno ve všech politikách Evropské unie.

Praktická aplikace principu integrace se projevuje především v některých organizačních změnách v činnosti Evropské komise. Všechny její 24 generálních ředitelství vyčlenilo úředníky odpovědné za implementaci zásady integrace. Jejich posláním je zavádět integrační opatření a současně poskytovat informace o postupech, které je nezbytné sledovat. Komise vypracovala tzv. **Manuál postupů**, v němž je podtržena skutečnost, že zohledňování problematiky tvorby a ochrany životního prostředí spojené s environmentálním hodnocením je nedílnou součástí strategických rozhodovacích procesů - a že tudíž nemá pouze jakýsi doplňkový charakter. Určuje dále, že proces environmentálního hodnocení určitého projektu začíná v okamžiku, kdy je takovýto projekt předložen k projednání.

Dalším neméně významným je **princip subsidiarity** (subsidiarity principle), podle něhož Evropská unie jako celek (tj. její nadnárodní orgány) má aktivně vystupovat teprve tehdy, jestliže se vyčerpají veškeré možnosti uskutečňované v rámci jednotlivých členských států. Rozhodování o environmentálních otázkách tudíž musí vždy probíhat na oné rozhodovací úrovni, která je z hlediska řešení příslušné problematiky občanovi co nejbližší.

Aplikace principu subsidiarity má členským státům dát mimo jiné záruky proti případné nekontrolovaným zásahům nadnárodních orgánů Evropské unie do hospodářské situace a do ochrany životního prostředí v jednotlivých členských státech. Praktické uplatňování uvedeného principu ovšem naráží v oblasti tvorby a ochrany životního prostředí na značné překážky dané samotnou povahou environmentálních problémů. Daná skutečnost je příznačná především pro řešení problematiky znečištění atmosféry, mezinárodních řek a pro otázky spojené s migrací divoce žijících zvířat. Přesto představitelé Evropské unie zdůrazňují, že zmíněný princip by neměl být používán pouze jako intelektuální nástroj k definování optimální úrovně činností rozvíjených na jednotlivých úrovních - od místní po globální. Aplikace zásady subsidiarity tudíž předpokládá, že bude uskutečňována smysluplná dělba práce mezi všemi nastíněnými úrovněmi.

Aplikace tzv. **principu udržitelného rozvoje** (sustainable principle) vychází z definice, která byla formulována Komisí OSN pro životní prostředí a rozvoj (UNCED) a jež byla přijata účastníky Konference OSN o životním prostředí v roce 1992 v Rio de Janeiro. **Princip je definován následovně: Udržitelný rozvoj ... je rozvoj, který uspokojí potřeby současné generace, aniž by ohrozil schopnost**

uspokojovat potřeby generací budoucích „. Princip akcentuje jednak potřebu chránit především neobnovitelné surovinové a energetické zdroje, jednak celkově zvýšit hospodárnost při nakládání s nimi. Citovaná definice nesporně respektovala stanovisko tlumočené komisí, v jejímž čele stála bývalá předsedkyně vlády Norského království Gro H. Brundtlandové.

Poslední ze stěžejních zásad tzv. evropské environmentální politiky je **princip partnerství akcentující potřebu dialogu mezi všemi zainteresovanými partnery**, kteří by měli vést efektivní dialog a měli by při řešení environmentálních problémů účinně spolupracovat. Dialog by měl být cestou k hledání společných řešení, jakými jsou například dobrovolné dohody mezi podnikatelskými subjekty a veřejným sektorem. Zmíněný princip vedoucí ke zvýšené účasti občanů a nevládních neziskových organizací na rozhodování byl zakotven v Agendě 21 a v Environmentálním programu Evropské unie.

Postupně v průběhu devadesátých let Evropská unie začala podtrhávat i **potřebu mezinárodní spolupráce** zejména v řešení takových problémů, jakými jsou **přeshraniční znečišťování a jejich dopad na zdraví člověka**.

Výše uvedené přístupy začaly být v konkrétních aktivitách Evropské unie intenzivněji prosazovány po podpisu **Amsterodamské dohody**. Tento již zmíněný významný dokument evropského primárního práva vymezil čtyři klíčové oblasti aktivit Evropské unie, jimiž jsou :

- **udržování, ochrana a zkvalitňování stavu životního prostředí,**
- **ochrana lidského zdraví,**
- **racionální využívání existujících přírodních zdrojů, podpora opatření přijímaných na mezinárodní úrovni, která mají čelit globálnímu, kontinentálnímu a regionálnímu zhoršování stavu životního prostředí .**

Iniciativu převzala především Evropská rada podněcující četné diskuze, zaměřené především k možnostem dosáhnout implementace cílů udržitelného rozvoje. Počínaje zasedáním Evropské rady z prosince 1997 veškeré summity Evropské unie diskutovaly problematiku tvorby a ochrany životního prostředí. Současně se upřesňovaly strategie pro oblast dopravy, průmyslu, energetiky, zemědělství, vnitřního trhu a rybolovu. Pro toto zaměření aktivit Evropské unie se vžilo označení „ Cardiffský proces „.

Nové iniciativy přinesly nesporné pozitivní výsledky, jejichž projevem je mimo jiné i přijetí některých mezinárodních konvencí, které problematikou tvorby a ochrany životního prostředí nesporně souvisejí. Jsou jimi zejména:

- **Bernská konvence** pojednávající o problematice zachování přírodního života na evropském kontinentu
- a
- **Bonnská konvence** dotýkající se problematiky zachování migrujících ohrožených živočišných druhů.

Zaměříme-li pozornost k institucionálnímu zajištění environmentální politiky Evropské unie, příznačnou je skutečnost, že všechny její klíčové orgány – Rada EU, Komise EU, Evropský parlament, Evropský soudní dvůr, Evropský účetní dvůr, Ekonomický a sociální výbor, Výbor regionů, Evropský ombudsman, Evropská investiční banka a Evropská agentura pro životní prostředí - danou problematiku průběžně sledují a navrhuji opatření směřující k celkovému zlepšení stavu.

V **Evropské komisi** koordinační roli plní **generální ředitelství pro životní prostředí** připravující – mimo jiné – většinu norem evropského environmentálního práva. Uvedené generální ředitelství spolupracuje s generálním ředitelstvím pro zemědělství, generálními ředitelstvími pro energetiku a pro dopravu (zvláště při uskutečňování programů SAVE I+II a ALTENER I+II zaměřených na omezování emisí oxidu uhličitého a na využívání obnovitelných zdrojů energie) a s generálním ředitelstvím pro rybolov (při ochraně mořské biodiverzity a zdrojů ryb).

Mimo rámec Evropské komise působí **Evropská agentura pro životní prostředí** (European Environmental Agency – EEA) se sídlem v dánském hlavním městě Kodani. Tato instituce byla založena počátkem devadesátých let, přičemž její legislativní základnou bylo nařízení Rady ministrů Evropských společenství (dnešní Rady Evropské unie) z června 1990. V říjnu roku 1993 bylo rozhodnuto o jejím přemístění do Kodaně. EEA je pověřena shromažďováním a analýzou informací o stavu životního prostředí na evropském kontinentu. Dalším jejím úkolem je poskytovat včasné, cílené, relevantní a věrohodné informace orgánům Evropské unie, vládám, komerční sféře, nevládním organizacím a zároveň je šířit mezi veřejností. Touto cestou EEA napomáhá prosazování cílů integrované politiky Evropské unie v oblasti tvorby a ochrany životního prostředí.

Organizačně je Evropská agentura pro životní prostředí členěna do pěti organizačních útvarů: první tři monitorují environmentální situaci na kontinentu a v jednotlivých zemích, druhé je zaměřeno na vyhodnocování získaných dat a na vypracovávání informací a třetí je orientováno především na řešení technologických otázek. Dalšími dvěma útvary jsou personální a finanční jednotka.

Jako klíčové úkoly Evropské agentury pro životní prostředí jsou charakterizovány následující :

1. Vytváření sítí: spočívající v soustředění na rozvoj a na propojování technických prostředků umožňujících celoevropské shromažďování a zpracovávání dat o životním prostředí. Důraz je přednostně položen na vytváření a na posilování Evropské environmentální informační a pozorovací sítě (European Environmental Information and Observation Network – EIONET) a na spolupráci s dalšími mezinárodními organizacemi a institucemi, které se aktivně zajímají o problematiku životního prostředí.

2. Monitorování a informování: spočívající ve shromažďování a šíření monitorovaných informací.

3. Působnost referenčního centra: EEA usiluje o harmonizaci metod získávání dat a vypracovává jednotná kritéria pro hodnocení stavu životního prostředí.

Činnost Evropské agentury pro životní prostředí řídí její výkonný ředitel (v současnosti je jím Domino Jimenez- Beltrán). Činnost je zajišťována hlavně prostřednictvím programů a projektů zajišťovaných jejich řediteli a jejich týmy. Výkonný ředitel je odpovědný Řídící radě jmenované na čtyřleté volební období. Každá z 18 členských zemí EEA (15 členských států EU, Islandu, Lichtenštejska a Norska) má v Řídící radě jednoho svého zástupce. Evropská komise je v ní reprezentována dvěma zástupci a dva vědce do Řídící rady jmenuje Evropský parlament. Jako poradenský orgán v rámci EEA působí dále Vědecký výbor, jmenovaný rovněž na čtyřleté období. Je podřízen Řídící radě a zároveň výkonnému řediteli. K 1. srpnu 2001 se novými členy EEA staly Bulharsko, Kypr, Malta, Slovensko a Slovinsko a k 1. lednu 2002 Česká republika.

Pokud jde o další dosud dosažené praktické výsledky implementace zásad environmentální politiky Evropské unie, z pohledu nyní realizovaných aktivit, které byly začleněny do šestého Environmentálního akčního plánu, jakož i do předcházejících akčních plánů, jsou tyto zatím spíše skromnější. V několika členských státech Evropské unie se podařilo zavést jisté formy ekologických daní na spalování fosilních paliv k energetickým účelům. Evropská společnost a Evropská unie se dále aktivně podílely na jednáních konferencí OSN k problematice tvorby a ochrany životního prostředí konaných v brazilském Rio de Janeiro a v japonském Kjóto. Zvláště v Kjóto se EU zasloužila o soustředění značné pozornosti k problematice oteplování atmosféry, která na evropském kontinentu představuje zvláště naléhavý problém. Ze zcela pochopitelných důvodů na zmíněné konferenci zvláště aktivně vystupovali představitelé Nizozemí.

Z pohledu konkrétních projektů orientovaných na zkvalitňování životního prostředí v členských státech Evropské unie nebylo překvapující, že zvláště velká pozornost je soustředěna na **oblast dopravy**. Bylo prokázáno, že silniční doprava má na svědomí 70%-80%ní znečištění ovzduší v evropských městských aglomeracích. Jen ve Francii a v Rakousku (a mimo Evropskou unii například ve Švýcarsku) ročně na následky zhoršení stavu atmosféry umírá na 40 000 obyvatel.

S přihlédnutím k výše uvedeným skutečnostem byl například vypracován **projekt PEOPLE** (Population Exposure to Air Pollutants in Europe), na jehož implementaci se v první fázi realizace podílelo kolem dvou tisíc dobrovolníků – obyvatel různých měst Evropské unie -, kteří po dobu 12 hodin měřili pomocí detektorů stupeň zamoření ovzduší ve svých lokalitách. Zvláštní pozornost je v projektu, který byl zakončen v únoru letošního roku, zaměřena na přítomnost kancerogenního benzenu (jež může například způsobovat leukémii) ve zplodinách obsažených ve výfukových plynech. Nejvíce cenných poznatků bylo soustředěno v Bruselu, Lisabonu, Dublinu, Paříži, Madridu, Římě – ale též v Budapešti, Bukurešti, Krakově a v Lublani.

Další významný projekt zaměřený na tvorbu a ochranu životního prostředí má označení **LIFE- Nature**. Jeho obecným cílem je ochrana přírody jako takové a postupné odstraňování nejzávažnějších případů poškození. Evropská komise na jeho realizaci poskytla 72 milionů eur, celkově se na projekt vyčlenilo 130 milionů eur. Mimo Lucemburska podporu obdržely všechny členské státy Evropské unie – kromě nich byly rovněž oceněny projekty z Estonska, Maďarska, Lotyšska, Rumunska a ze Slovinska. Projekty vypracovávají subjekty místní a regionální veřejné správy (cca 70% všech) a nevládní organizace. V rámci projektu byly například v jižní Anglii vyčleněny

finanční zdroje na ochranu ohrožených druhů ptactva a na výsadbu nových lesních kultur. Nejvíce prostředků (celkově na 11 projektů) obdrželo Španělsko.

Pokud jde o stávající **priority šestého Environmentálního akčního plánu**, z pohledu Evropské komise jedná se o následující:

- **uskutečňování opatření mající bránit změně klimatu,**
- **ochrana přírody, včetně planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů,**
- **řešení problematiky vztahu mezi stavem životního prostředí a zdravím člověka,**
- **ochranu přírodních zdrojů (spojenou i s řešením problematiky efektivního odpadového hospodářství.**

V případě **problematiky klimatu** byl vytyčen požadavek snížit do roku 2008 (maximálně do roku 2012) v souladu s ustanovením Kjótského protokolu přijatého na závěr konference OSN o změnách ve světovém klimatu z prosince 1998 emise šesti skleníkových plynů v porovnání s úrovní roku 1990 o 8%. Evropská unie přikládá varující pozornost skutečnosti, že v průběhu posledních sta let se na evropském kontinentu průměrné teploty zvýšily o 0,8 % - avšak prognóza pro rok 2010 již hovoří o nebezpečí zvýšení teploty o 1% - 6%. Shoda existuje i v rozhodnutí, že Evropská unie v problematice ochrany ovzduší musí převzít iniciativu mimo jiné i proto, že jejich členské státy s přibližně 5% světové populace ročně produkují přibližně 15% globálního objemu skleníkových plynů.

Evropská unie postupně zavedla závazné limity na emise kyslíčnicku siřičitého, olova, kyslíčnicku dusičitého, azbestu a dalších látek obsažených v polétavém prachu. Přijata byla dále opatření směřující k omezení emisí znečišťujících látek ze spaloven komunálního odpadu a z dalších průmyslových komplexů.

Jiné **aktivity** směřovaly a směřují k přijetí aktivních opatření k ochraně ozónové vrstvy stanovených v tzv. Montrealském protokolu a k omezení emisí skleníkových plynů, k němuž dal signál především protokol z Kjóto.

Evropská unie jako celek v posledních letech podstatnou měrou zintenzivnila legislativní a technické zabezpečení celkové **likvidace nebezpečných látek**. Z počátku byl hlavní důraz položen především na zavádění společných systémů třídění produktů – a to od běžných paliv až po složité organické karcinogeny. Posléze byl zaveden a postupně odzkoušen režim pro schvalování experimentálního a komerčního uvolňování geneticky modifikovaných organismů do životního prostředí.

Důležitým předělem se stalo přijetí „ **Směrnice o klasifikaci, balení a označování nebezpečných látek** „ a dvou Rámcových směrnic umožňujících zakázat nebo omezit používání nebezpečných chemikálií. Zakázány byly PCB, PCT, asbest a některé pesticidy. Ještě účinnější je nová „ **Směrnice o hodnocení rizik nebezpečných látek a o hodnocení a kontrole používaných chemikálií** „

Nemenší prioritou jsou aktivity spojené ke **zvyšování kvality vod**. Evropská unie – zvláště v rámci rozvoje tzv. přeshraniční spolupráce – iniciovala vypracovávání společných norem týkajících se kvality pitné vody a současně úrovně znečištění komunálních odpadních vod. Unijní Směrnice stanovila rámec, který byl v jednotlivých členských státech implementován do národní legislativy.

Pokud jde o nadnárodní iniciativy, Evropská unie se podílela na přípravě a na realizaci následujících dokumentů:

- **Barcelonské deklaraci** týkající se problematiky ochrany Středozemního moře,
- **Helsinské konvenci** zaměřené na ochranu přeshraničních vodních toků a jezer,
- **Konvenci o spolupráci při ochraně a využívání Dunaje**.

Přesto bývá Evropská unie ekologickými aktivisty nejednou kritizována za nedůslednost legislativy týkající se ochrany vod. Její „**Směrnice o znečišťování nebezpečnými látkami vypouštěnými do vodního prostředí**“, zvaná též „Směrnice o povrchových vodách“, patří k nejstarším pramenům evropského environmentálního práva. Jak samotný její název napovídá, zaměřuje se víceméně pouze na problematiku povrchových vod. Původně Směrnice předpokládala, že budou stanoveny limitní hodnoty pro poměrně širokou škálu nebezpečných látek. Praxe ovšem za původními představami značně zaostala. Implementace Směrnice do národní legislativy byla celkově pomalá.

Další prioritou environmentální politiky Evropské unie jsou **aktivity celkově směřující ke zkvalitňování zdraví člověka** cestou zkvalitňování ochrany životního prostředí. Experti Evropské unie varují s poukazem především na růst alergií, astma – v první řadě v dětské populaci - rakoviny, na zvýšení dětské úmrtnosti a neplodnosti žen, tj. závažných zdravotních problémů, na jejichž vystupňování má nesporný podíl zhoršený stav životního prostředí.

Pozornost je obecně soustředěna ke zkoumání negativních důsledků používání na 30 000 chemikálií aplikovaných na evropském kontinentu v různých oblastech života člověka. V této souvislosti se vedou diskuze zejména o vlivu pesticidů používaných v zemědělství, u nichž existuje vážné nebezpečí kontaminace spodních vod představujících přibližně 65% zásob pitné vody kontinentu. Podobným způsobem se přijímají opatření na ochranu mořského prostředí před vlivem nebezpečných chemických látek. Vnější projevem uvedených snah je například opatřování čistých pláží modrými vlajkami.

Jiným problémem, k jehož důsledkům Evropská unie přihlíží, jsou **dopady hluku na kvalitu života**. Provedené studie dokládají skutečnost, že s negativními dopady hluku – působeného především provozem letadel, automobilů, motocyklů i menších zdrojů hluku, jako například motorovými sekačkami na trávu, je přinejmenším konfrontována celá čtvrtina evropského obyvatelstva. Experti poukazují na vzájemný vztah mezi vyššími koncentracemi hluku na jedné a stresem, jakož i řadou srdečních onemocnění na druhé straně. Proto byla přijata řada legislativních norem, které jsou mimo jiné úřady veřejné správy v rostoucí míře využívány k vypracování tzv.

„hlukových map,, a k přijímání konkrétních opatření, jež mají uvedené koncentrace snižovat.

Významnou dlouhodobou prioritou Evropské unie je **oblast odpadového hospodářství**. Filozofie Evropské unie vychází z vědomí množstevní omezenosti obnovitelných energetických zdrojů celosvětově rapidně vyčerpávaných v důsledku rychle se zvyšující populace i celkovou intenzifikací globálních – potažmo evropských – ekonomických aktivit. Přístup preferovaný Evropskou unií akcentuje potřebu prevence vzniku odpadů zejména cestou zdokonalování a jejich následné recyklace, opětovného zpracování - a rovněž spalování a skládkování: ovšem pouze jako poslední možnost.

Strategickým cílem Evropské unie je omezení množství odpadu postoupeného ke konečné likvidaci o 20% v roce 2010 a o dalších 50% do roku 2050. V úsilí o jeho naplnění byla schválena celá řada přísných legislativních norem týkajících se především zavádění závazných přísných obecněji konstruovaných pravidel pro skladování a pro skladování odpadů. Zvláštní pozornost je pak soustředěna k problematice ekologické likvidace použitých olejů, odpadů papírenského průmyslu a zemědělských kalů.

V uvedené souvislosti Evropská unie jako celek se dlouhodobě orientuje na upřednostňování podnikatelských subjektů, které hodnotí své aktivity i s přihlédnutím k dopadům jejich činnosti na životní prostředí. Bylo odsouhlaseno zavádění systémů odměn poskytovaných zmíněným subjektům. Provádí se revize daní a vytvářejí se stimuly pro **zvýhodnění tzv. „ zelených investic „**.

Legislativní zabezpečení problematiky odpadového hospodářství není ovšem dosud ideální. Je řešeno v řadě norem evropského sekundárního práva, z nichž k nejkontroverznějším patří „Směrnice o obalových odpadech,,. Ta je nejdůsledněji zatím uskutečňována v Dánsku (zde bylo například zakázáno plnění piva do plechovek) a ve Spolkové republice Německo. V dalších členských státech ovšem Směrnice není takto rigorózně dodržována.

Další aktuální oblastí ochrany životního prostředí v členských státech Evropské unie je **posuzování ekologických dopadů velkých staveb** na stav životního prostředí (Environmental Impact Assessment – EIA).

V rámci jednotného trhu Unie byla přijata i **společná pravidla pro ekologické označování produktů** - a to v celé jejich šíři. V neposlední řadě se dále rozpracovávají environmentální aspekty zemědělské, dopravní a energetické politiky, jakož i rybolovu.

Součástí celkové environmentální strategie Evropské unie je samozřejmě i **její informační zabezpečení**. Zkvalitňování přístupu k informacím o stavu životního prostředí je v řadě dokumentů orgánů Evropské unie shodně charakterizováno jako jedna z priorit. K informování veřejnosti orgány EU využívají zejména internet, webovové stránky. Podílejí se ovšem i na financování a na spolufinancování různých environmentálních vzdělávacích programů.

Vedle zaměření na rozšířené informování o stavu životního prostředí Evropská unie rozvíjí **další významné aktivity**. První z nich má převážně osvětovou povahu a je zaměřena převážně na objasňování podstaty orientace na aplikaci zásad udržitelného

vývoje a jejího místa v širěji koncipované environmentální politice. Druhá z iniciativ je orientována k podpoře výrobních aktivit šetrných vůči životnímu prostředí a současně k restriktivním opatřením namířeným vůči těm, kdo toto prostředí svými aktivitami znehodnocují. Spojovacím článkem obou zmíněných iniciativ je stimulace veřejnosti k takovému typu chování, které je vůči životnímu prostředí ohleduplné.

1.2 Evropská Unie a její legislativa pro oblast tvorby a ochrany životního prostředí

K dominantním trendům řešení environmentálních problémů v Evropské unii nesporně patří **využívání tzv. rámcové legislativy a dobrovolných dohod** uzavíraných členskými státy mezi sebou nebo s nečleny EU, a také již zmíněné **využívání ekonomických nástrojů**. Pokračujícím trendem je rozvíjení a upřesňování tzv. evropské environmentální legislativy a její upřednostňování před národní legislativou členských států. Internacionalizace environmentální politiky představuje trend, který se prosazuje zejména od druhé poloviny devadesátých let.

Pro oblast tvorby a ochrany životního prostředí se v tzv. evropské legislativě užívají – vedle ustanovení Smlouvy o Evropské unii, která je normou tzv. evropského primárního práva, převážně normy tzv. evropského sekundárního práva: Nařízení, Směrnice a Rozhodnutí. Uvedené právní nástroje jsou prostředky závazné regulace.

Vedle nich byla vypracována i řada nezávazných – avšak převážnou většinou členských států respektovaných – aktivit. Patří k nim především šest dosud plněných Akčních plánů, Doporučení a Stanoviska, jakož i financování individuálních programů z Kohezního fondu EU a ze specializovaných fondů pro ochranu životního prostředí: LIFE, SAVE, ALTENER. Další nezávaznou, avšak ceněnou, formou je udělování Eco-label (tzv. ekologické známky), o něž výrobci žádají kontrolní orgány jednotlivých členských států. Ke zmíněným formám patří i provádění „ekologických auditů (Eco-audits), jemuž se výrobci dobrovolně podrobují.

Významnou součástí úprav problematiky životního prostředí jsou i **evropské standardy ochrany životního prostředí**, na jejichž tvorbě – často jako iniciátoři – se vedle příslušných orgánů Unie a jejích členských států podílí řada významných zájmových sdružení. K nejvýznamnějším z nich z pohledu ekologických aktivistů patří: European Environmental Bureau (sdružující hlavně nestátní ekologické organizace), Greenpeace International, World Wide Fund for Nature, Climate Network Europe, Birdlife. Angažují se ovšem i některé organizace průmyslových výrobců jako: Evropské sdružení automobilového průmyslu (ACEA), Evropská rada chemického průmyslu (CEFIC) a Evropské sdružení petrochemického průmyslu (EUROPIA).

Trend směřující ke zvyšování respektu vůči stavu životního prostředí se samozřejmě prosazoval postupně. Ještě v průběhu realizace úkolů začleněných do pátého Environmentálního akčního programu se ochránci životního prostředí pokusili dosáhnout toho, aby environmentální problematika získala statut jedné z klíčových evropských politik. Vzhledem k odporu zejména se strany průmyslových koncernů zmíněná orientace nebyla úspěšná.

Příkladem mohou být například mnohaleté diskuse spojené s přijímáním Směrnice o odpovědnosti za škody na životním prostředí, které byly v Evropských společenstvích zahájeny již koncem osmdesátých let (podnětem byla zejména ustanovení Aktu o jednotné Evropě). Teprve v lednu 2 000 Evropská komise posuzování návrhu zmíněné Směrnice uzavřela zveřejněním jedné ze svých tzv. Bílých knih, v níž byl důraz položen na respektování zásad přísné, avšak proporcionální odpovědnosti společné s racionálně zdůvodněnou ochranou jak producentů škodlivin, tak občanů. Návrh předpokládá možnost soudního projednávání sporů týkajících se poškozování životního prostředí, jejichž účastníky by byli jednak individuální občané, jednak nevládní organizace.

Ani zveřejnění Bílé knihy diskuse kolem návrhu Směrnice neukončilo. I dnes se projednává zejména otázka, do jaké míry jsou Směrnicí pokrývány takové problémy, jakými jsou ekologické škody, stupeň poškození zdraví člověka dopady ekonomických aktivit, úhrada poškozování movitého a nemovitého majetku občanů, náklady spojené s napravením nepříznivého stavu, atd. Zatímco především zástupci nevládních organizací požadují vydání přísné právně závazné Směrnice spojené s vytvořením zvláštního finančního fondu, z něhož by byly hrazeny náklady škod, v jejichž případě nelze identifikovat znečišťovatele, průmyslová lobby se právně závaznému systému odpovědnosti vehementně brání.

Na druhé straně se jako pozitivní projevuje skutečnost, že ekologické nevládní organizace zvláště od druhé poloviny devadesátých let jsou daleko více respektovány, v první řadě pracovníky Evropské komise. Jejich zástupcům je nabízena účast v různých pracovních skupinách, jež Komise zřizuje a jejichž členy jsou zároveň představitelé podnikatelských subjektů, v první řadě z průmyslové výroby.

Vzhledem k uvedeným skutečnostem k pozitivnímu vývoji i v legislativní oblasti ovšem došlo – jak bylo uvedeno – de facto až ve druhé polovině devadesátých let a na počátku 21. století.

Do poloviny uplynulého desetiletí základním **strategickým právním dokumentem** pro uvedenou oblast aktivit Evropské unie zůstávala ustanovení obsažená v Aktu o jednotné Evropě, který po ratifikaci vstoupil v platnost v roce 1987.

Další významnou normou se stala **Smlouva o Evropské unii**, které ve svém článku 2 vyslovila jednoznačnou podporu ideji udržitelného rozvoje a vysoké úrovně ochrany a zkvalitňování stavu životního prostředí.

V hlavě XIX Smlouvy o Evropské unii, která je výlučně věnována problematice tvorby a ochrany životního prostředí, byly podtrženy především následující cíle:

- **udržet a zlepšit stav životního prostředí v členských státech a na úrovni Evropské unie jako celku,**
- **věnovat systematickou pozornost ochraně zdraví člověka,**
- **racionálně využívat přírodní zdroje,**

- **na mezinárodní úrovni vyslovit jednoznačnou podporu opatřením, jejichž posláním je čelit celosvětovým i regionálním hrozbám vůči životnímu prostředí.**

K podrobnějšímu rozpracování výše zmíněných přístupů došlo až v průběhu jednání mezivládní konference zahájené na podzim 1996 v italském Janově a pokračující v první polovině následujícího roku v nizozemském Amsterdamu. Právě Amsterodamská smlouva parafovaná v červnu 1997 představovala nesporný pozitivní krok k řešení evropských environmentálních problémů.

Přínos Amsterodamské smlouvy k řešení otázek tvorby a ochrany životního prostředí spočívá především v jejich všeobecném uznání jako jedné z priorit Evropské unie jako celku a jednotlivých členských států. Dokládá to například znění článku 6 (3c) Smlouvy, v němž se konstatuje: „Požadavky ochrany životního prostředí musí být integrovány do definování a implementace politik a aktivit Společenství, zejména s přihlédnutím k trvale udržitelnému rozvoji,“.

Jiným projevem zvýšení významu „jež Evropská unie přikládá environmentální problematice, se stalo přesunutí kapitoly pojednávající o životním prostředí do středu Amsterodamské smlouvy. Tímto způsobem představitelé členských států převzali závazek, že podniknou maximální množství kroků, jež mají směřovat k dosahování cílů udržitelného rozvoje.

V článku 2 Smlouvy byl udržitelný rozvoj poprvé definován jako jeden z hlavních cílů Evropské unie. Konstatuje se v něm: „ Společenství musí přijmout za svůj úkol prosazování harmonického, vyrovnaného a trvale udržitelného rozvoje ekonomických aktivit v celém Společenství“. Obecná charakteristika zmíněného článku dává možnost jeho široké interpretace, jež nemusí být vždy jen pozitivním jevem.

Evropská unie dosud schválila více než 200 norem evropského sekundárního práva týkajících se problematiky tvorby a ochrany životního prostředí. Vztahují se jednak k výrobkům samotným (hlučnosti, kterou způsobují, emisí, jejich složení, toxicity, atd.), jednak požadavků kladených na výrobní procesy. Týkají se na regulace provozu průmyslových subjektů, nakládání s odpady, zásobování obyvatelstva vodou a na její racionální využívání podnikatelským sektorem.

Další normy chrání jednotlivé složky životního prostředí: ovzduší, vodu, půdu, přírodní zdroje, biodiverzitu. V neposlední řadě normy sekundárního práva upravují některé administrativní postupy – zvláště těch, které se týkají poskytování informací a posuzování vlivu nejrůznějších projektů na životní prostředí. Zvláště propracovanou je oblast legislativního zabezpečování nakládání s odpady – a to nikoli jen s nebezpečnými odpady, nýbrž také s obaly (viz: Směrnice č. 94/62 ES od výrobců požadující od výrobců, aby počínaje rokem 2001 bylo 50% - 65% obalového odpadu znovu využito a aby 25 % - 45% z nich bylo recyklováno).

Normy sekundárního tzv. evropského práva jsou zaměřeny na stanovení kontroly a na určení emisních limitů pro skladování a pro přepravu benzínu v návaznosti na různé typy vozidel. Dalšími sférami regulovanými normami tzv. evropského sekundárního práva jsou ochrana povrchových a podzemních vod, prevence velkých průmyslových havárií (týká se hlavně firem skladujících nebezpečné látky), ochrana před chemickými

látkami a geneticky modifikovanými organismy (s důrazem na testování, balení, klasifikování a označování vyvážených a dovážených chemikálií). Uvádění takových látek na trh v Evropské unii podléhá oznamovací povinnosti k tomu určenému veřejnému orgánu).

Směrnice Evropské unie v neposlední řadě upravují rovněž povolené hladiny hluku (pokud jde o staveniště, výrobní a stavební stroje, motorová vozidla i domácí spotřebiče). V případě kapalných paliv je Směrnicí Evropských společenství stanoven nízký limit pro obsah síry a olova. Přesto bývá EU představiteli neziskových environmentálních organizací kritizována za to, že systém environmentálního práva dosud nebyl dotvořen.

Kritice je dále podrobována otázka vymahatelnosti jednotlivých právních aktů. Týká se to hlavně aplikace zásady, že „platí znečišťovatel“, která se v praktickém životě obtížně uskutečňuje, neboť zpětné vytypování znečišťovatelů je nesmírně obtížným úkolem. I proto znečišťovatelé dosud neplatí veškeré externí náklady spojené s dopadem jejich ekonomických na životní prostředí. Podobně obtížně se leckde do praxe uvádí princip subsidiarity.

V současném období Evropská unie – jak dokládá i její stávající Environmentální akční program - iniciuje zejména **uzavírání dobrovolných dohod** mezi průmyslovými subjekty na jedné a správními úřady na druhé straně. Jejich zastánci tvrdí, že cestou aplikace principu sdílené odpovědnosti mezi úřady veřejné správy a průmyslovým sektorem lze na sektorální, lokální a přechodné environmentální problémy účinněji a rychleji reagovat než aplikací legislativních norem. Všeobecně se sdílí názor, že takovéto dohody mohou být účinné tehdy, když jsou právně závazné, vynutitelné a když jsou veřejností nezávisle monitorovány. Diskutuje se ovšem skutečnost, že zatím stranou tohoto procesu stojí legislativní orgány členských států.

Na konci legislativního procesu pak stojí legislativní normy primárního a sekundárního tzv. evropského práva.

1.3 Aplikace zásad environmentální politiky a legislativy Evropské Unie v České republice

Ještě v sedmdesátých a v osmdesátých letech dvacátého století byla tehdejší ČSSR právem na evropském kontinentu řazena mezi státy s nejvíce postiženým životním prostředím - a to prakticky ve všech jeho složkách. Pokračování preference těžebního a těžkého průmyslu, která měla historické základy dokonce již ve druhé polovině devatenáctého století – navíc v zemi celkově chudé na suroviny – vedlo k nadprodukcí zvláště oceli, výrobků těžké chemie, cementu – spojených s nadměrnou spotřebou energie produkované především spalováním fosilních paliv – mělo za následek skutečně hroživou devastaci životního prostředí.

Skutečný systém environmentální politiky mohl být proto formován cestou restrukturalizace průmyslové výroby a značných investic na ochranu životního prostředí přesahujících v průběhu 90. let 2% HDP (což je více než kolik činí průměr členských států Evropské unie) až od počátku 90. let. Přibližně ve stejné době byl zaváděn centrální systém monitorování a varování. Přesto v porovnání s členskými státy

Evropské unie dosud na základě porovnání v neprospěch České republiky vyplývají absolutní hodnoty indikátorů životního prostředí.

I v roce 2003 jsou ovšem pro Českou republiku příznačné následující skutečnosti:

- vysoké měrné emise oxidu uhličitého vztahované na 1 obyvatele a na 1 000 USD HDP,
- vysoké měrné emise oxidu siřičitého a oxidů dusíku vztahované na 1 obyvatele, jednotku plochy státu a na 1 000 USD HDP,
- vysoký stupeň zornění zemědělské půdy,
- vysoký podíl uhlí (včetně hnědého) na využívání primárních zdrojů energie,
- celkově nadprůměrná energetická náročnost tvorby hrubého domácího produktu,
- vysoké množství průmyslových odpadů v přepočtu na 1 000 USD HDP.

Naproti tomu v porovnání s průměrem členských států Evropské unie Česká republika dosahuje příznivějších hodnot v následujících oblastech:

- odběru vody (v porovnání na jednoho obyvatele i s přihlédnutím k podílu na odebraných obnovitelných zdrojích),
- podílu počtu obyvatel napojených na veřejné kanalizační sítě – a tím na následném čištění odpadních vod,
- ve spotřebě dusíkatých hnojiv v zemědělství,
- v množství ročního vyprodukovaného komunálního odpadu v přepočtu na 1 obyvatele,
- ve výměře chráněných území situovaných na teritoriu státu.

Porovnáme-li však environmentální ukazatele charakteristické pro Českou republiku s hodnotami typickými pro dva sousední státy- členy Evropské unie : se Spolkovou republikou Německo a s Rakouskem, ve většině případů tyto státy dosahují obvykle lepší hodnoty než Česká republika.

Výjimky představují pouze následující parametry:

- měrné emise oxidů dusíku měřené na jednotku území (vyšší jsou v SRN),
- odběr vody z pohledu jeho podílu na využívání obnovitelných zdrojů (vyšší v SRN),
- spotřeba vody v přepočtu na 1 obyvatele (vyšší v SRN i v Rakousku),
- produkce komunálního odpadu v přepočtu na 1 obyvatele

(vyšší v SRN i v Rakousku),

- spotřeba dusíkatých hnojiv v zemědělství (vyšší v SRN i v Rakousku).

Pokud jde o porovnání stavu životního prostředí v České republice se situací s dalšími střeoevropskými zeměmi- kandidáty členství v Evropské unii-, tj. na Slovensku, v Maďarsku a v Polsku, náš stát dosahuje lepších hodnot v případě měrných emisí oxidu siřičitého (v přepočtu je 1 obyvatele, jednotku plochy území i na 1 000 USD HDP), ve spotřebě vody na 1 obyvatele a v počtu obyvatel připojených na veřejnou kanalizaci s následným čištěním. Naproti tomu za zmíněnými státy zaostáváme pokud jde o emise oxidů dusíku a částečně o měrné emise oxidu uhličitého, což je způsobeno především větším automobilovým provozem (počet osobních automobilů na 100 obyvatel je v České republice vyšší než na Slovensku, Maďarsku a v Polsku).

Důležitou základnou pro harmonizaci systému ochrany životního prostředí v Evropské unii a v České republice se stal **Národní program přípravy České republiky na členství v Evropské unii** zaměřený zvláště na opatření přispívající ke zkvalitňování stav ovzduší, avšak současně věnující pozornost zlepšení stavu i v případě dalších složek životního prostředí. V souvislosti s implementací jeho zásad bylo poměrně značného úspěchu dosaženo 1. června 2 001, kdy byla v rámci rozhovorů o vstupu České republiky do Evropské unie uzavřena kapitola 22 – životní prostředí.

Evropská komise akceptovala dvě výjimky pro Českou republiku v případě aplikace Směrnice Rady Evropské unie č. 94/62ES a Směrnice Rady Evropské unie č. 91/271 /EHS. První z uvedených Směrnic se týká obalů a obalových odpadů, jejich recyklace a opětovného využití . Výjimka platí do 31. prosince 2 005. Druhá legislativně reguluje problematiku čištění městských odpadních vod . České republice bylo uloženo, aby ve lhůtě do 31. prosince 2 010 v obcích velikostní kategorie 2 000 – 10 000 obyvatel dobudovala kanalizační systémy a čističky odpadních vod . Ve stejné době náš stát je povinen dosáhnout v citlivých oblastech vyššího stupně čištění odpadních vod na již existujících čističkách.

Diskutována byla rovněž implementace Směrnice Rady Evropské unie č. 96/61 ES o integrované prevenci a o omezování znečištění a Směrnice Rady č. 2 001/80/ES o omezování emisí některých znečišťujících látek uvolňovaných z velkých spalovacích zařízení do ovzduší.

V Národním programu přípravy České republiky na členství v Evropské unii je položen zvýšený důraz především na zpřísnování emisních limitů NO_x platných pro velké podnikatelské subjekty palivo - energetického komplexu. Cílem je poměrně radikální snížení měrných emisí NO_x a těkavých organických látek unikajících z mobilních zdrojů. Program je dále zaměřen na systematický sběr dat a na podávání zpráv o výskytu těžkých kovů a dalších rizikových látek, včetně jemných částic prachu a persistentních organických znečišťujících látek v ovzduší.

Vysoce aktuálním úkolem je dále celá oblast hydrosféry podtržená zejména geografickou polohou České republiky na rozvodnici tří moří: Severního, Baltského a Černého. Závažnost problematiky je dána především skutečností, že prakticky veškeré významnější toky – především Labe a Odra - z České republiky odvádějí vodu na území sousedních států, takže problematika ochrany vod – spočívající především ve snižování

obsahu těžkých kovů a specifických organických látek, jakož i chemikálií používaných v zemědělství - v našich podmínkách má opravdu širokou mezinárodní dimenzi.

Česká republika přes řadu dílčích zlepšení zatím nesplňuje přísné normy stanovené Evropskou unií. Zvláště složitá situace je v případě obcí majících 2 000 – 10 000 obyvatel, jichž je 483. Z nich plných 104 v roce 2 001 nemělo čističku odpadních vod a v dalších 107 obcí je na čištění napojeno méně než 50% obyvatel.

Hlavními úkoly ochrany vod v podmínkách České republiky jsou:

- zajištění plné kompatibility českého environmentálního práva s právem Evropské unie zvláště formou přijetí nového zákona o vodách a příslušných prováděcích předpisů,
- v případě komunálních zdrojů znečištění dosáhnout do roku 2 005 stavu, kdy budou mechanicko- biologicky čištěny veškeré odpadní vody obcí s více než 2 000 obyvatel,
- zvýšit procento obyvatel napojených na kanalizační sítě z 73,3% v roce 1997 na 80 % do roku 2005,
- zavést zpřísněné limity znečištění vody emisemi z průmyslových závodů,
- celkově snížit spotřebu vody v průmyslu,
- zvýšit objem využívání kalů z odpadních vod v zemědělství – zvláště cestou omezování vstupu nebezpečných látek do veřejných kanalizací.

Blížící se předpokládané členství České republiky v Evropské unii klade zvýšené nároky i na **oblast ochrany litosféry** (tj. půdy a hornin- v první řadě nerostných surovin). Orientace vychází především z vědomí skutečnosti, že půda představuje takřka neobnovitelný přírodní zdroj a že zvláště devastující vliv má těžba surovin deformující krajinu a vyčerpávající neobnovitelné přírodní zdroje.

Důraz je v našich podmínkách položen hlavně na zracionalnění těžby vápence, kameniva a kaolinu, jakož i na omezení těžby hnědého uhlí v severních Čechách, která do ovzduší uvolňuje značné množství plyných škodlivin a částic prachu a celkově krajinu devastuje.

Cílem je především:

- prosadit zvýšení právní ochrany půdy jako mimořádně cenné složky životního prostředí,
- identifikovat a kvantifikovat vstupy cizorodých látek do půdy- včetně jejich bilancování z ekonomického, ekonomického a ze zdravotního hlediska,
- účinně hodnotit rizika starých zátěží,

- provádět velkoplošnou revitalizaci území ovlivněného důlní činností (především v severních Čechách a na severní Moravě).

Další významnou sférou, v níž je nezbytné urychleně sladovat normy platné v Evropské unii s legislativou České republiky je **oblast fyzikálního pole** ,tj. vlivu hluku, ionizujícího a neionizujícího záření, tepelného znečištění ,elektromagnetického pole a vibrací).

Nejvýznamnější dopady z uvedených faktorů má nesporně zatížení obyvatelstva **hlukem**, který při dlouhodobém působení vede ke stresům, únavě a k nespavosti. Jedná se o mimořádně závažný problém vezmeme-li zejména v úvahu skutečnost, že zdrojem hluku je z 85 % - 90 % doprava., v první řadě silniční a letecká. (maximální hluk v okolí civilních letišť je LA max = 95 dB, v případě vojenských letišť je LA max větší než 100 dB). Dalšími zdroji hluku je stavební činnost, provozovny, restaurace, zábavná zařízení, atd.

S přihlédnutím k výše uvedeným skutečnostem jsou **klíčové cíle v oblasti problematiky fyzikálního pole** následující:

- eliminovat výrobu a dovoz tvrdých freonů, a CFC narušujících ozónovou vrstvu,
- v časovém horizontu let 2 008 – 2 012 snížit – v souladu s ustanovením Kjótského protokolu k rámcové úmluvě OSN o změně klimatu – produkci skleníkových plynů o 8 % v porovnání s úrovní z roku 1990,
- zastavit narůstání hluku (v první řadě v dopravě) a rozšiřovat zóny chránící před hlukem.

Nemalá pozornost bude muset být globálně soustředěna k **problematice lidských sídel**, která je nanejvýš aktuální právě v případě městských a průmyslových aglomerací, v nichž je negativnímu vlivu činnosti člověka vystaven největší počet obyvatel. V praxi to znamená podstatné zvýšení role takových aktivit, které směřují ke zlepšování kvality ovzduší, obzvláště cestou omezení dopravy, ke snižování hlukové zátěže i ke zkvalitnění ochrany přírodních a kulturních památek před negativními vlivy celkově zhoršeného životního prostředí.

Jako **jeden z aktuálních úkolů** se ukazuje potřeba zaměřit pozornost především na uskutečňování následujících aktivit:

- zvýšit ochranu kvality pitné vody z povrchových a z podzemních zdrojů,
- snižovat objem tvorby nebezpečných odpadů a zabezpečit jejich ekologické zneškodňování,
- dále prohlubovat třídění průmyslových i komunálních odpadů a orientovat se na jejich znovu využívání,
- podporovat zavádění ekologicky šetrných systémů dopravy, v první řadě cyklistických stezek,
- pomocí aktivních a pasivních metod ochrany snižovat hlukovou zátěž v lidských sídlech,
- zaměřit se na dlouhodobou koncepční ochranu a revitalizaci příměstské krajiny.

V návaznosti na předběžné uzavření kapitoly 22 pojednávající o životním prostředí v Evropské unii vláda České republiky 26. července 2001 přijala usnesení č. 1192/

2001, jimž vzala na vědomí Aktualizovanou verzi Implementačního plánu pro oblast životního prostředí.

V rámci transpozice právních předpisů Evropské unie byly pro oblast životního prostředí v České republice přijaty následující zákony:

- zákon č. 56/2001 Sb., o podmínkách provozu vozidel na pozemních komunikacích a o změně zákona č. 168/1999 Sb., o pojištění odpovědnosti za škodu způsobenou provozem vozidla a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o pojištění odpovědnosti z provozu vozidla) ve znění zákona č. 307/1999 Sb.,
- zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o posuzování vlivů na životní prostředí),
- zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon),
- zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů,
- zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích),
- zákon č. 477/2001 Sb., o obalech a o změně některých zákonů (zákon o obalech)..

Pokračovaly práce na přípravě dalších zákonů, jež vstoupily v platnost v loňském roce. Jde o následující zákony:

- zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a o omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci),
- zákon č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů (zákon o ovzduší).

Současná politika České republiky v oblasti tvorby a ochrany životního prostředí vypracovaná a schválená v roce 1999 a aktualizovaná v roce 2001 důsledně respektuje rozhodující prioritu, jíž je plné členství v Evropské unii.

Proto jedním z klíčových úkolů je harmonizace naší environmentální politiky se zásady environmentální politiky EU a s její praktickou implementací. Politika pro období do roku 2010 především předpokládá- nedojde-li na globální, kontinentální, národní či regionálních úrovních k neočekávaným ekonomickým, politickým nebo přírodním negativním jevům, mírně pozvolné zlepšování stavu životního prostředí. Počítá rovněž s rostoucím zapojením aktivní části veřejnosti do řešení některých environmentálních problémů.

Politika České republiky v oblasti tvorby a ochrany životního prostředí se opírá o pevný legislativní základnu představovanou klíčovými zákony, jež byly schváleny Parlamentem ČR do roku 1993 a které jsou od této doby uskutečňovány. Na druhé straně se neskryvá, že důsledná implementace evropského environmentálního práva si vynutí další poměrně značné investice. Půjde především o výstavbu dalších čistíren odpadních vod (především v obcích s 2000 – 10 000 obyvateli), účinných zařízení na likvidaci a na recyklaci odpadů, jakož i dalších potřebných koncových zařízení. Respektování ustanovení nejnovějších Směrnic Evropské unie vyžaduje zavádění pokud možno nejvyšší dostupných technologií, které jsou méně náročné na spotřebované suroviny a další materiály, jakož i na energetické zdroje a jež produkují méně tuhých odpadů a méně emisí do ovzduší a do odpadních vod.

1.4 Plánování péče o životní prostředí na úrovni regionů a municipalit

a) Růst významu strategického plánování při tvorbě a ochraně životního prostředí na úrovni regionů

Jednu z významných oblastí plně zasahujících do sféry veřejné ekonomie představuje strategické plánování uskutečňované na regionální a na municipální úrovni, které stále častěji zohledňuje problematiku ochranu životního prostředí. Tento způsob plánovacích aktivit se v **České republice** na rozdíl od regionů v západní Evropě a v Severní Americe – **rozvívá v jeho soudobém pojetí teprve v posledních letech**. I z uvedených důvodů poznatky z členských států Evropské unie z usměrňování municipální a regionální politiky, včetně jejich přístupů k tvorbě a ochraně životního prostředí, mají pro Českou republiku vysoce aktuální význam.

Vydeme-li ze skutečnosti, která v členských státech Evropské unie patří k alfě i omeze místního a regionálního rozvoje, že nejen územní plánování, nýbrž i podstatně šířeji koncipované strategické plánování představuje jeden z významných nástrojů řízení na úrovni míst a celých regionů, vystupuje do popředí zvláště interdependence mezi regionální ekonomikou, regionální veřejnou správou (tvořící organizační páteř regionu a jeho rozvoje) regionálním plánováním (včetně plánování problematiky tvorby a ochrany životního prostředí), regionálním řízením a regionálním marketingem. Charakteristickým faktorem je i skutečnost, že se i v této vazbě podtrhuje význam environmentální problematiky. Právem se často konstatuje, že základem regionální politiky je vytyčení klíčových strategických cílů regionálního rozvoje (environmentální cíle nevyjímaje), při němž právě plánování hraje významnou roli.

Rostoucí úloha regionálního plánování a marketingu je přitom dána skutečností, že se v členských státech Evropské unie v posledních desetiletích stále více přecházelo a přechází od spíše centralizovaného modelu rozvoje společnosti (s důrazem na státní intervencionalismus spjatý s rozsáhlými přerozdělovacími procesy a s regulací hospodářského rozvoje) k preferenci koncepcí decentralizovaného tj. regionálního a místního rozvoje. Tento trend byl ve Spojených státech amerických a v Kanadě nastoupen již podstatně dříve, než na evropském kontinentu (v daném pohledu lze na region v dané souvislosti pohlížet i jako na jakousi množinu municipalit). V nastíněné souvislosti se preferuje využívání nástrojů nejlépe odrážejících specifiku obcí a regionů.

b) Základní rysy strategického plánování a strategického řízení

Při vymezování role regionálního ekonomického rozvoje šetrného vůči stavu životního prostředí je třeba se seznámit i s podstatou a základními rysy strategického plánování a strategického řízení. Tyto dva fenomény jsou nesporně důležitou základnou pro charakterizování role marketingových aktivit rozvíjených na místní a na regionální úrovni.

Východiskem k postižení již zmíněné interdependence je samotné strategické plánování představující významný tvořivý proces, který umožňuje systematickým

způsobem organizovat a řídit změny v obci, podnikatelských subjektech, nebo v určitém regionu v období pěti a více let, a to na základě širokého konsensu na společné vizi týkající se především ekonomické a sociální budoucnosti. Jeho hlavním posláním je určování kritických oblastí vystupujících do popředí z hlediska uskutečňování strategických cílů, jakož i v obecnější rovině dosahování shody na koncipovaných záměrech v cílech a strategiích.

Z pohledu regionálního strategického plánování a následného regionálního řízení tvořivá podstata uvedených procesů spočívá především ve skutečnosti, že umožňují spojovat aktivity rozhodujících představitelů veřejnosti, v první řadě zastupitelů územní samosprávy, se zájmy podnikatelů a dalších subjektů podstatným způsobem ovlivňujících rozvoj míst a regionů. Jako takové významně zasahuje do oblasti veřejné ekonomie.

V místním a regionálním plánování, které – jak bylo konstatováno - mimo jiné stále více zohledňuje problematiku tvorby a ochrany životního prostředí se používá řada pojmů, z nich k nejfrekventovanějším patří následující :

- strategie,
- strategické rozhodnutí,
- strategický záměr,
- strategická změna,
- strategický plán
- strategické řízení.

„Strategii“ lze v zásadě charakterizovat jako dlouhodobější alternativní cestu sloužící k dosažení jistého cíle nebo záměru. V rámci regionální strategie může být jejím výrazem uskutečnění například rozhodnutí o cíleném spojení obcí za účelem uskutečnění jistého cíle strategické povahy obvykle obsaženého v dlouhodobých rozvojových plánech dotčených municipalit..

„Strategické rozhodnutí“ je další důležitou součástí celkového formování strategické koncepce. Jedná se o zásadní rozhodnutí, které významnou měrou ovlivňuje dlouhodobý vývoj organizace, obce, mikroregionu, či celého regionu. Jeho přijetí musí tudíž být důkladně posuzováno. Schválení zmíněného typu rozhodnutí na základě širokého konsensu vyjádřeného zaměstnanci, akcionáři (podnikatelském subjektu) a občany je minimálním předpokladem pro další postup charakterizující uskutečňování strategické koncepce..

Jiným významným pojmem je **„strategický záměr“**. Představuje výraz pro dlouhodobé směřování regionu, mikroregionu, obcí, nebo jejich sdružení schválené jako výsledek přijatého strategického rozhodnutí. Měl by být široce veřejně prezentován a za účelem dosažení konsensu diskutován.

Neméně závažným pojmem je i **„strategická změna“**, která je reprezentována takovou změnou, jež má dlouhodobý dopad a tudíž podporuje dosažení strategických cílů a záměrů.

„Strategické plánování“ lze s přihlédnutím k předcházejícím hodnocením charakterizovat jako proces, během něhož vzniká - na základě co nejširšího společenského konsensu – představa o tom, čím by se region, mikroregion, obce a jejich

sdružení měly především zabývat, jaké programy a služby by měly být občanům v první řadě nabízeny, jaké aktivity dlouhodobě s cílem zlepšit stav životního prostředí uskutečňovat. V rámci strategického plánování se uskutečňují již zmíněná strategická rozhodnutí, mohou vznikat nové strategické záměry i celé strategie směřující k dosažení takovýchto rozhodnutí. Na základě strategického plánování se utváří klíčová představa o tom, čím by se organizace měla přednostně zabývat v budoucnosti a které potřeby občanů jako zákazníků služeb by měly být upřednostňovány.

Dalším neméně důležitým pojmem je „**strategický plán**“, který představuje dokument zachycující výsledky procesu strategického plánování. Jako takový slouží jako podklad pro strategické řízení.

„**Strategické řízení**“ je pak procesem naplňování představ zachycených ve strategickém plánu. Jeho důležitými součástmi jsou implementace klíčových strategických rozhodnutí a záměrů, vyhodnocování probíhajících i plánovaných aktivit a v neposlední řadě i činnosti směřující k dosažení vizí, cílů a záměrů.

c) Vlastní proces strategického plánování

Proces strategického plánování vytváří prostor pro to, aby si ti, kdo o rozvoji obce či regionu rozhodují, vybrali pokud možno nejpříznivější z variant možného vývoje, třebaže i při vědomí skutečnosti, že i tato varianta současně v sobě obsahuje dosti značná rizika, jimž bude nezbytné čelit. Ve zmíněném procesu strategického plánování se nejdříve formuje *vize* – tj. cílová představa - a současně je mapována cesta, kterou je třeba ujit, aby vize byla uskutečněna. Stanovování vizí patří především do managementu a z části i do marketingu.

Má-li být vize úspěšně formulována a realizována, je nezbytné v procesu strategického plánování sladit následující důležité faktory:

- mise (poslání – mission), která je konkretizovanější vizí
- silné stránky (to, co organizace, obce a regiony dělají dobře),
- slabé stránky (problémy které je nutno v průběhu uskutečňování vize řešit : toto vše jsou faktory charakterizující vnitřní prostředí regionu nebo obcí,
- hrozby,
- příležitosti, tj. možnosti dalšího rozvoje, což jsou faktory z vnějšího prostředí.

Marketingové aktivity nejsou samozřejmě rozhodující. Vedle nich **na strategické plánování navazují:**

- krátkodobé, (obvykle roční) plány,
- plán služeb a programů obcí a regionů,
- finanční plán a rozpočet,
- plán fundraisingu.

Charakteristickým rysem strategických plánů rozpracovaných na úrovni obcí a regionů je skutečnost, že strategické plány by měly přesahovat volební období zastupitelstev obcí a regionů, které v Evropě většinou činí čtyři roky. Tento přístup je

potřebný pro to, aby se na uskutečňování strategických plánů, které jsou dlouhodobější povahy, podílelo více vítězných politických reprezentací.

Dalšími jejich příznačnými faktory jsou skutečnosti, že musí být:

- dobře měřitelné, tj. ověřitelné,
- reálné a tím současně motivující,
- náročné, avšak dosažitelné, což zabezpečuje motivovanost jedinců, kteří se na jejich uskutečňování podílejí,
- srozumitelné nejen pro všechny sféry, přímo realizující strategické plány, nýbrž i pro ostatní zainteresované partnery, pro podnikatele a ostatní občany,
- hierarchické, tak, aby cíle na nižší úrovni přispívaly k realizaci celkových cílů,
- kvantitativní ve všech případech, kdy je to možné (čímž se dají vytvářet zřetelné záchytné body).

Vzhledem ke skutečnosti, že strategické plánování je založené především na stanovování strategických cílů, jeho důležitou **součástí** je **analýza** vnějšího a vnitřního prostředí, v němž se cíle mají uskutečnit. Jedná se přirozeně o aktivity, které patří prioritně do marketingu. Součástí marketingových aktivit jsou i situační analýzy umožňující stanovení kritických faktorů, volba strategií a jejich vyhodnocování a zpracování implementačního plánu, tj. přístupy patřící do managementu a marketingu.

d) Aktuální význam metody vytváření scénářů

Důležitým marketingovým přístupem je tzv. metoda scénářů. Scénář představuje soubor jevů tvořený popisem budoucích situací a posloupností událostí, které umožňují přechod z původní do budoucí situace.

V regionálním marketingu rozlišujeme:

- možné scénáře: de facto zahrnují vše, co si lze představit z pohledu rozvoje regionu nebo obce;
- realizované scénáře, které jsou uskutečnitelné za předpokladu určitých předem známých omezení;
- žádoucí scénáře pohybující se v rámci možného řešení, přičemž toto nemusí být nezbytně uskutečnitelné;
- scénáře tendencí, jež jsou založeny na promítání stávajících tendencí, takže nemusí být nejpravděpodobnější, neboť v budoucnu je možno očekávat určité zásady do současných tendencí
- kontrastní scénáře, úmyslně využívající tzv. anticipační postup, na jehož základě se pokoušejí charakterizovat budoucí situaci ostře kontrastující se současností.

Scénáře jsou v zásadě: optimistické, mírně optimistické a pesimistické.

Postup při vypracování scénářů je rozčleněn do sedmi základních fází, jimiž jsou:

1. Vypracování profilu příslušné územní jednotky.
2. Analýza hlavních činitelů sledujících dosažení retrospektivy vývoje a definování možných situací, včetně silných a slabých stránek, příležitostí a hrozeb.

3. Analýza finančních prostředků, které region nebo obec mohou reálně na uskutečnění strategického plánu vynaložit.
4. Vlastní vytváření scénářů.
5. Vypracovávání alternativních strategií, (tj. alternativních cest vedoucích k uskutečnění dílčích cílů); jsou zaměřeny na základní tržní segmenty regionů či obcí – na občany, podnikatele, potencialní investory, návštěvníky a turisty.
6. Vypracování akčních plánů pro uskutečňování stanovených cílů.
7. Vlastní vypracování strategického plánu, jeho monitorování a průběžná aktualizace.

Další závažnou součástí strategického plánování prováděného na úrovni regionů je v dané souvislosti **vytváření tzv. akceleračních scénářů**. Jsou zaměřeny buď na vytváření, nebo na podporu tzv. růstových ohnisek (pilířů a os ekonomického rozvoje) Jejich charakteristickým rysem je podnikatelský přístup. Při jejich vypracovávání se do značné míry uplatňuje analýza SWOT. Akcelerační scénáře počítají s přilákáním investic do regionu. Pokud jde o příliv investic především ze zahraničí, využívají se i možnosti plynoucí z přeshraniční a mezinárodní spolupráci

Věcné předpoklady pro realizaci scénářů je možno rozdělit na:

- **infrastrukturní** – jsou zaměřeny na vytváření víceúčelových hospodářských zón, či jedné zóny a na nabídku komerčních budov a pozemků,
- **institucionální** - předpokládají zejména existenci specializovaných útvarů rozvoje na úrovni regionu a měst, činnost regionální rozvojové agentury; efektivní systém výměny informací mezi institucemi státní správy – včetně takových vládních institucí, jako jsou Czechinvest a orgány územní samosprávy; rozvinutou institucionální základnu regionální znalostní báze reprezentovanou vysokými školami, ústavy základního a aplikovaného výzkumu s vědeckotechnickými prvky.

Základním strategickým plánem některých našich regionů a obcí je tzv. stabilizační scénář Je programově orientován na podporu rozvojových aktivit, zvláště z pohledu pólů a os ekonomického rozvoje neintegrováných, hospodářsky marginálních nebo postižených subregionálních center. Aplikuje se dnes hlavně v Moravskoslezském a Ústeckém kraji a v kraji Vysočina.

Jeho charakteristickým rysem je dosti opatrný pozvolný přístup , jehož cílem je perspektivní posilování konkurenční pozice regionu cestou systematického potlačování jeho slabých stránek. Preferují se hlavně kooperační vazby se silnějšími centry a podporuje se rozvoje plošných ekonomických aktivit v zemědělství, lesnictví, v cestovním ruchu a rekreaci (často s vládními finančními intervencemi).

Předpokladem úspěšnosti takového stabilizačního scénáře je :

- existence území celkově připravených pro investiční činnost,
- nabídka kancelářských a dalších prostor v komerčně využitelných objektech nacházejících se ve veřejnoprávním vlastnictví,
- zabezpečení specializovaných služeb poskytovaných potenciálním investorům krajskými a městskými úřady a regionálními rozvojovými agenturami,
- efektivní systém výměny informací mezi institucemi státní správy a územní samosprávy spolu se zprostředkováním informací soukromým podnikatelským subjektům, hlavně v oblasti cestovního ruchu, rekreace, zemědělství a lesnictví.

e) Klíčové marketingové strategie aplikované ve strategickém plánování

Na podporu realizace stabilizačního plánu se zejména v členských státech Evropské unie doporučují následující **dvě marketingové strategie**:

- a) **Strategie jednoho cílového trhu** (s důrazem na upřednostnění malých a středních investorů – přednostně ve strukturálně postižených subregionálních centrech),
- b) **Nerozlišovací marketingová strategie**, která je výhodná pro subregionální centra – s nižším počtem obyvatel.

Pokud jde o ostatní strategické plány rozvoje regionu, mají všeobecně následující strukturu :

- 1) stanovení souhrnné strategické vize rozvoje regionu,
- 2) vymezení strategických prioritních oblastí.

Stanovení souhrnné strategické vize rozvoje regionu v sobě – podle metodiky vypracované Evropskou unií – zahrnuje především určení následujících strategických cílů:

- optimálního způsobu rozvoje lidských zdrojů,
- stanovení cesty vedoucí k posílení hospodářského významu regionu, zvláště ke zvýšení přínosu cestovního ruchu,
- vymezení postupu směřujícího k celkovému zlepšování kvality života občanů
- stanovení způsobu prosazování principů trvale udržitelného rozvoje

Komplexní rozvoj lidských zdrojů, který představuje jednu z důležitých podmínek úspěšné realizace strategického plánu **je zaměřen hlavně na uskutečňování projektů spojených se zvyšováním vzdělanosti obyvatel** regionu. Zmíněný postup je všeobecně hodnocen jako jeden z faktorů – vedle celkového ekonomického rozvoje a ekonomického z kvalitování sociální infrastruktury – zlepšování kvality života obyvatel regionů a obcí.

Na základě určení strategických cílů se **vymezují strategické prioritní oblasti**. Obvykle se stanovuje šest základních priorit:

Priorita č.1 : Rozvoj průmyslu, služeb a technické infrastruktury.

Má jí být dosaženo především cestou transferu moderních technologií, manažerského know-how a rozvoje vědeckovýzkumných aktivit. Nastíněná priorita v sobě zahrnuje :

- zlepšování kvality podnikatelského prostředí regionu a obcí,
- přípravu průmyslových či víceúčelových hospodářských v obcích,
- všeobecnou podporu rozvoje regionu státními orgány a institucemi,
- prohlubování přeshraniční a ostatních forem mezinárodní spolupráce,
- vytváření regionálního informačního a poradenského centra pro potenciální zahraniční investory.

Priorita č.2 : Rozvoj zemědělství a venkovských oblastí.

Důraz klade v první řadě na posílení zaměstnanosti na venkově. Její uskutečnění – jak především zkušenosti z členských států Evropské unie naznačují – předpokládá:

- restrukturalizaci a stabilizaci zemědělství lesnictví a navazujícího zpracovatelského průmyslu;
- podporu místních specifík výroby a služeb, (hlavně v oblasti vinohradnictví, ovocnářství příměstského zahradnictví, školkařství a osivářství, zlepšování genofondu zvířat i rozvoj agroturistiky a ekoturistiky, řemesel, myslivosti a rybářství);
- podporu mimoprodukčních funkcí zemědělské a lesnické výroby, včetně uskutečňování programu revitalizace krajiny a nepotravinářského využití zemědělských produktů (obvykle se akcentuje vodohospodářská funkce krajiny, diverzita lesních porostů, zvyšování kvality půdy, energetické využití vybraných zemědělských produktů – např. bionafty);
- integraci ekonomických a ekologických rozvojových strategií cílených na podporu rozvoje venkovských oblastí;
- rozvoj odbytových center a podporu finalizace zemědělských výrobků, jakož i zlepšování marketingu zemědělství;
- obnovu a rozvoj venkovských sídel s důrazem na uchování rázovitosti venkova a jeho stavebního fondu, především památek selské architektury.

Priorita č.3: Rozvoj cestovního ruchu.

Je spjata většinou s celkovým rozvojem malého a středního podnikání v regionu. Cílem je v první řadě dosáhnout zvyšování příjmů z cestovního ruchu a s ním spojený růst zaměstnanosti. Priorita v sobě zahrnuje:

- podporu výstavby základní a doprovodné infrastruktury cestovního ruchu, tj. ubytovacích a gastronomických zařízení, turistických cyklotras, rekreační využívání vodních cest, rozvoj kulturní, zábavní a sportovně-rekreační infrastruktury;
- podporu budování regionální organizační struktury cestovního ruchu (sítě regionálních a lokálních turistických organizací, zavádění informačního a rekreačního systému, rozvoj poradenských regionálních center);
- podporu zlepšování turistického image regionu (cestou uplatňování zásad marketingu, certifikace turistických služeb, podpory profesního vzdělávání pro turistický ruch);
- podporu regenerace kulturního a přírodního dědictví, zvláště památkových zón a rezervací, celkové zvyšování přírodní atraktivity území.

Priorita č.4: Lidské zdroje a sociální infrastruktura.

Cílem je posilování vzdělanosti obyvatelstva, kultivace trhu práce, zlepšování kvalifikační struktury pracovníků a snižování místních a regionálních rozdílů ve společnosti. Součástí je orientace na vytváření občanské a informační společnosti a rovněž dlouhodobá podpora rozvoje neziskového sektoru.

Ve snaze dosáhnout uskutečnění výše uvedených cílů se doporučují následující opatření:

- rozvoj regionálních struktur celoživotního vzdělávání,
- zvyšování adaptability zaměstnavatelů a zaměstnanců cestou rozvoje profesního vzdělávání, včetně rekvalifikačních programů;
- rozšiřování nabídky a zvyšování kvality zdravotní a sociální péče;
- rozvoj prvků občanské a informační společnosti;
- vytváření podmínek pro využívání volného času cestou rozvoje kulturních, sportovních a dalších aktivit obyvatelstva.

Priorita č.5: Životní prostředí.

Důraz je položen na :

- prosazování zásad trvale udržitelného rozvoje v tvorbě a ochraně kulturní krajiny (protierozní programy, budování přírodních parků)
- omezování negativních dopadů lidské činnosti na základě rekultivace devastovaných ploch a odstraňování starých ekologických zátěží s cílem omezovat emise do životního prostředí;
- vypracovávání a schvalování environmentálních koncepcí obcí a zavádění ekologických manažerských systémů;
- podporu rozvoje obnovitelných a alternativních zdrojů energie s důrazem na energeticky a surovinově nenáročnou recyklační a maloodpadové technologie

Priorita č.6 : Dopravní dostupnost regionu.

Hlavním záměrem je zkvalitnit úroveň veřejné dopravy a celou dopravní infrastrukturu. Proto se většinou doporučuje:

- dobudovat a modernizovat páteční dopravní síť regionu;
- modernizovat a dobudovat komunikace regionálního významu, v první řadě silniční síť;
- zlepšit dopravní obsluhu regionu veřejnou dopravou – a tím zvyšovat mobilitu obyvatelstva. Podtrhává se zejména prioritní význam městské a příměstské dopravy.

f) Strategické plánování a ochrana životního prostředí na úrovni mikroregionů

Plánování na municipální úrovni je základem strategického plánování na mikroregionální bázi. Mikroregiony mohou být vymezeny administrativně správním aktem, nebo mohou být vytvořeny na základě uzavřené smlouvy o sdružení obcí. Ve smlouvě jsou vymezena práva a povinnosti členů.

Smluvně vytvořené mikroregiony se formují především s cílem sdružit materiální prostředky municipalit k zabezpečování některých obligatorních a fakultativních služeb, pro plynofikaci, budování kanalizačních sítí, čističek odpadních vod, a k dalším zejména investičním aktivitám. Současně stále více představitelé regionů se snaží napravovat dříve způsobené škody na životním prostředí, případně stávající alespoň minimalizovat. Zkušenosti potvrzují, že nastíněný postup je poměrně účinný. Předpokládá ovšem jistá šetření: marketingová, sociologická a další, jež by měla předcházet přijetí závažných rozhodnutí.

Nejčastější aktivitou mikroregionů je předkládání integrovaných projektů pro budování a zkvalitňování infrastruktury členských obcí. Na realizaci těchto projektů by především malé obce neměly dostatečné množství finančních a dalších materiálních prostředků. Jde o aktivity, které na venkově především souvisejí s uskutečňováním programů obnovy české a moravské vesnice a které se bezprostředně váží k tvorbě a k ochraně životního prostředí.

Určitým podnětem k formování mikroregionů se rovněž stala postupující změna ekonomických vztahů na naší vesnici. Současná zemědělská družstva přestala do značné míry zajišťovat některé aktivity, které dříve byly pro ně v některých regionech příznačné, jako jsou stravování a doprava družstevníků, kulturní, sportovní a někde i vzdělávací a rekreační činnosti. Ty dnes organizují hlavně svazy a spolky: hasičů, chovatelů, zahrádkářů a další. Některé z činností zabezpečují právě mikroregiony. Patří

k nim zvláště budování infrastruktury, zvláště dopravních spojení v rámci mikroregionů, poskytování určitých podpor podnikatelům, využívání místních kulturních tradic k pořádání různých kulturně vzdělávacích a společenských aktivit, podpora aktivit vyvíjených ochránci životního prostředí.

Vzhledem ke skutečnosti, že se mikroregiony vytvářejí na základě smluv, jejichž signatáři jsou představitelé obcí, mikroregiony jsou současně důležitými subjekty v jednání s orgány státní správy, podnikateli, neziskovými organizacemi, občanskými iniciativami a správci infrastruktury. Pokud jde o podnikatelské aktivity, mikroregiony jako rozsáhlejší entity jsou v jednání s podnikateli – například o cenách služeb – daleko více respektovány, než jednotlivé obce. V dané souvislosti se v neposlední řadě oceňuje i skutečnost, že mikroregion mimo jiné představuje také větší trh.

Jak dokládají poznatky z dalších evropských států, mikroregiony mohou lépe vytvářet nová pracovní místa pro místní obyvatele a jsou schopny více zainteresovat místní podnikatele k tomu, aby přednostně zaměstnávali zdejší občany. Navíc v členských státech Evropské unie mají – pokud dobře spolupracují s podnikateli a jestliže se jim daří zvyšovat podíl občanů na řízení věcí veřejných – možnost ucházet se o podporu nejen z vládních fondů, ale i z některých strukturálních fondů a z Kohezního fondu.

Veškeré uvedené skutečnosti dokládají objektivní potřebu aplikovat vybrané manažerské a marketingové přístupy na úrovni mikroregionů., včetně jejich využívání ve strategickém plánování. Strategické rozvojové plány musí být zde koncipovány – obdobně jako plány obcí – jako nástroje dlouhodobé – a potažmo střednědobé projekty koordinace veřejných a soukromých aktivit ekonomického, sociálního, kulturního a ekologického rázu na území mikroregionu. Takto pojatý plán se všeobecně pokládá za jednu ze základních podmínek reálného řízení a koordinace rozvoje území.

Pokud jde o základní funkce výše zmíněného plánu rozvoje mikroregionu, patří k nim obecně:

- definování společenských zájmů mikroregionu a současně jeho dílčích částí, tj. měst a dalších obcí, podnikatelských subjektů a obecně všech zde žijících občanů,
- konkretizace základních předpokladů uskutečňování společných zájmů,
- optimalizace územně-technických a sociálně-ekonomických podmínek pro rozvoj – především v oblasti podnikání a bydlení (včetně investic),
- koordinace vynakládání veřejných prostředků investovaných v regionu,
- definování dlouhodobých záměrů hospodářské a sociální politiky,
- posilování vědomí sounáležitosti občanů města s regionem (včetně podnikatelů),
- zvýšení pozornosti k problematice ochrany životního prostředí.

g) Strategické plány rozvoje obcí a jejich místo v ekonomii veřejné správy

Důležitou součástí uskutečňování regionálních strategií je vypracování a uskutečňování strategických plánů rozvoje obcí, v první řadě měst. Jejich hlavním **posláním** je napomáhat dosažení vyváženého sociálně-ekonomického rozvoje municipalit – a potažmo i vyváženého rozvoje celého regionu. Jako takové jsou

dokladem dlouhodobé koordinace veřejných a soukromých aktivit demografického, ekonomického, sociálního, kulturního a ekologického charakteru.

Strategii obce je možno v zásadě charakterizovat stanovování cílů vycházejících z vize rozvoje municipality a postupů, jako i akčních plánů, které mají vést k jejich uskutečnění. **Partnery obce** při uskutečňování jejího strategického plánu můžeme rozdělit na **interní a externí**.

Interními partnery jsou všichni občané mající v obci své trvalé bydliště, podnikatelská sféra, návštěvníci, instituce veřejného sektoru, společenské a zájmové skupiny a sdružení v obci rozvíjející činnosti.

Za externí partnery municipality obce lze označit úřady státní správy, krajské zastupitelské orgány, politické strany a občanská sdružení, zahraniční a domácí investory, nadace, fondy, sdělovací prostředky a veřejnost jako celek.

Strategický rozvojový plán obce má přirozeně úzký vztah k jejímu územnímu plánu vypracovanému přibližně na desetileté období. Tento územní plán definuje nezbytné investice realizovatelné ve sledovaném časovém horizontu. Jako takový musí zejména vymezovat perspektivní plochy, které mohou být nabízeny investorům a rozhodovat o lokalizaci infrastruktury.

Strategický plán na rozdíl od územního plánu je ovšem dokumentem, který je převážně vypracováván v písemné podobě a je doplněn různými schématy. K tomu aby komplexní program rozvoje municipality mohl plnit stanovené poslání, je nezbytné, aby obsahoval určité faktory, v první řadě následující:

- analýzu situace obce (včetně stavu jejího životního prostředí) jako východisko tvorby strategického plánu, která by mohla být podpořena i výsledky sociologického průzkumu;
- základní charakteristiku municipality a hodnocení jejího postavení v regionu;
- charakteristiku funkčních systémů obce (demografické instituce, problematiku trhu práce, bydlení, ekonomických aktivit v obci, v stavu školství, zdravotnictví, sociální péče a dalších veřejných služeb, dopravní situace, stavu infrastruktury, sportovních a rekreačních aktivit a možností, společenských aktivit a možností jejich zkvalitňování)
- hodnocení limitů a bariér rozvoje, včetně vnějšího a vnitřního kontextu rozvoje;
- katalog projektů jako integrální jako integrální součást strategického rozvojového plánu;
- nástin způsobu uskutečňování komplexního programu rozvoje.

Pokud jde o postup při vypracovávání municipálních strategických plánů, uplatňuje se především **analýza SWOT**. Na jejím základě se hodnotí jak vnitřní faktory obce (tj. její silné a slabé stránky), tak vnější, či externí faktory (tudíž příležitosti a hrozby).

Analýza vnitřních faktorů je s pomocí metody SWOT přednostně soustředěna na:

- a) analýzu fyzických a přírodních podmínek obce (zeměpisné polohy topografických podmínek – popisu terénu, vyznačení nadmořské výšky – přírodních zdrojů, kvality přírodního prostředí);

b) analýzu obyvatelstva (počtu mužů a žen, lidí v produktivním a postproduktivním věku, počtu domácností, věkové struktury, hustoty osídlení, národnostní a vzdělanostní struktury);

c) analýzu ekonomiky municipality (zaměstnanců – podle hospodářských sektorů, pozic největších podnikatelů a vymezením počtu zaměstnanců, strategických partnerů, specifických možností a rizik, role malých a středních podniků a vyhodnocení rozvojových trendů);

d) analýzu trhu práce (míry nezaměstnanosti a tendence jejího vývoje, přehledu počtu volných pracovních míst a jejich porovnání s celostátním a – právě v případě obcí – také s regionálním průměrem počtu každoročně nových absolventů středních a vysokých škol, přehled o obtížně zaměstnaných skupinách obyvatelstva);

e) analýzu infrastruktury regionu či obce (technické infrastruktury, silniční, železniční, příp. místní dopravy, telekomunikací, rozvodů a čištění vody, likvidace tuhých komunálních odpadů, dodávek elektřiny a plynu),

f) analýzu občanské infrastruktury: (bytové politiky, školství, zdravotnictví a sociální péče, kultury, historických památek a péče o ně, zařízení pro sport a rekreaci, ubytovacích a stravovacích zařízení, obchodu a služeb);

g) analýzu podnikatelského prostředí (množství využitelných prostor – výrobních areálů, volných budov pozemků kancelářských a nebytových prostor, vyjasněnosti majetkových vztahů, existence tzv. podnikatelských inkubátorů a podnikatelských parků, regionálního poradenského a informačního centra, agentury pro regionální rozvoj, využívání místních surovinových a lidských zdrojů podnikateli).

Analýza externích faktorů se přednostně se přednostně zaměřuje na postihování takových faktorů a trendů, jež region a obce ovlivňují zvenčí. Jedná se zejména o:

- ekologické a ekonomické využívání nových surovinových či energetických zdrojů;
- rostoucí význam služeb a cestovního ruchu;
- klesající průměrnou velikost podniků, odrážející stupeň ekonomické transformace;
- rozvoj dálničních a dalších rychlostních silničních komunikací, budování rychlostních železničních sítí;
- význam marketingu a záruk kvality
- rostoucí význam nezamořeného životního prostředí;
- zvyšující se význam kontaktů mezi firmami, veřejnoprávními institucemi a vzdělávacími centry.

Tyto principy, k jejich uskutečňování mohou významnou měrou přispět i marketingové přístupy a metody, jsou obecně platné a realizovatelné jak v případě velkých měst, tak i malých obcí. Proto je třeba k nim přihlížet i v regionálním marketingu, pro něž vytváří příznivé podmínky.

Zpracování strategického plánu rozvoje obcí je – jak četné zkušenosti potvrzují – potřebným východiskem pro vytváření a pro implementaci v něm dosažených dílčích plánů a záměrů. **Nesporný význam má především pro:**

- stanovení konkrétních investičních záměrů, které mají být v obci realizovány;
- sestavování ročních rozpočtů municipalit;
- novelizaci (v případě potřeby územního plánu rozvoje);
- vypracování, posuzování a implementaci regionálních plánů, pro něž jsou základním východiskem municipální plány
- vypracování, posuzování a implementaci strategie rozvoje mikroregionů.

Vytvoření strategického plánu je v neposlední řadě základním předpokladem proto, aby volení představitelé mohli dlouhodobě sledovat a vyhodnocovat jeho realizaci. Zkušenosti z členských států Evropské unie potvrzují, že **vyhodnocení** - a na jeho základě i aktualizace – by měly být provedeny nejméně jednou ročně. V případě takového postupu lze tudíž odhalovat skryté zdroje a možnosti pro rozvoj - a tím zpřesnit implementaci plánu.

Průběžné hodnocení tudíž představuje jeden z velmi důležitých úkolů zastupitelů obcí a regionů. Hejtmani, starostové, jejich zástupci, řádní a ostatní zastupitelé jakož i pracovníci krajských a obecních úřadů jsou proto povinni zajišťovat průběžné monitorování realizace plán – a na tomto základě stanovit potřebu – a současně zdroje – finančních prostředků. Součástí monitorování je vyhodnocování účetnictví a rozpočtů minulých let a pohledávek, závazků, úvěrů a dotací.

h) Význam komunikace s veřejností při tvorbě strategií regionálního a municipálního rozvoje

Komunikace s občany jako významný rys budování demokratické společnosti má na regionální, mikroregionální a na obecní úrovni mimořádný význam. Do značné míry rozhoduje o úspěšnosti realizace strategických rozvojových plánů, neboť jen cestou komunikace s občany mohou volební představitelé naplňovat vize dosažené ve strategických plánech. Komunikace je zvláště důležitá ve velkých městech, kde vzhledem k rozsahu problémů, které je nutno řešit a počtu diverzifikovaných skupin občanů - je zároveň nejsložitější.

O to větší důraz se klade na správné nastavení komunikačního mixu, který je důležitou součástí jakékoli marketingové strategie. Jeho hlavním úkolem je objasňovat význam a zaměření strategického rozvojového plánu, včetně opodstatněnosti jednotlivých rozhodnutí, které volení představitelé v jednotlivých fázích uskutečňování přijímají. Budování a prohlubování zpětné vazby s veřejností je tak integrální součástí komunikačního mixu na úrovni regionu a menších územních jednotek.

Komunikační mix – s přihlédnutím k tomu, co již bylo konstatováno – je tudíž reprezentován různými typy komunikace se subjekty, jímž region, mikroregion či obec představují své produkty. Touto cestou se snaží ovlivnit znalosti, postoje a chování občanů jako zákazníků ve vztahu k nabízeným produktům. Důležitou roli v něm hraje prosazování zásad tzv. „Společné identity“ (corporate identity) již lze charakterizovat jako souhrn sdílených hodnot, názorů a přístupů všech složek (obyvatel regionu, mikroregionu nebo obce). Zahrnuje v sobě jak prvky materiální povahy (jména, loga, symboly), tak nehmotné prvky.

V obecné teorii marketingu jsou za **nástroje komunikačního mixu** označovány:

- reklama a propagace,
- osobní prodej,
- podpora prodeje
- a public relations.

Rozdíl mezi komunikačním mixem v podnikatelském sektoru a v neziskovém sektoru regionů a obcí spočívá zvláště ve skutečnosti, že zatímco podnikatelský subjekt usiluje o maximalizaci svého zisku, obec a region se přednostně snaží uspokojit potřebu veřejných služeb dosažením cílů, které jsou stanoveny ve strategickém rozvojovém plánu.

Z uvedeného důvodu v marketingu pro neziskový sektor hraje daleko větší úlohu fenomén partnerství.

Další rozdíl se projevuje ve způsobech prezentace produktů, záměrů a cílů. Regiony a obce preferují – mimo jiné i vzhledem k omezeným finančním prostředkům – neplacené formy prezentace, v první řadě na tiskových konferencích a v mediích. Proto znalost přípravy a řízení tiskových konferencí má v public relations regionů a obcí mimořádný význam. V budoucnu by se u nás mohlo počítat s možností organizovat videokonference (především s městy – dvojníky ze zemí Evropské unie v rámci tzv. „twinningu“), jejichž prostřednictvím budou kraje a města propagovat své produkty, zvláště v oblasti cestovního ruchu.

Vlastní propagace bývá zaměřena zejména na externí zákazníky obce (tj. investory, návštěvníky), případně na nové obyvatele. Naproti tomu možnosti osobního prodeje služeb jsou značně omezené a spočívají zejména v dobře organizovaném přístupu volených představitelů a zaměstnanců krajských a obecních úřadů k výběru partnerů a k jednání s nimi.

Pokud jde o nástroje podpory prodeje, nejvíce se dají využívat pro přilákání zájmu zákazníků různé cenové úlevy, (hlavně v případě nájemného pozemku a budov) a investice obcí do přípravy pozemků, které jsou na trhu nabízeny potenciálním investorům. Uvedený postup volí rostoucí počet našich měst.

Postupně se uplatňují i **nástroje tzv. marketingu** událostí spočívajícího v inscenování zážitků, včetně jejich plánování a organizace. Zmíněný přístup má dnes významné zastoupení v rozvoji turistických aktivit. Jejich cílem je vyvolávat psychické a emocionální podněty, které jsou zprostředkovány pořádáním různých akcí zaměřených na podporu image regionu nebo obce a jejich produktů. Patří sem různá vinobraní, trhy spojené s předváděním starých řemesel, atd.

V tomto směru důležitou roli organizátora vedle úřadů, krajů a obcí hrají stále více podnikatelská sdružení a informační centra obcí, především měst, která jsou postupně zřizována. Uvedená centra vypracovávají – mimo jiné – profily obcí, obsahující základní informace o nich, o jejich infrastruktuře a o nabízených místech pro podnikání. K dalším takovýmto propagačním materiálům patří prospekty, pohlednice, mapy, výroční správy o hospodaření obcí, plakáty, kalendáře a nabídkové katalogy. Větší města využívají k propagaci svých produktů v rostoucí míře i internet. Důležité místo

v marketingu událostí mají i různé neziskové a charitativní akce, v nichž se spojuje úsilí řady subjektů.

Pokud jde o **public relations**, jejich klíčovým posláním na úrovni kraje a obce je:

- systematické budování image obce;
- posilování identifikace obyvatel s obcí (tj. povzbuzování místního patriotismu);
- poskytování přístupu k informacím obcí a jejich správních a samosprávních institucích;
- vytváření podmínek pro uplatnění nápadů a připomínek občanů;
- úsilí o optimální komunikaci s veřejností a o její pokud možno maximální informovanost.

V krajích a ve velkých městech za public relations obvykle odpovídají tiskoví mluvčí městských úřadů.

Třebaže komunikační mix je zaměřen především na potenciální zákazníky a na občany, nemalou roli v něm hraje i komunikace uvnitř úřadu a mezi orgány územní samosprávy a státní správy, jakož i komunikace mezi volenými představiteli a pracovníky úřadů na jedné a iniciativními skupinami občanů na druhé straně.

Celkově ovšem hlavními **cílovými skupinami** komunikačního mixu zůstávají:

- potenciální investoři,
- návštěvníci obcí nakupující zdejší produkty;
- drobní investoři (zvláště zájemci o stavbu rodinných domků);
- správci a majitelé bytového fondu;
- projektanti
- zastupitele a všichni občané

K tomu, aby komunikační mix obce a regionu mohl být dlouhodobě účinný, je nezbytné, aby byl zapracován do strategických plánů jejich rozvoje. Komunikační mix, jeho cíle a zaměření, se tak stal významnou součástí rozvojových strategií.

2. Veřejná správa a ochrana životního prostředí

Doc. Ing. Ilona Obršálová, CSc.

Části:

1. **Nové přístupy k environmentálnímu managementu ve veřejné správě**
2. **Eko-efektivnost a cíle politiky ochrany ŽP**
3. **Vyčíslování škod na životním prostředí**

2.1 Nové přístupy k environmentálnímu managementu ve veřejné správě

Při prosazování environmentální politiky na všech úrovních řízení se v soudobých zahraničních (Schaltegger, Burritt 1996, Kamer 2003, Gilpin 2000) i našich koncepcích (Moldan 1997, Hájek 2000 aj.) vychází z těchto předpokladů:

- *Důsledné vyžadování eko-efektivnosti,*
- *Uplatňování principu TUR.*

Spojení obou požadavků je třeba dovést do řeči konkrétních opatření. Jako východisko se na současné úrovni poznání doporučuje přehodnotit dosavadní tradiční pojetí managementu podle jednotlivých složek a rozšířit chápání vlivu antropogenních činností v území a jejich řízení jako problémově orientované a posuzovat synergie účinků škodlivých vlivů (pokud jsou samozřejmě známy, jinak by měl být uplatňován princip předběžné opatrnosti). S tím souvisí i prosazování integrovaných koncepcí s odpovídajícími informačními nástroji. Dalším požadavkem je postupný přechod k uplatňování tržně orientovaných nástrojů environmentální politiky namísto administrativních nástrojů a centrálního řízení. Eko-efektivnosti je věnována samostatná kapitola pro velkou významnost této problematiky. Velmi důležitou úlohu v environmentálním managementu sehrává veřejná správa. Reformní snahy jsou v poslední době zaznamenávány v řadě zemí, v návaznosti na nové směry New Public Management byla vyvinuta doporučení pro veřejnou správu, která byla označena jako New Public Environmental Management, kde je zřejmá snaha o přenos zkušeností z managementu podniků do specifického prostředí veřejné správy.

Snaha o změnu přístupů ze strany veřejné správy má značnou oporu i ve vývoji environmentální politiky našeho státu. Významným administrativním opatřením v rámci environmentální legislativy bylo přijetí zejména zákona o integrované prevenci a kontrole znečištění IPPC¹, ve kterém některé shora uvedené principy jsou zakotveny

¹ zákon č.76/2002 Sb., o integrované prevenci a kontrole znečištění IPPC

nebo určitým způsobem budou usměrňovat činnost veřejné správy odlišným způsobem, než dosavadní složkové přístupy.

Prostorový dosah (dopad lokální, regionální a globální), složité vztahy v přírodních systémech a existence *přelévání externích efektů* nutně vyžaduje zpracování obrovského množství detailních primárních informací a jejich zpracování do podoby využitelné pro rozhodovací procesy. Problematice informačního zajištění je věnována samostatná kapitola.

Při hledání optimálního postavení veřejné správy v oblasti managementu ochrany životního prostředí je nutné vycházet ze specifík životního prostředí jako veřejného statku s vlastnostmi jako je především nevylučitelnost ze spotřeby a nerivalita (Stieglitz, J.E.1997).

Prostorové externí efekty nejsou v oblasti životního prostředí jen negativní, z realizovaných opatření na ochranu životního prostředí mají užitek i další regiony. Vzniká zde proto požadavek prostorové ekvivalence – ten, kdo má užitky z opatření na ochranu životního prostředí, má nést i náklady. To však v mnoha případech nelze vzhledem zmíněné existenci přelévání a prostorových vzdáleností.

V současné době je v zahraničí diskutován návrh jednoho z možných přístupů řešení ochrany životního prostředí a správy. Navrhuje se (Frey 1991 s.278, Schaltegger 1996 s.31), aby oblast správy byla vymezena *oblastí vzniku škod* (např.oblast, která nese škody ze znečištění řeky jako recipientu průmyslových škodlivin, nebo oblast postižená zimním smogem apod.). Jednotlivé oblasti se budou samozřejmě překrývat a management ochrany ŽP by byl v těchto případech orientován na problém, nikoliv na snižování jednotlivé škodliviny (např. VOC). V takto vymezených oblastech se předpokládá otevření tržních přístupů a užití tržní nástrojů, jako jsou např. známé systémy prodeje emisních práv. Aplikace tohoto přístupu je zatím spojená s mnoha problémy – nemožnost přesného vymezení hranic takovéto oblasti, překrývání správních kompetencí, informační problémy, nemožnost využít tohoto principu v všech problémech (např. mobilní zdroje), složitost politického prosazování, konflikty zájmů apod. Nicméně je tento přístup výrazně inovační a nadějný do budoucna po rozsáhlé diskuzi a hledání řešení negativních stránek.

Dalším přístupem diskutovaným v zahraničí je využití nástroje známého z podnikového managementu a jeho transformace pro efektivní dosažení cílů environmentální politiky – *eko-controllingu*. Eko-controlling se sestává z několika modulů (tvorba cílů, informační management, podpora rozhodování, prosazování a řízení a komunikace). Specifické problémy s uplatněním jsou spojené se vznikem škod a s alokací nákladů. Vypracované návrhy na úrovni státního eko-controllingu opouštějí tradiční pojetí řízení podle médií životního prostředí a navrhují řízení problémů ŽP (letní smog, skleníkový efekt apod.), řízení je orientováno problémově. Je tlak na koncentraci klíčových problémů a opouští se tradiční akcent na stanovené mezních hodnot zátěže. Navrhuje se výrazný přesun k tržně orientovaným nástrojům.. Významně se posiluje důležitost průhledného sledování eko-efektivnosti. S tím je spojený i tlak na poskytování informací a vydávání zpráv o příčinách, stavu životního prostředí a vzniklých důsledcích.

Významným krokem k revitalizaci státní environmentální politiky je zavedení nástrojů managementu do politiky a správy. Centrálním nástrojem je v privátní sféře controlling. Není žádný důvod pro to, aby také nemohl být využíván ve správě a podporoval organizaci, řízení a prosazování environmentální politiky. Rozlišují se moduly:

- stanovení cílů
- informační management
- podpora rozhodování
- řízení a kontrola
- opatření a výsledky.

Státní environmentální politika není jen izolovaná resortní politika, organizovaná podle médií ŽP, ale vykazuje silné vazby k ostatním politikám (dopravní, zemědělská, zahraniční...).

Významnou funkcí ekocontrollingu je informační management. Potřebné informace se dají rozdělit na dvě skupiny:

- kvalitativní data (preferance, škodlivost,...),
- látkové a energetické toky.

Látkovými a energetickými vstupy jsou pro tento účel surovinové zdroje, biomasa, voda, vzduch, fosilní a regenerativní zdroje energie, ostatní materiály a látkovými a energetickými výstupy emise všeho druhu do ovzduší, vody, půdy.

Pro inventarizaci účinků na ŽP existují v současné době různé koncepce. V literatuře jsou popsány přístupy, které lze kategorizovat schematicky takto:

Nemonetární metody:

- Přírodovědně orientované metody (vážení na základě příspěvku k určitému environmentálnímu problému, klasifikační a charakterizační metody, metody orientované na udržitelnost)
- Socio-politicky orientované metody (vážení na základě společenských a politických cílových hodnot, metody orientované na zátěž, metody orientované na nejvyšší přípustné hodnoty)

Monetární hodnotící metody:

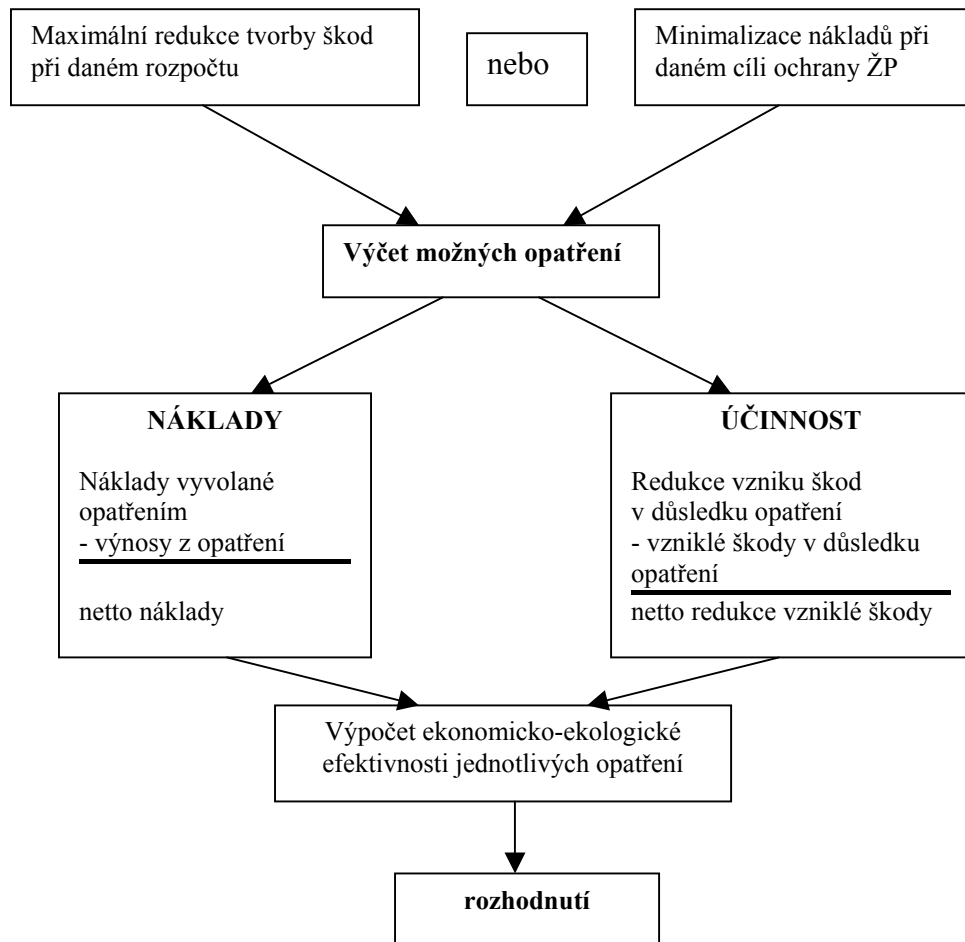
- Socioekonomicky orientované metody

(nepřímé preferenční zjišťování – prostřednictvím trhu, metody hodnocení škod, nákladové metody, metoda tržní ceny, přímé preferenční metody – zjišťování prostřednictvím dotazů, laboratorní experimenty, kontingenční metody).

Významnou roli v environmentálním managementu hrají *ekonomické nástroje*, jako jedna z nejdůležitějších možností internalizace externích efektů způsobovaných antropogenními činnostmi v území. Tyto nástroje je nutné rozvíjet z toho důvodu, že oproti administrativním nástrojům dávají možnost volby mezi placením např. poplatků a mezními náklady vyhnutí se platbě. Problematika ekonomických nástrojů environmentální politiky je velmi rozsáhlá a k tomuto tématu již existuje obsáhlá literatura (např. Garrod 1999, Callan 1996, Moldan 1997 aj.). Při hledání souvislostí s eko-efektivností je třeba poukázat na fakt, že v tomto případě chybějí informace (individuální mezní náklady na odstranění znečištění). Veřejná správa při stanovení výše poplatků nemůže odvodit optimální řešení. Využívá se druhého nejlepšího řešení – přístupu standardní ceny (např. Baumol W.J., Oates W.E. 1988, Kramer 2003, Schaltegger 1996 s.150 a další), výše poplatku je odvozena na základě elasticity poptávky po „zboží“ – čistém životním prostředí.

Nové přístupy v oblasti uplatňování těchto typů nástrojů se ubírají několika směry. Nákladová a alokační efektivnost bude v první řadě ovlivněna volbou způsobu měření – vstupů, výstupů žádoucích a nežádoucích, investic, souvisejících aktivit apod. V literatuře jsou vedeny diskuze o výhodách přechodu od řízení výše emisí k řízení problémů životního prostředí, tedy o trendu neřešit přípustné výše emisí, ale komplexní problém vyplývající ze synergie vlivů. To vyžaduje i rozdílný přístup prostorový, tedy uvažovat region, kde vlastní škoda vzniká. Další inovací v ekonomických nástrojích je *obchod s emisními certifikáty*. Tato možnost je prakticky ve světě využívána dlouhou dobu, postupně bylo vyvinuto strategií několik (Bubble Policy, Offset Policy, Netting, Emissions Banking). Obecně tento nástroj funguje tak, že veřejná správa na základě inventarizace emisí a jejich účinků v určité oblasti stanoví celkovou sumu emisí v oblasti. Na tuto sumu se vydají povolenky, kde každá zní na určitou výši emise a stanoví se cena této povolenky. Jednotliví producenti jsou povinni zakoupit tolik povolenek, kolik činí jejich emitované množství. Na základě možnosti obchodovat s výši emise (prodávat zbylé povolenky při snížení výše emise apod.) se původní cena ustálí na základě rovnováhy nabídky a poptávky. Obchodovatelná povolení (certifikáty) lze zavést jak ve vybraném území, tak v mezinárodním měřítku a otevřít obchod s emisemi. V současné době tento velmi efektivní nástroj, který se dá označit jako tržní, je velmi citlivý k politickým rozhodnutím, naposledy byl diskutován i je uplatňován v souvislosti s plněním závazků Kjótského protokolu. Širší aplikace naráží v současné době na etický a politický problém – situace kapitálově silných subjektů, které mohou povolení skupovat a blokovat ekonomický rozvoj slabších (ať podniků nebo zemí).

Zavádění ekonomických nástrojů musí mít i stránku *posouzení efektivnosti nástroje*. Problematice efektivnosti je věnována samostatná kapitola, zde je pojednáno o vztahu k výběru nástroje. Zde jsou v popředí distributivní účinky opatření, nikoliv alokační efektivnost, ta je pak sledována analýzou přerozdělování. Je nutné rozlišovat mezi *analýzou nákladové účinnosti a analýzou nákladů a užiteků*. V prvním případě se sleduje, jak jsou veřejné prostředky užity z hlediska alokační efektivnosti, tedy využití financí tam, kde se dosáhne nejlepšího cíle. U druhého případu je analýza spojena s problémem nemožnosti monetárně vyčíslit všechny efekty. V takových případech se pracuje s odvrácenými škodami jako užítky. Proces sledování analýzy nákladové účinnosti je znázorněn na obr. č.1.



Obrázek 1: Postup stanovené ekologické nákladové efektivity. (Podle Schalteggera 1996, s. 210)

Ekonomicko-ekologická efektivnost je pak podílem netto redukované škody k netto nákladům. Při podrobném zpracování v uvedených krocích se naráží na problematiku srovnatelnosti, pokud je třeba např. stanovit náklady/výnosy na jednotku odstraněného znečištění. Má-li opatření kombinované účinky (např. vedle odstraněného SO₂ je redukován obsah prašnosti v ovzduší, BSK₅ v odpadních vodách atd.) je nutné hledat společnou bázi přepočtu. Tento problém je zmiňován v kapitole o efektivitě.

Opatření na ochranu životního prostředí přinášejí pro veřejnou správu ještě další problém, kterým je přerozdělování. Náklady a užitky jednotlivých zainteresovaných skupin nejsou rovnoměrně rozděleny a proto se provádí *analýzy rozdělování*, které by měly nerovnosti identifikovat a kompenzovat. Potřeby přerozdělování mají svou příčinu také ve ztrátě fiskální ekvivalence. V této fázi se zjišťuje: rozsah předmětu analýzy, kdo tvoří zatíženou skupinu nebo co za území je postiženo, čím bude skutečnost popisována, kdo ze situace profituje a kdo nese náklady. Pro rozhodování a případných transferech ve smyslu narovnání nerovnováhy mezi těmi, kteří mají výhody a kteří nesou náklady se v zahraniční literatuře opět doporučuje pojetí regionů vzniku škod („cluster“ problému životního prostředí) jako objektivnější podklad pro rozhodování a koncept méně náchylný ke vzniku nátlakových skupin.

Tyto koncepce a jejich rozsáhlé diskuze vyústily v návrhy a doporučení pro veřejnou správu. Jsou známy pod pojmem **New Public Environmental Management (NPEM)** a jsou příspěvkem k diskusi o reformách správy v evropském kontextu. Je předložena koncepce k ověřování a diskusi, která využívá zkušeností z privátní sféry. Tato oblast je při aplikacích na problematiku veřejné správy velmi citlivá – veřejná správa je služba ne všechny principy, zejména založené na tvorbě zisku může využívat. Přesto je řada možností k využití a docílení větší efektivity práce veřejné správy.

K tomu, aby mohl být NPEM jako revitalizační program prosazován je potřebná příprava pracovníků veřejné správy. Nutné pobídky jsou doporučovány ve dvou úrovních:

- kvalitnější kontrola politiků a úředníků dokonalejšími hodnotícími koncepty
- dovedení většího politického tlaku do nových institucionálních rámcových podmínek správy.

První požadavek vyšší transparentnosti práce veřejné správy je podporován změnami v občanské společnosti a zahrnuje celou pobídek, které lze ve stručnosti charakterizovat dále popsáním způsobem.

Na rozdíl od soukromých firem není ve veřejné správě nelze výkon a prestiž manažerů vztahovat na tržní výsledky, náklady jako měřítko efektivního výkonu nedávají přesnou informaci. Životní prostředí je statkem veřejným s problémy z toho vyplývajících pro efektivnost ochrany životního prostředí. Pracovníci veřejné správy nemají automatickou zpětnou vazbu o připravenosti trhu platit za kvalitu a o nákladové efektivnosti poskytovaných výkonů (např. opatření redukce znečištění). Vývoj dalšího zkvalitňování práce veřejné správy ve smyslu NPEM vede k vytváření metodických podpor rozhodování, informačního zabezpečení a strategických doporučení. Patří mezi ně v posledních letech zejména:

- Lepší koncepty měření a přípravy dat o stavu ŽP (LCA – hodnocení životního cyklu, ekonomicko-ekologické účetnictví, monetární oceňování škod, zprávy o ŽP – „zelené zprávy“);
- Vývoj podnikoekonomických manažerských konceptů pro veřejnou správu (controlling, hodnotící mzdové systémy pro úředníky, - vychází se New Public Management;
- Zkvalitnění národohospodářských konceptů směrem k účinnějším státním opatřením.

Druhý požadavek vyplývá ze změn rámcových podmínek jako finanční krize veřejných rozpočtů, zvyšující se konkurence, klesající důvěra občanů ve veřejnou správu, vývoj nových manažerských metod a metod k hodnocení výkonu ústí pak pod heslem New Public Management do snah o zvyšování efektivity ve správě.

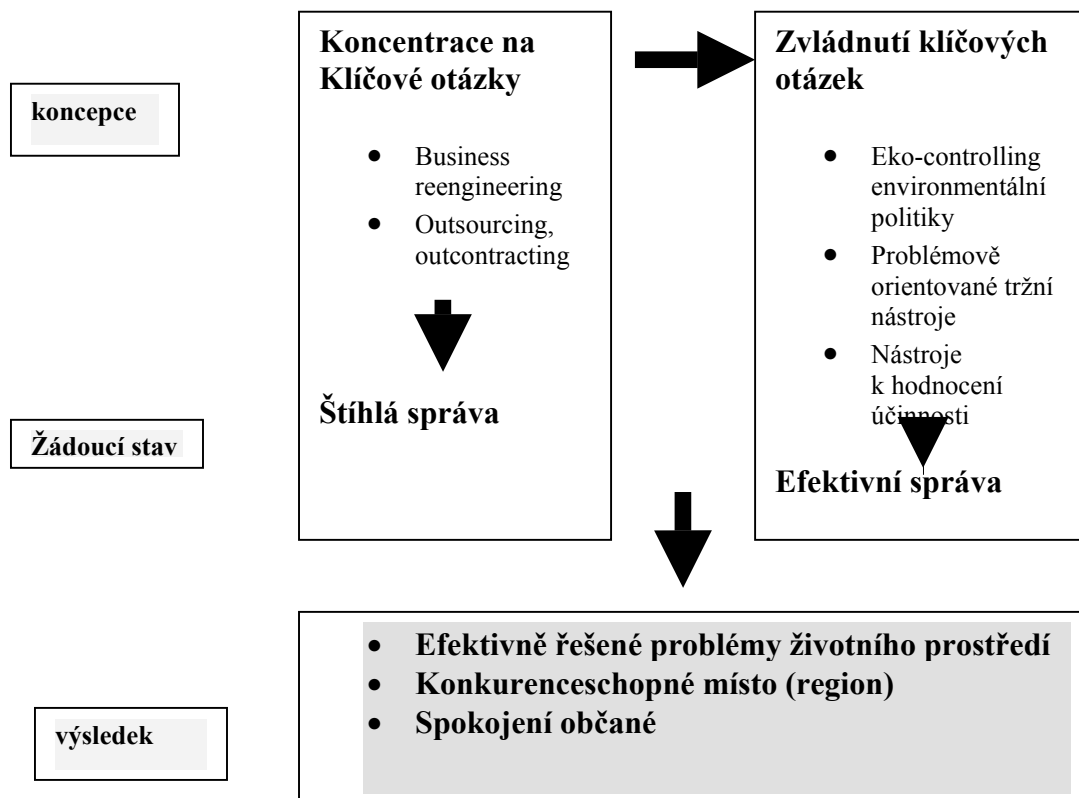
Ve středu pozornosti New Public Management stojí oddělení normativní, strategické a operativní úrovně managementu. Analogicky jako NPM se zakládá NPEM na dělbě práce mezi politiky (vláda, parlament), veřejnou správou a privátní sférou. Normativní management musí usilovat o demokratické určení zřetelných environmentálních cílů, pobídkové struktury orientované na výkon a globální rozpočet, vymezení regionů tvorby škodlivin, vytvoření konkurence při plnění úkolů ochrany ŽP. Strategický management musí přesně vymežit zadaný úkol a určit kým bude vykonáván. Operativní management pak určuje postupy plnění cíle a určuje jakými nástroji se cíle budou realizovat.

Aby bylo možno hodnotit výsledky činnosti managementu životního prostředí, doporučuje se sledování podle těchto měřítek:

- *Výkonová efektivnost* - zlepšování podnikové efektivnosti k dosažení určitého outputu (např. výstavba a provoz čistícího zařízení s určitými výkonnostními parametry);
- *Efektivnost úkolu* – výkon správy (úřadu) může být naproti tomu poměřován efektivností úkolů, které jsou spojeny s určitým environmentálním užitkem (např. redukce emisí odpadních vod do Labe s cílem dosažení určité kvality řeky a to s určitým rozpočtem);
- *Účelnost* – politici a správa ochrany ŽP se zajímají účinky na ŽP vyvolané opatřeními VS. Určují úkoly správy vzhledem k určitým cílům s určitým rozpočtem (např. zlepšit kvalitu Labe o 20% aniž by obyvatelstvo neslo podíl na nákladech).

Zavádění principů NPEM do veřejné správy předpokládá obecně postup:

1. koncentrace na klíčové otázky
2. zvyšování efektivnosti řešení těchto klíčových otázek.



Obrázek 2: Koncepce NPEM (podle: Schaltegger, Kubat et al. 1996)

Koncentrace na klíčové otázky předpokládá zabývat se činnostmi veřejné správy, jejichž prováděním může být pověřen někdo jiný. Zde se opět doporučuje využití zkušeností ze soukromé sféry. Známy postup *business reengineering* (kritika úkolů) zjišťuje, zda odpovídající úkoly skutečně musí být splněny (kritika účelu) a jestli úkoly jsou plněny ve správném množství a kvalitě a účelně nositelem úkolu (kritika

provedení). Výsledek může ústit k zeštíhlení veřejné správy ŽP (lean agency), nemusí všechny úkoly vykonávat sama a může využívat postupů známých z managementu průmyslových podniků jako je outsourcing a outcontracting. *Outsourcing* představuje vytvoření samostatné soukromé ziskové jednotky za předpokladu přesného určení cílové hodnoty vykonávaného výkonu doposud státem. Pod pojmem *outcontracting* se rozumí soukromoprávní smlouva o externím výkonu. Může mít formy buď výkonového outcontractingu (správa určuje, kterými prostředky bude environmentální problém řešen) nebo úkolového outcontractingu (správa určuje kvalitativní kritéria).

Pokud se týče organizační struktury, měla by být využívána problémově orientovaná, flexibilní organizace, pokud možno ne podle médií životního prostředí. Doporučuje se organizační princip založený na problémově orientované ploché organizační struktuře, na principu regionů vzniku škodlivin.

Druhá fáze NPEM znamená zaměření na efektivnost státní správy při zvládnutí klíčových environmentálních úkolů. Předpokládají se dvě významné úlohy u „štíhlého úřadu ŽP“:

- řízení chování příznivého pro životní prostředí jak jednotlivých občanů, tak organizací pomocí nástrojů environmentální politiky;
- řízení výstavby a provozu environmentálních výkonů jako je čistička odpadních vod, skládka nebezpečných odpadů, spalovna apod.

Centrální úlohou státu je řízení chování, které je příznivé k ŽP a to jak u organizací, tak i jednotlivců. Manažer ochrany ŽP musí směřovat k problémově orientovaným cílům v rámci území vymezeného tvorbou škodlivin. Kontroluje nejen dodržování zákonů, ale především řídí příspěvky k jednotlivým environmentálním problémům. Oproti dnešnímu stavu, kdy jsou jednotlivé části řízeny úzkými specialisty ŽP, jde při NPEM o to, aby prosazení cílů ochrany ŽP se odehrávalo v procesně a týmově orientovaném pracovním procesu, který je řízen projektovým manažerem. Projektoví manažeři regionů vzniku škodlivin jsou angažováni dosáhnout s minimem nákladů maximálního efektu. (ekologicko-ekonomická efektivnost). Proto nabývá stále většího významu nasazení tržních přístupů a principů eko-controllingu. Eko-controlling slouží zde především pro koordinaci a integraci nutných informací do informačního systému o ŽP a do systému environmentálního zpravodajství. Systematicky budovaný informační systém musí také podporovat komunikaci s občany, proto účinné vykazování environmentálního zpravodajství musí být směřováno k potřebám občanů (orientace na zákazníka). Management takovýchto regionů může přenechávat určité funkce soukromé sféře (např. formou outcontractingu).

Další významná úloha veřejné správy ochrany ŽP je zajišťování veřejných výkonů ochrany životního prostředí. Při řízení chování k zaměřené k výkonům je důležitým měřítkem při zajišťování environmentálních služeb také globální rozpočtování. Dosažená kvalita (výstup) musí být jasně definována. Měřítko úspěchu (např. prostřednictvím techniky benchmarkingu) musí být předem vymezena (přesné ukazatele provádění). Důležitým předpokladem aplikace úloh controllingu je možnost kontinuálního srovnávání žádoucích a dosažených hodnot a finanční účetnictví. K zajištění nákladové efektivnosti se předpokládá pravidelné hodnocení ze strany manažera takovýchto regionů se zaměřením na kontrolu spokojenosti občanů. Proto by v této oblasti měly být systematicky uplatňovány metody průzkumu trhu. Předpokládá

se roční vydávání zelených zpráv a interní a externí revize aktivit veřejné správy v oblasti ochrany životního prostředí.

Zásady Státní politiky ochrany ŽP musí být aplikovány při respektování řady postulatů (Schaltegger 1996 s.3):

- Orientace na problémy místo regulace jednotlivostí (smog – VOC);
- Integrovaná koncepce namísto dílčího řešení (problémové environmentální zákony nebo jejich části kontra integrované manažerské koncepce;
- Řízení trhem místo centrálního plánování státem (tržní ekonomické nástroje jsou účinnější než zákazy a příkazy);
- Systematická analýza účinků namísto následných korektur;
- Regionalizace a soutěž namísto centralizace (problémy ŽP mohou být nejlépe vyřešeny v ohraničeném prostoru tvorby škodlivin a jestliže jsou vytvořeny rozhodovací pravomoce a soutěž mezi nabídkami řešení);
- New Public Environmental Management namísto byrokratické správy (správní úřady se musí koncentrovat na efektivní řešení klíčových problémů – restrukturalizovat úřady ŽP tak, aby skutečně mohly řídit a nikoliv spravovat celý resort (důležitými instrumenty jsou zde outsourcing, outcontracting, nové pobídkové systémy apod.).

2.2 Eko-efektivnost a cíle politiky ochrany ŽP

Samotné pojetí eko-efektivnost je diskutováno od počátku devadesátých let (Schaltegger, Burritt 2000,s.46, Hájek 2000, Seják 1994 aj.). Metodické rozpracování pro účely měření je uváděno po konferenci Rio 1992 zejména v doporučeních OECD, WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) a dalších. V pojetí OECD *eko-efektivnost vyjadřuje takovou efektivnost, při které jsou využívány ekologické zdroje k uspokojování lidských potřeb. Může být vyjadřována jako poměr výstupů ke vstupům, kde výstupem je hodnota produktů nebo služeb produkováných firmou, sektorem nebo ekonomikou jako celkem a vstupem je celkový úhrn environmentálních tlaků generovaných firmou, sektorem, ekonomikou. WBCSD definuje eko-efektivnost: je dosahována dodávkou zboží a služeb oceněných v konkurenci a uspokojujících lidské potřeby a přinášejících kvalitu života a zároveň progresivně redukuje ekologické vlivy a intenzitu využití zdrojů po dobu životního cyklu v úrovni, která je dána únosnou kapacitu Země.*

Efektivnost je multidimenzionální koncepce, má různé interpretace, podíl výstupů a vstupů lze podle účelu vyjadřovat nejrůznějším způsobem. Lze ji vyjadřovat finančními termíny, finanční efektivnost sleduje zda a jak dlouho aktivity mohou být udržitelné v ekonomickém smyslu. Pokud je efektivnost sledována v technických termínech, pak se jedná o produktivitu, např. měřenou outputem za jednu hodinu nebo outputem vztáženým na zaměstnance. Jiný pohled na klasifikaci může být např. podle rozsahu (procesní, podniková apod.). Podle účelu lze rozlišovat efektivnost alokativní apod.

Zde používáno nadále chápání ekonomicko-ekologická efektivnosti jako vztahu mezi tvorbou hodnot k tvorbě škod. Toto pojetí lze aplikovat jak na podnik, tak i na region.

Jako ekologická efektivnost může být interpretován poměr mezi mírou výstupu a mírou environmentálního vlivu.

$$\text{Ekologická efektivnost} = \frac{\text{Output}}{\text{Přidaný environmentální vliv (PEV)}}$$

Environmentální přidaný vliv je míra všech dodatečných environmentálních působení, které jsou posuzovány ve vztahu k environmentálním vlivům (danou environmentální investicí vzniká žádoucí i dodatečný nežádoucí efekt).

Lze rozlišit dva typy ekologické efektivnosti: produktová a funkční. Produktová je vztažena na celou dobu životnosti výrobku a funkční je vztažena na specifickou funkci v každé časové periodě. Ekologicky efektivní management by byl pak takový stav, kdy by byl vysoký poměr mezi prodejem výrobků nebo funkčním plněním a přidaným environmentálním dopadem. Výrobová ekologická efektivnost je poměr mezi zajištěním jednotky výrobku a environmentálním vlivem vytvořeným během celého nebo části životního cyklu výrobku. Ekologická funkční efektivnost je spojená s environmentálními vlivy provádění určité funkce v určitém čase (např. doprava osob na určitou vzdálenost, provedení určité výrobní operace apod.). Ekologická funkční efektivnost je pak opět definována jako poměr mezi provedením určité funkce a spojeným environmentálním dopadem.

V dalším bude pojednán pojem eko-efektivnosti, jako klíčového pojmu. Zde je spojována dimenze ekonomické i ekologické efektivnosti. Ekonomicko-ekologická efektivnost (eko-efektivnost) je poměrem mezi změnou hodnot a změnou v přidaném environmentálním efektu. Je nutné upozornit na to, že pojetí eko-efektivnosti nepokrývá veškeré aspekty trvale udržitelného rozvoje (jako např. socio-kulturní, politické apod.). (Schaltegger, Burritt 2000 s.361).

Eko-efektivnost, také nazývaná E^2 efektivnost je vyjádřena jako:

$$\text{Eko-efektivnost} = \frac{\text{Přidaná hodnota}}{\text{Přidaný environmentální vliv}}$$

Toto pojetí je považováno za velmi flexibilní a může být aplikováno na nejrůznější problémy, v různé agregaci a oblastech činnosti. Výrazným způsobem mohou k operacionalizaci pojmů podniková eko-efektivnost a TUR přispět nové koncepce informačních systémů, jako je především environmentální účetnictví. To zahrnuje jednak nutné úpravy v dosavadním vykazování nákladů a výnosů (diferencované účetnictví v monetárních jednotkách) a ekologické účetnictví, kde jsou změny účtovány ve fyzických jednotkách. Pro stanovení eko-efektivnosti jsou důležité informace i z konvenčního účetnictví (manažerského a finančního).

Problém eko-efektivnosti je v současné době v literatuře (Schaltegger, Burritt 2000 s.51) intenzivně zkoumán. Jsou navrhovány ukazatele analogické ekonomickému posuzování. Metody posuzování environmentálních investic využívají přístupů hodnocení čistých environmentálních vlivů investice, ať se jedná o koncovou technologii nebo integrovanou investici. Posouzení se musí týkat nejen efektivnosti vložených finančních prostředků, ale i účinnosti investice a její „spravedlnosti“. Do posouzení jsou brány informace o přidaném environmentálním vlivu způsobeném výrobou, údržbou a nakládáním s odpady a environmentální vliv redukováný technologií (např. spalovny, čističky apod).

Pro environmentální posuzování efektivnosti jsou zvoleny tyto přístupy:

- 1. Ekologická doba návratnosti investice (EPP)**
- 2. Ekologická celková výnosnost investice (EAR)**

EPP měří za jak dlouho se podaří redukovat environmentální vlivy způsobené investicí. Vypočítává se vztah mezi environmentálními vlivy způsobenými vstupem environmentální technologie a roční redukcí vlivů, které z toho vyplývají. Tato klíčová kalkulace je specifickým zájmem pro plánování prevence znečištění. Jestliže se neužije diskontování, pak metoda ekologické doby návratnosti netrpí podstatnými slablinami konvenční finanční metody stanovení návratnosti. Místo toho se užívá přístupu diskontovaného cash flow (např. net present value).

$$EPP = \frac{\text{Přidaný environmentální vliv vstupní investicí (PEV)}}{\text{Roční redukce EIA danou investicí}}$$

Investice je výhodná v ekologických termínech jestliže její životnost je delší než EPP. Teoreticky vzato, mohou být do výpočtu vzaty všechny vlivy během životního cyklu investice. Prakticky jsou vlivy obvykle vybrány pouze za klíčové substance (např. CO₂, voda, energie). Samozřejmě jsou jako ve finanční návratnosti ekologické užitky nejsou specifikovány za dobu rovnováhy (zvratu) užití EPP.

Metoda EAR byla použita také pro hodnocení prevence znečištění. EAR měří zda přidaný environmentální vliv byl redukován investicí a jak mnoho během životnosti investice. Absolutní hodnota hrubé redukce přidaného environmentálního vlivu (např. 200 jednotek) je dělena přidaným environmentálním vlivem způsobeným preventivní investicí (např. 100 jednotek):

$$EAR = \frac{\text{PEV redukováný za celou dobu životnosti investice}}{\text{PEV způsobený investicí}}$$

Investice je efektivní v ekologických termínech jestliže je tento zlomek větší než 1 (v daném případě EAR = 200 jednotek/100 jednotek = 2) a je neefektivní jestliže je menší než 1. Očekávané budoucí environmentální vlivy a redukce nejsou, jak bylo poznamenáno, diskontovány.

Viděno z globálního hlediska (např. pomocí studie Life Cycle Assessment²), mohou být end-of-pipe technologie v ekologických termínech překvapivě neefektivní (s EAR menším než 1). To znamená, že celková dosažená redukce přidaného environmentálního vlivu je menší než přidaný environmentální vliv, který investice způsobila. Bez ohledu na to jsou takovéto investice stále podporovány regulačními mechanismy „command – and – control“.

Značným problémem jsou integrované investice, kde je výpočet eko-efektivnosti složitý s ohledem na vyjadřování environmentálních vlivů způsobených environmentální technologií (přidaný environmentální vliv) a informace o snižování „throughputu“. Relevantní informace zde chybí nebo nejsou úplné, což ztěžuje vyjadřování v ekonomických termínech u těchto investic, které jsou samozřejmě z perspektivního hlediska důležitější než end-of-pipe technologie.

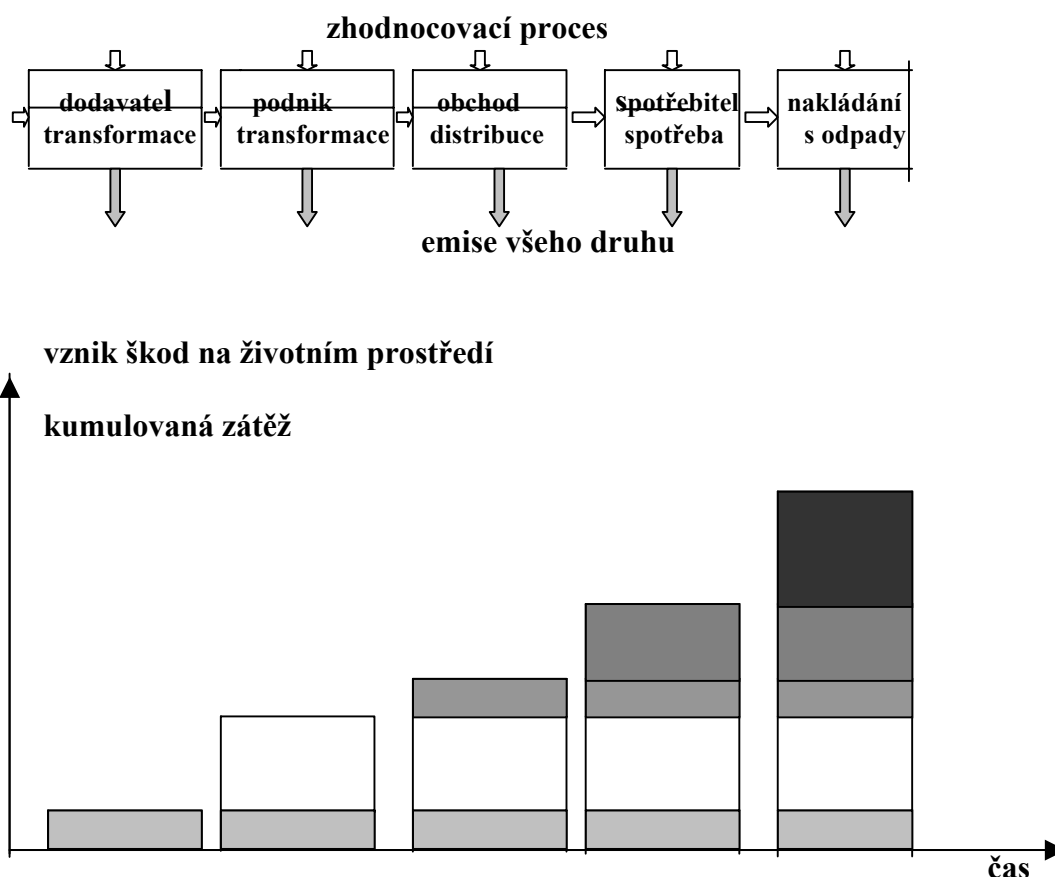
² Tichá M., Černík B.,: LCA skládkování a spalování smíšeného komunálního odpadu. Environmentální aspekty podnikání, č. 1, 2003, s.5-6

Užitečnou informací pro rozhodování je diskontování očekávaných užitků/nákladů, problémem je volba diskontní míry, která je citlivou záležitostí s ohledem na mezigenerační přenos důsledků environmentální zátěže. Tato otázka není teoreticky uzavřena, diskutují se výhody a nevýhody odložení řešení environmentálních vlivů.

Problematika kritické zátěže území, mezní hodnoty, kumulativní zátěž

Častým problémem bývá u hledání nejefektivnější varianty nemožnost srovnání environmentálního efektu v naturální podobě, např. nesrovnatelnost efektů v ochraně ovzduší a ochraně vody apod. To je předmětem dlouhodobých výzkumů, jejichž výstupem jsou návrhy na přepočty srovnatelné báze. Dále je nutné pro výpočty eko-efektivnosti rozšířit chápání vlivu investice nebo opatření na ochranu životního prostředí. Úvaha vychází z analogie řetězce zhodnocovacího procesu od vstupu zdrojů do výroby až po likvidaci výrobku (pojetí posuzování životního cyklu výrobku) s řetězcem vytváření škody, kdy se zátěž životního prostředí kumuluje. Dochází k poškozování nejen samotnou výrobou, ale i vstupy do výroby (využíváním energie, neobnovitelných zdrojů apod.) a nepřímo dopravou, spotřebou výrobků a jejich likvidací po ukončení doby upotřebitelnosti. Schematicky lze toto pojetí znázornit takto:

Zdroje zátěže



Obrázek 3: Proces kumulace zátěže životního prostředí (Podle Frey 1991)

Pro hodnocení zátěže území se začínají v posledních letech využívat tzv. ekobilance. Ty se nejprve soustřeďovaly na kvantifikace toků energií, surovina,

výrobků a odpadů během životního cyklu výrobku (Müller-Wenk 1978, Frey 1991 a další), nyní se pojetí rozšiřuje o hodnocení dopadů činností v území a zasazení do technického rámce. Regionální ekobilance jsou sestavovány v rámci snah o systematiku indikátorů životního prostředí pro hodnocení udržitelného rozvoje měst a regionů. Jsou publikovány i neholistické přístupy, jako např. hodnocení cyklu výrobku "od kolébky po bránu podniku". Sledování životního cyklu – ekobilance je součástí normy ČSN EN ISO 14 041 – 44 LCA.

V průběhu procesu sestavování ekobilancí lze rozlišovat několik fází, k jejichž řešení přistupují různí autoři odlišně. Nejčastěji se uvádějí 4 stupně:

- stanovení cíle a scoping,
- ekoinventář ,
- hodnocení vlivu,
- souhrn a interpretace.

Ve fázi definice cílů je nutné vymezit hranice systému a jednotlivé bilancované funkční jednotky. Ve fázi ekoinventáře se zjišťují účinky na životní prostředí během celého životního cyklu výrobku nebo služby. Hodnocení vlivu a celková agregace znamenají stupňovité převedení ekoinventáře do srovnatelných jednotek a výsledného podkladu pro rozhodovací procesy.

V současné době je známo několik hodnotících metod. Obecně se od nich požaduje úplnost, objektivita, praktická použitelnost a agregovatelnost. Pod pojmem úplnost se rozumí postižení všech vyskytujících se účinků včetně rozboru. Objektivita podmiňuje kvalitu modelu a vyžaduje vědecké zdůvodnění a transparentnost vyjádření. Praktická použitelnost se odvíjí od konkrétní metody a vyžaduje jednoznačnost a jednoduchost vyjádření . metoda by také měla umožňovat agregaci emisí odpadů do všech složek životního prostředí. Najít ideální hodnotící systém není jednoduché. Měl by reagovat na vzácnost zdroje, být stanoven na základě konsensu,, zahrnovat co možná nejvíce látek a brát ohled na komplexitu problému a existující synergie.

Ze známých metod ekobilancí lze jmenovat metodu nejvyšších přípustných imisních koncentrací, metodu materiálových toků ("ekologickou vzácnost") a přístupy orientované na výsledné účinky na životní prostředí. K tomu ještě přistupují metody známé pod označením ABC, EPS a ekobilance zaměřené na činnosti.

Metoda nejvyšších přípustných imisních koncentrací, známá jako koncepce kritického množství, pracuje se škodlivinami rozdělenými podle zátěže složek životního prostředí a nejvyšších přípustných koncentrací. Vypočítává se tzv. kritické množství, které umožňuje agregaci podle složek životního prostředí. Jsou známy různé varianty výpočtu. Stanovené NPK nejsou z více důvodů ideální (způsob stanovení, národní rozdíly, omezený počet škodlivin, synergie účinků atd.). Jako lepší řešení se navrhuje využití hodnot NOEL (no observable effect level). Za nevýhody tohoto postupu lze považovat především to, že se nebere ohled na odbouratelnost škodlivin v prostředí a omezenější použitelnost (nelze aplikovat např. pro hluk).

Metoda látkových toků ("ekologická vzácnost") (Müller-Wenk 1978, Braunschweig 1988) předpokládá, že pro hmotnostní tok látek do prostředí lze vymezit kritickou úroveň, která vyplývá z maximální možné zátěže popř. hranice nadměrného využívání zdroje. Metoda se prakticky využívá, problémem však zůstává stanovení kritické

úrovně. Agregovatelnost a srovnatelnost je zde zajištěna přepočtem podle ekvivalentních koeficientů:

$$A_k = \frac{1}{F_k - F} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c$$

kde :

A_k - ekvivalentní koeficient,

F - roční tok spotřeby popř. emisní tok, tedy skutečná roční spotřeba popř. množství emisí (skutečnost např. průmyslového podniku za rok),

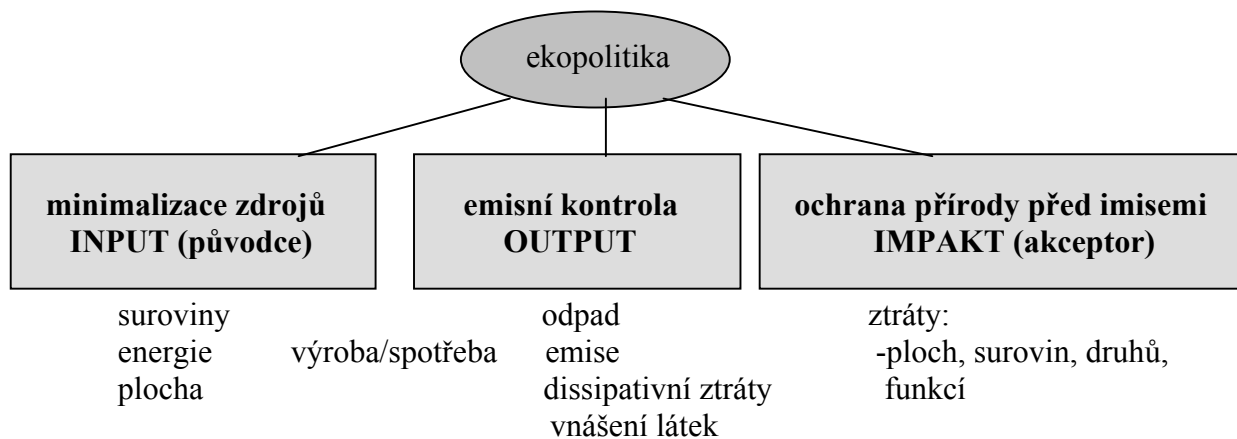
F_k - kritická spotřeba nebo množství emisí (maximálně přípustné v území nebo maximální využití zdroje),

c - korekční faktor (pro převod řádů použitých jednotek).

Méně citovanými metodami jsou např. metoda EPS, která zavádí zátěžové jednotky ELU, dále metoda CML a metoda ABC (activity based costs) (Hofstetter 1994). Přístupy vycházející z entropie systému se orientují na fyzikální aspekty problému. Metoda ekobilancí podle činností vyjadřovaná na ekokontech umožňuje rozšířit záběr na ekobilanci celého podniku. Názvosloví není zatím sjednoceno a v literatuře lze najít i různé varianty uvedených výpočtů.

Pro daný problém se mohou ekobilance využít při hodnocení zátěže území. Znamená to stanovit různé scénáře vývoje podle:

- nároků na zdroje (spotřeba zdrojů, energie, vody, zábory půdy atd.),
- újmy na životním prostředí a strukturálních změn.



Obrázek 4: Přístup k bilancím v živ. prostředí podle vztahu původce - akceptor

Samotné stanovení kritické zátěže je velmi složité. Pro případ znečišťování ovzduší je stanovena kritická zátěž v podobě nejvyšších přípustných imisních koncentrací jen pro několik škodlivin, obdobná je situace i jinde v Evropě. I v případě stanovených NPK pro jiné oblasti v Evropě by jejich převoditelnost byla prakticky nemožná. U některých škodlivin se pro případ absence NPK odvozují únosné zátěže z historických dat, kdy znečištění nenabývalo ještě takových rozměrů (např. ve Švýcarsku pro CO₂ určili jako limitní koncentraci stav roku 1960-Frey (1991)).

Pro půdu existují stavová omezení (vyhláška č. 13/1993 Sb. o nejvyšších přípustných koncentracích škodlivin v půdě). Zatím chybí legislativa obdobná jako v EU, kdy je určeno maximální množství rizikových látek vnášených do půdy (v podobě ročních vstupů všemi cestami např. v g/ha/rok). Transport škodlivin do půdy se odehrává jednak přírodními procesy, ale hlavní příčinou jsou zejména antropogenní činnosti (depozice škodlivin ze vzduchu, kontaminace vodou, ropnými látkami atd.).

U problematiky kritické zátěže je také významné rozlišovat mezi procesem poškozování, kdy navenek zatím nejsou patrné změny a mohou být popsány např. určitými změnami v organismu (enzymy) a se kterými se může organismus i vyrovnat a vlastní škodou, jako výsledným stavem.

Synergie působení škodlivin, faktor času v hodnocení škod na životním prostředí

V době zpřístupnění informací o životním prostředí se rozhodování o aktivitách v území děje ve zdánlivé informační explozi. Řada informačních systémů popisuje realitu stavu životního prostředí v mnoha případech v takové podrobnosti, která je pro účely rozhodování o činnostech v území zcela zbytečná. Tradičně se, a to i v nově budovaném jednotném informačním systému o ŽP na MŽP, sledují informace o jednotlivých složkách separátně, respektive se v IS popisuje vazba: příčiny - stav - důsledky. I přes poměrně kvalitní znalosti o dílčích důsledcích průmyslové činnosti na jednotlivé složky životního prostředí je zatím jen velmi málo prozkoumána oblast synergických důsledků při působení více škodlivin nebo obecně příčin.

Kritérium trvale udržitelného rozvoje může být zabudováno do rozhodovacích procesů na jakékoliv úrovni teprve za předpokladu, že se bude brát zřetel nejen na ekonomické a ekologické zájmy, ale také sociální a politické. Z tohoto důvodu je nutné pohlížet na celý problém působení chemického průmyslu v území z komplexního hlediska a interdisciplinárně s důrazem na možné synergetické účinky jednotlivých dílčích impaktů.

Celá tato oblast je mimořádně složitá, protože se jedná o problém, kde dochází ke ovlivňování přírodních a společenských procesů a kde je nutné očekávat stochastický průběh výsledných efektů.

Obecně se pojmem synergetika označuje disciplína, která se zabývá kooperativními jevy, tedy takovými, při kterých nelze výsledek obdržet pouhou sumací vlastností podsystémů. Synergetika jako teorie vzniku nových kvalit se uplatňuje všude tam, kde se vlivem různých okolností mění kvalita systému.

V posledních letech se synergetika jako disciplína nejvíce rozvíjela ve fyzice, kde se chápala jako teorie vzniku nových struktur v systémech s nelineární dynamikou.

Takovéto struktury vznikají za zřetelně definovaných podmínek, jsou stimulované malou poruchou (fluktuací) a sám vznik nové kvality má povahu rychlé kvalitativní změny (Krempaský 1988). Schéma vzniku nové kvality v synergetickém přístupu je: stabilní stacionární stav - nestabilní stacionární stav - porucha - kvalita. Stacionární stav se stane nestabilním v důsledku nelineární dynamiky (popsané nelineárními evolučními rovnicemi). Také v nefyzikálních systémech existuje velká třída jevů, u kterých lze nalézt podobné znaky vývoje.

Synergické jevy jsou popisovány v mnoha jiných systémech. Tak např. v chemii a biochemii byly pomocí synergetiky studovány problémy jako chemické oscilace a prostorové struktury, biochemické struktury důležité pro živé organismy a mnoho dalších. Ve většině případů probíhá přeměna výchozích látek na produkty monotónně. Některé reakční soustavy však, pokud jsou v dostatečné vzdálenosti od reakční rovnováhy, se vyvíjejí nemonotónně a navíc se v nich spontánně objevují nehomogenity. Nejvýznamnější jevy takovýchto reakčních soustav jsou periodické oscilace, prostorové struktury, tzv. chemické vlny, chaotické chování, multistabilita, hystereze a excitabilita. Nelineární jevy v chemii jsou známé a často popisované (Tockstein 1986 aj.). Příklad popisu nelineárního jevu pomocí synergetiky v této oblasti je uveden např. na Bělousovově-Žabotinského reakci (Krempaský 1988).

V biologii se tyto principy uplatnily při studiích buňkové evoluce, při řešení problémů selekce na molekulární a nadmolekulární úrovni apod. Aplikací synergetických analýz jevů v oblasti biologie je známo již mnoho od elementárních modelů biologických procesů po obecnější problémy např. selekce, a hypercyklů na úrovni biologických druhů.

Také v ekologii pomohla k vyjasnění mnoha problémů týkajících se evoluce různých ekologických systémů, kde dochází ke specifické interakci mezi subsystémy (např. modelování bakteriálních kultur, šíření škůdců v podobě ekologických vln apod.). V ekologii často dochází k překvapivým kvalitativním změnám, které lze analyzovat pomocí synergetických přístupů a modelové vyjádření dávají dobré výsledky. Tyto přístupy vzhledem k povaze problémů v ekologii mají již dosti dlouhou tradici, známé jsou Volterrovy-Lotkovy rovnice (Odum 1977), které byly mnohokrát aplikovány a zdokonalovány. Mezi úspěšné aplikace synergetiky v biologii a ekologii patří také popis některých jevů Fickovými difúzními rovnicemi. K synergickým účinkům dochází v oblasti ekologie velmi často, z neznámějších aplikací jsou citována dílčí uplatnění v systémech dravec - kořist, systémech s konkurenčními nebo symbiotickými vztahy. Značné zkušenosti jsou také se synergetickými přístupy při modelování ekologických vln (Haken 1978).

Toxikologie (Ullmann 1981) se rovněž musí zabývat účinky současného působení více substancí na organismus. Rozlišují se účinky *aditivní* (výsledný efekt odpovídá součtu jednotlivých efektů), *více než aditivní* (výsledný efekt je vyšší než suma) a *méně než aditivní (subaditivní)*, kdy je efekt antagonistický nebo inhibiční. První dvě možnosti jsou tedy synergismem, poslední antagonismem.

V ekonomii se v mnoha případech mohou uplatňovat a také uplatňují synergetické metody. Zde se jedná o velmi dynamické systémy, s množstvím nelineárních souvislostí, pro které je využití těchto principů velkým přínosem. Aplikace zejména vycházející z výsledků matematické ekonomie existuje v současné době mnoho, týkají se zejména oblastí ekonomické rovnováhy, teorie cyklů atd., často využívajících analogií v přírodních vědách (Samuelson 1993, Weidlich, Haag 1983, Andrášik 1984). Synergický pohled na problémy sociálně-ekonomické se projevují samozřejmě i na úrovni územní (regionální) ekonomiky, která se stává tak složitou, jako dříve ekonomika

národní. Prosazuje si své vlastní cesty a utváří si vlastní sociálně-ekonomické struktury, odpovídající historicky vzniklým regionálním poměrům. Pojetí synergetiky jako převážně syntetizujícího přístupu k samoorganizaci a samoreprodukci složitých živých a neživých soustav vyžaduje ještě v oblasti sociálně-ekonomické hlubší výzkum, zejména v současných společenských změnách. Sociální synergetika se začíná konstituovat jako součást vědecké synergetiky (Vítek 1990).

Sociologie využívá synergetiky při modelování různých procesů v sociálních systémech jako např. evoluce dvou vzájemně si konkurujících soustav s cílem zjistit nebezpečné okamžiky, které by mohly způsobit konflikt. Sociální pohyb je nesmírně složitou formou pohybu a je nutné si uvědomit značná omezení při analogiích s jinými vědními disciplinami. Znamé jsou již citované práce Weidllicha a Haaga, kvantifikace problému jsou uvedeny např. v práci Třísky a Zieleniece (1983).

Pro zkoumaný problém jsou synergické a kumulativní zátěže velmi důležité, protože se jedná o vlivy, kde nelze vypreparovat jen jeden účinek, ale téměř vždy se bude jednat o kombinace vlivů různého původu. Pro studium kumulativních a synergických zátěží se v současné době nabízí jako metodická pomoc využití geografických informačních systémů. I přes značný informační deficit lze tyto zátěže pomocí GIS vyhodnocovat. Lze zakreslovat v jednotlivých vrstvách nejen emisní zátěž, ale i další charakteristiky, které výrazně ovlivní stav území z hlediska kvality životního prostředí.

Jako podstatné pro sledování naturálního poškození a následně monetárního ocenění se v této souvislosti jeví sledování expozice různých složek životního prostředí kombinacemi škodlivin a hledání dalších závislostí s jinými činiteli. V této oblasti byly v posledních letech zpracovány studie, které sledovaly účinky kombinace škodlivin. Tak např. snížení výnosů nebo poškození zemědělských kultur závisí na koncentraci škodliviny, době expozice, stáří rostliny, vlastnostech půdy, intenzitě světla a vlhkosti. Poškození pouze jednou škodlivinou má zcela jiný průběh než při kombinaci vlivů. Souhrnná odezva může být aditivní, synergická nebo antagonistická. V případě znečištění ovzduší se velmi často objevuje kombinace dusíkatých polutantů spolu s SO_2 a ozónem. Ukázalo se, že poškození listů bylo často způsobeno směsí oxidu siřičitého a dusičného při prahových koncentracích mnohem nižších, než by odpovídalo prahovým koncentracím pro každý z uvedených oxidů působících samostatně. Hlavním důsledkem působení směsi škodlivin je však snížení rychlosti rostlin zejména v průběhu zimy. Důsledky synergického působení SO_2 a NO_x jsou dokumentovány potenciálními růstovými ztrátami, které byly vyhodnocovány v řadě studií.

Např. v Směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě (1996) jsou uvedeny výsledky rychlosti růstu vybraných druhů rostlin, kde se ukazuje výrazné zpomalení při synergii účinků SO_2 a NO_x .

V evropských podmínkách není vegetace obvykle exponována jen SO_2 , ale směsí fyto toxických látek a dalším stresorům (mráz, sucho), které způsobují synergický efekt. Prozatím nejsou jednoznačné závěry, ale ukazuje se, že současné odumírání lesů v Evropě je způsobeno pravděpodobně součinností oxidů siřičitého, dusičitého, ozonu, kyselých depozic a to i při nízkých koncentracích.

Synergické účinky se mohou projevat, jak ukazuje řada studií, i při dlouhodobých expozicích. Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě udává výsledky experimentů, kdy byl k směsi oxidů siřičitého a dusičitého ještě přidáván ozón. Ukazuje se, že prahová koncentrace NO_2 pak může být velmi nízká okolo 0,015 ppm, jestliže je současně přítomen SO_2 0,015 ppm a O_3 v koncentraci 0,03 ppm. Kombinace těchto látek je v podmínkách Evropy velmi pravděpodobná ve srovnání s jinými oblastmi. Zvýšením depozice dusíku jsou především ohroženy především oligotrofní ekosystémy.

V studiích vlivu znečištění ovzduší na zdraví obyvatel byly sledovány účinky jednotlivých škodlivin samostatně a jejich synergické působení (Lave-Seskin 1976 a další). Na základě výsledků získaných ekonometrickým odhadem parametrů stochastické funkce nemocnosti a úmrtnosti v důsledku znečištění lze odhadnout, že např. náklady vyvolané úmrtími ze znečištění ovzduší u působení SO₂ a tuhých částic odděleně jsou 2,1% celkových ztrát, při zahrnutí synergických efektů obou škodlivin cca 3,1%. Na metodě odhadu parametrů funkce nemocnosti byly také založeny studie v bývalém SSSR (Klacková 1982).

Při závěrech synergických účinků různých škodlivin na zdraví populace je formulace opatrná. Vyhodnocení měřených složek znečištění ovzduší ve vztahu k zdraví podle citované publikace je velmi obtížné, řada problémů zůstává nedořešena. Např. není zcela jasné, zda jsou dlouhodobé účinky způsobeny průměrnými ročními hodnotami nebo opakováním zvýšených koncentrací. Podobně zůstává nejisté, které složky např. komplexních směsí oxidu siřičitého a suspendovaných částic se podílejí na nepříznivých účincích, ačkoliv rostoucí pozornost je věnována sekundárním škodlivinám jako zde kyselé sírany.

Hodnocení rizika

Postupy hodnocení rizika jsou pro daný problém velmi významné, hodnotí podle současného stupně poznání rizika, kterým může být vystavena populace a životní prostředí. Hodnocení rizika se sestává ze čtyř částí :

- určení (identifikace) nebezpečnosti,
- určení vztahu dávka – odpověď,
- hodnocení expozice,
- charakterizace rizika.

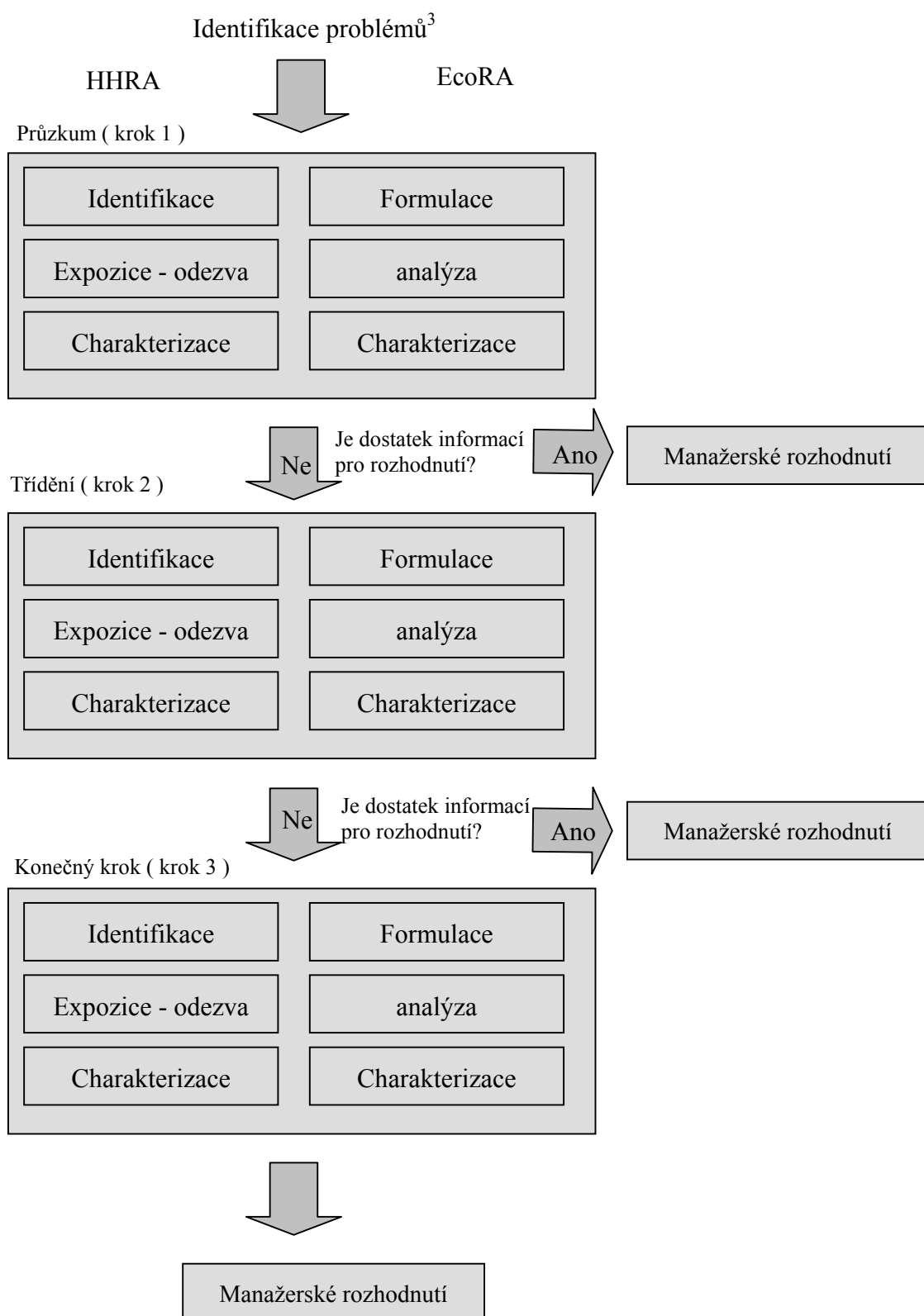
Určení nebezpečnosti znamená sběr a vyhodnocování dat o typech poškození zdraví a životního prostředí, která mohou být vyvolána danými škodlivinami a analýzu podmínek, za kterých k poškození dochází.

Vyhodnocování vztahu dávka – odpověď popisuje kvantitativně vztah mezi dávkou a rozsahem nepříznivého účinku.

Hodnocení expozice je nejvýznamnější část procesu hodnocení rizika a lze ji kvantifikovat přímým měřením koncentrací v prostředí, biologickým monitorováním a modely popisujícími osud látky v prostředí.

Charakterizace rizika zahrnuje syntézu dat a vyjadřuje pravděpodobnost, s jakou sledovaný objekt bude poškozen a sleduje i nejistotu, kterou je výsledný odhad zatížen. (Podrobnosti viz Zpravodaj MŽP, 8,1996).

Pro hodnocení škod na životním prostředí je důležité posouzení jak rizik pro lidské zdraví, tak i riziko pro jednotlivé složky životního prostředí.



Obrázek 5: Hodnocení environmentálního rizika
Podle: CEMC(1996)

³ HHRA(Human Health Risk Assessment)-hodnocení rizika pro lidské zdraví,
EcoRA(Ecological Risk Assessment)-hodnocení ekologického rizika

Velmi často dochází ke kumulaci účinků rozložených v čase a nebo k situacím, kdy je projev časově posunut proti účinku. Tyto případy vyvolávají riziko, které spočívá v komplikovaných vazbách v životním prostředí. Příkladem jsou dlouhodobé účinky znečištěného ovzduší (v našich podmínkách je typické poškození lesů) nebo postupná kumulace škodlivin v organismu apod. Odraz škod bude záviset na přípustnosti (výjimečné možnosti) překročení limitní hodnoty nebo zamítnutí (překročení by znamenalo katastrofu).

Environmentální riziko má jiný charakter ztrát než je tomu např. u rizika v technické nebo ekonomické oblasti:

- vyjádření ztrát a škod je značně složité,
- je častý požadavek nepřekročitelnosti meze, nepřijatelnosti poškození,
- často není možné použít klasického porovnávání ztrát a užitků, protože životní prostředí je statek veřejný.

Pro utřídění a hodnocení rizikových faktorů se používá pyramida hierarchizace rizik (aplikace jsou známé v průmyslu a technické praxi). Využívá se pohledu na riziko z hlediska :

- důsledků rizika,
- pravděpodobnosti rizika,
- pořadí významnosti vymezení rizikových prvků (Macháček 1997).

Pro hodnocení jsou zavedeny formalizační postupy pro odstupňování rizikových faktorů podle souhrnné váhy.

Využití vícekriteriálních analýz pro hledání eko-efektivnosti

Problematické vyjadřování environmentálního efektu při výpočtech eko-efektivnosti nutí k hledání alternativních cest vyjadřování. Jednou z cest je využívání metod *vícekriteriálních analýz* (Říha J. 1996) Známe je využití metody zadané úrovně kritérií nebo výpočtu syntetického ukazatele kvality ŽP, který může být užitečný pro tyto případy při hledání nejlepší varianty řešení z hlediska vlivu na životní prostředí. (Viz Case study TUKP za okres Pardubice).

Příklad využití vícekriteriálního posuzování je případová studie čističky odpadních vod, kde pro výběr vhodné varianty bylo užito metody zadané úrovně kritérií.

Case Study I. - Problematika posuzování efektivnosti environmentálních investic a opatření

Pro čistě environmentální investice platí, že u environmentálních efektů je často problematické shrnutí do jednoho ekonomického kritéria, jakým je např. u výrobních investic celkový čistý výnos. Důvodem je nemožnost srovnatelné ocenění jednotlivých druhů důsledků. Zde je popsána metoda zadané úrovně kritérií jako jedna z dalších multikriteriálních přístupů. Tato jednoduchá metoda může přispět pro rozhodování o volbě nejvýhodnější varianty při zahrnutí nejen ekonomických, ale i environmentálních a sociálních kritérií.

Popis posuzovaných variant

Problém nalezení vhodné metody posuzování jsme ověřovali na příkladu investičního záměru ekonomicky a environmentálně efektivní likvidace čistírenských kalů z ÚČOV Praha. Uváděná čísla jsou z důvodu ochrany dat změněna.

Čistírenské kalý mohou být zneškodňovány několika základními způsoby:

- *přímá aplikace na pozemky,*
- *kompostování s vhodnými dalšími organickými komponenty,*
- *ukládání na skládky,*
- *samostatné spalování kalů,*
- *spalování čistírenského kalu s jinými látkami.*

Základem úvah je sušení kalů, protože pouze u vysoce odvodněného kalu nebo sušeného kalu je možno uvažovat o použití dalších metod vedoucích k úplné stabilizaci čistírenského kalu v životním prostředí. Vhodná varianta musí respektovat platnou legislativní úpravu nakládání s odpady.

K řešení se nabízejí čtyři varianty finální likvidace čistírenských kalů:

- 1. Zemědělské využívání kalů (sušených) dispečerským způsobem.*
- 2. Spalování sušených kalů ve spalovně odpadů Malešice.*
- 3. Spalování sušených kalů v cementárně.*
- 4. Spalování sušených kalů v tepelné elektrárně Mělník.*

Nultá varianta - současný stav využívá odvodněného vyhnílého kalu k rekultivaci skládek (divoké skládky TKO), rekultivaci pískoven, k ozeleňování parků a k aplikaci na zemědělské pozemky. Je smluvně zajištěná plocha o výměře cca 9 500 ha orné půdy. Rozvozová vzdálenost kalů je velmi rozdílná, v průměru se pohybuje okolo 45 km. Současná cena aplikace 1 tuny odvodněného kalu 250 Kč/t zahrnuje dopravu, nájem kompostovacích ploch od zemědělců, míchání kalu při kompostování, rozbory kompostů a půdy, včetně provozu dispečinku. Rozbory odvodněných kalů nejsou v ceně zahrnuty.

Zemědělské využívání kalů má význam pro dostatečný přísun humifikovatelných organických látek do půdy. Dnešní produkce tradičních organických hnojiv kryje u nás pouze asi 70 % potřebných organických látek v půdě. Na základě zahraničních zkušeností z výzkumu, legislativy a praktické aplikace zemědělského využívání čistírenských kalů bylo připraveno zavedení vlastního systému, který bude zabezpečovat cílené rozmísťování kalů na zemědělské pozemky a kontinuální analytickou kontrolu pohybu koncentrací a bilancí mikroelementů a makroživin včetně organické hmoty.

Likvidace kalů skládkováním. Ze souhrnné bilance kalů vyplývá, že v případě skládkování se jedná o potřebu deponovat na vhodné místo ročně místo 73 000 t odvodněného kalu, resp. 25 000 t sušeného kalu. Omezením je vysoký obsah organických látek (měřeno ukazatelem $CHSK_C$). Je nutné proto budovat separátní skládky a také je provozovat nebo platit. při předpokládané ceně 1000 Kč/ t odpadu to znamená náklad cca 73 mil Kč/rok (2001). Z toho se vlastně platí cca 45 mil Kč/rok jen za "uložení vody". V daném regionu je přebytek kapacit skládek, to ale platí jen pro TKO. Dalším problémem tohoto způsobu likvidace je nemožnost pracovat s nesusušenými kalý.

Likvidace kalů spalování ve spalovně TKO Malešice je další možností likvidace společně s TKO. Spalovně byla projektována a její provoz povolen pouze na spalování TKO, na což jsou garantovány limitní hodnoty odcházejících škodlivin. Realizace by vyžadovala souhlas projektanta a výrobce zařízení a povolení orgánů ochrany ŽP a hygienické služby. Spalovna je vybavena čištěním spalin a předpokládá spalování bez větších problému při zachování limitu obsahu Hg ve výchozím materiálu. Technické podmínky určují nutnost vysušení kalů na více než cca 70 % sušiny.

Spalování kalů v cementárně. Provozní spalovací zkouška likvidace odpadních kalů v rotační peci prokázala možnost zařazení vysušených stabilizovaných kalů jako doplňkového paliva pro cementářské rotační pece pro výpal slinku. Komplexní materiálová a emisní měření, analýzy výluhu prokázaly, že spalování tohoto druhotného paliva nemá vliv ani na finální výrobek ani životní prostředí.

Likvidace kalu v Elektrárně Mělník zůstává zajímavou variantou spalování, významnou překážkou je vysoká cena za přepravu, která je srovnatelná se stávající cenou, za kterou je kal likvidován (včetně přepravy).

Pro další posouzení jednotlivých variant byla provedena analýza přepravy podle více hledisek: cena, rizikovost pro životní prostředí, dopravní omezení při přepravě atd.

Je nutné připomenout, že v této fázi bylo hledáno optimální řešení likvidace již nastalého problému. Strategii budoucích let je prevence a proto byla do úvah vzata i varianta aplikace strategie čistší produkce, které by mohla minimalizovat vzniklý odpad u zdroje. Pro finální posouzení byly vybrány citované 4 metody, u nichž jsou v tabulkách 1 a 2 uvedeny investiční a provozní náklady.

Tabulka 1: Investiční náklady jednotlivých variant finální likvidace kalu

Metoda	Popis	IN mil Kč
A	sušení kalů	400,0
	dispečerský způsob	10,0
	celkem	410,0
B	sušení kalů	400,0
	úpravy pro spalování	30,0
	celkem	430,0
C	sušení kalů	400,0
	úpravy pro spalování	40,0
	celkem	440,0
D	sušení kalů	400,0
	úpravy pro spalování	50,0
	celkem	450,0

Roční úhrnné náklady u jednotlivých variant likvidace kalů včetně vlivu inflace jsou uvedeny pro stav produkce kalů (r. 2000 220 t/d s 30 % sušiny v kalu, max. 234 t/d odvodněných kalů nebo 76 t/d sušených kalů).

Tabulka 2: Roční náklady jednotlivých variant

Roční náklady v mil.Kč	A	B	C	D
Doprava	9,5	3,0	5,0	13,0
Poplatky za likvidaci	25,0	45,0	40,0	50,0
Zemní plyn	65,0	65,0	65,0	65,0
Elektrická energie	25,5	25,5	25,5	25,5
Opravy, údržba	15,0	15,0	15,0	15,0
Mzdy	3,0	3,0	3,0	3,0
Monitoring, laboratorní práce	0,0	0,0	0,0	0,0
Odpisy	30,0	30,0	30,0	30,0
Celkem	173,0	186,5	183,5	201,5
Výnosy za výrobu elektrické energie	75,0	75,0	75,0	75,0
Ročně celkem	248,0	261,5	258,5	276,5

K propočtům byly použity aktuálně poskytnuté údaje, odhady nákladů za platbu při spalování v Cementárně (v této sazbě nejsou promítnuty spotřeby energií, mzdy a odpisy - bilancováno souhrnně), předpoklady a kalkulace nákladů na dopravu od několika velkodopravců podnikajících v Praze. Právě u dopravních nákladů je největší nejistota v odhadech, neboť se předpokládá blíže nedefinovaný růst v závislosti na cenách pohonných hmot, který může být i skokový. Obdobné konstatování platí i pro ceny energií. Do kalkulace není zahrnut úrok z případné půjčky na realizaci sušení kalů s kogenerací výroby elektrické energie, neboť není znám zdroj financování a jeho struktura. Došlo by pouze k posunutí výše úhrnných ročních nákladů u všech postupů, kde je počítáno s výstavbou sušárny.

Analýza efektivnosti variant environmentální investice

Pro doplnění analýzy jsme nejdříve využili známé metody převedených nákladů. Tato metoda pracuje pouze s náklady, ale může pro vybrané případy hodnocení environmentální investice posloužit v případě, že se jedná o srovnatelné efekty jednotlivých variant. Do výpočtu pak pro zjednodušení nezahrnujeme

problémovou část analýzy - environmentální efekty. Nejnižší převedené náklady vykazovala varianta zemědělského využití kalů dispečerským způsobem. Jako druhá nejlepší varianta je postup sušení a spalování v cementárně. Využití metody převedených nákladů je známé řadu let, proto se principem výpočtu zde nezabýváme.

Pro volbu finální likvidace kalů je rozhodující posouzení vlivu jednotlivých variant na životní prostředí. Monetární vyjádření je velmi omezené, je nutné se omezit na verbální popis. Základní vlivy charakterizuje tabulka.

Tabulka 3: Verbální hodnocení vlivu investice na životní prostředí

<i>Metoda</i>	<i>Vliv na půdu</i>	<i>Vliv na ovzduší</i>
<i>A</i>	Významný <i>Při zachování podmínek nakládání s kalem je v rámci zákonných norem</i>	Velmi malý <i>Při sušení je v rámci zákonných norem</i>
<i>B</i>	Malý <i>Předpokládá se ukládání popela na příslušně zabezpečenou skládku, je nutný zábor půdy</i>	Malý <i>Použití příslušného stupně čištění spalin</i>
<i>C</i>	Žádný	Velmi malý <i>Při zpracování spalováním jsou odplyny v rámci zákonných norem</i>
<i>D</i>	Malý <i>Předpokládá se ukládání popela na příslušně zabezpečené úložiště popílku, je nutný zábor půdy</i>	Velmi malý <i>Při zpracování spalováním jsou odplyny v rámci zákonných norem</i>

Vzhledem k nemožnosti srovnání jednotlivých indikátorů v naturální podobě se jeví jako vhodné využití multikriteriálního posouzení.

Vybrané metody likvidace byly podrobeny proceduře postupné selekce variant - metodě zadané úrovně kritérií. Bylo definováno celkem 14 kritérií, která byla rozdělena do 4 skupin podle hledisek:

Hledisko technické

Riziko technické proveditelnosti (RJ) – k₁

Doba realizace (počet let) – k₂

Hledisko ekonomické

Investiční náklady (mil.Kč) – k₃

Roční provozní náklady (mil.Kč) – k₄

Poplatky za likvidaci (mil.Kč) – k₅

Hledisko environmentální

- Zátěž hlukem (RJ) – k_6
- Negativní vliv na půdu (RJ) – k_7
- Zátěž zápachem (RJ) – k_8
- Negativní vliv na ovzduší (RJ) – k_9

Hledisko sociální

- Vlivy emitovaných škodlivin na obyvatelstvo během převozu (RJ) – k_{10}
- Riziko znečištění při havárii (RJ) – k_{11}
- Dopravní vzdálenost do místa likvidace (km) – k_{12}
- Počet průjezdů městem (počet jízd.den⁻¹) – k_{13}
- Přepavní náročnost – 5 dní v týdnu (tkm.rok⁻¹) – k_{14}

RJ jsou relativní jednotky pro individuálně verbálně numerickou stupnici příslušného kritéria (1 – účinek nulový, žádný, 2 – velmi malý vliv, 3 – malý vliv, 4 – významný vliv).

Kritéria byla sestavena do úvodní rozhodovací matice.

Tabulka 4: Rozhodovací matice

Metoda	Kritéria													
	K_1	K_2	K_3	K_4	K_5	K_6	K_7	K_8	K_9	K_{10}	K_{11}	K_{12}	K_{13}	K_{14}
A	3	3	410,0	248,0	25,0	3	4	3	2	4	3	45	3,9	912600
B	4	4	430,0	261,5	45,0	3	3	2	3	3	2	15	3,9	304200
C	3	3	440,0	258,5	40,0	3	1	2	2	3	2	25	3,9	507000
D	4	3	450,0	276,5	50,0	4	3	2	2	3	2	55	3,9	1115400

Všechna vybraná kritéria jsou minimalizační.

V prvním kroku byla zadána tato úroveň kritérií (žádoucí hodnoty):

$$y(1)_1 = 4, y(1)_2 = 4, y(1)_3 = 450, y(1)_4 = 270, y(1)_5 = 45, y(1)_6 = 4, y(1)_7 = 4, y(1)_8 = 3, \\ y(1)_9 = 3, y(1)_{10} = 4, y(1)_{11} = 3, y(1)_{12} = 30, y(1)_{13} = 6, y(1)_{14} = 1\ 200\ 000$$

Porovnáním jednotlivých variant se zadanou úrovní při konjunktivním přístupu (musí vyhovovat všechna kritéria) byla vyloučena varianta D jako nepřijatelná. V další aproximaci byly podmínky zpřísněny takto:

$$y(1)_1 = 3, y(1)_2 = 3, y(1)_3 = 440, y(1)_4 = 260, y(1)_5 = 40, y(1)_6 = 3, y(1)_7 = 3, y(1)_8 = 2, \\ y(1)_9 = 2, y(1)_{10} = 3, y(1)_{11} = 2, y(1)_{12} = 25, y(1)_{13} = 4, y(1)_{14} = 600\ 000$$

V tomto kroku při porovnání s aspirační úrovní již vyhovovala pouze varianta C (spalování v cementárně). Tato metoda při hodnocení pouze ekonomickými metodami posouzení efektivnosti nedosahovala nejlepších hodnot, z hlediska vlivu na životní prostředí je variantou nepřijatelnější a pro podnik dlouhodobě neefektivnější.

Uvedená metoda je velice jednoduchým testem posouzení zamýšlené investice nejen z hlediska ekonomického, ale ze všech žádoucích hledisek, tedy i environmentálních a sociálních. Do budoucna je rozvíjení takovýchto metod posuzování žádoucí zejména směrem k respektování hledisek významnosti kritérií.

Dalším příkladem je přiřazování symbolů s určitou mírou kvantifikace vlivů. Příkladem může být následující **nemonetární hodnocení**:

Case Study II. - Nemonetární hodnocení okresu Pardubice

Statistická ročenka MŽP 1992 uvádí pokus o nemonetární hodnocení stavu složek ŽP. Byl hodnocen celý Královéhradecký region, po konzultacích a odhadech byla provedena adaptace na okres Pardubice.

Tabulka 5: Stav životního prostředí v okrese Pardubice

	<i>Velké energetické a jiné zdroje</i>	<i>kumulace chemických výrob</i>	<i>dálkové přenosy</i>	<i>smogové situace</i>	<i>Lokální znečištění</i>	<i>znečištění dopravou</i>
Postižení ovzduší	<i>AA</i>	<i>BB</i>	<i>BB</i>		<i>AA</i>	<i>AA</i>
Postižení vody	<i>Nedostatek nebo špatná kvalita pitné vody</i>	<i>Ohrožení podzemní vody</i>	<i>Ohrožení povrchové vody</i>			
			<i>Prům. a sídelní aglom.</i>	<i>Úniky a havárie</i>	<i>Zemědělství</i>	
	<i>A</i>	<i>A</i>	<i>BB</i>	<i>AA</i>	<i>BB</i>	
Postižení půdy a horninového prostředí	<i>Kontaminace škodlivinami</i>	<i>Eroze</i>	<i>Nevhodné hospodaření</i>	<i>Střety těžby se zájmy ochrany</i>	<i>Nekoordinovaná těžba a vývoz surovin</i>	
	<i>A</i>	<i>A</i>	<i>A</i>	<i>AA</i>	<i>BB</i>	
Postižení přírody a krajiny	<i>Devastace území těžbou</i>	<i>Nadměrné zatížení rekreací</i>	<i>Devastace pobytem vojska</i>	<i>Nedostatečná rekultivační činnost</i>	<i>Nevyjasněné vlastnické vztahy</i>	<i>Intenzivní hospodaření v lesích</i>
	<i>A</i>	<i>AA</i>		<i>A</i>		<i>A</i>
Postižení lesů	<i>Ohrožení zdravotního stavu</i>					
	<i>Kůrovcem</i>	<i>Kalamitami</i>	<i>Dálkovými přenosy škodl.</i>	<i>Škodami zvěří</i>	<i>Nevhodná druhová skladba</i>	
	<i>A</i>	<i>A</i>	<i>BB</i>	<i>A</i>		
Postižení způsobené odpady	<i>Nezabezpeč. Skládky</i>	<i>Staré zátěže ostatní</i>	<i>Nezabezp. Zneškodnění nebez. Odpadů</i>	<i>Jiné problémy odpad. hospodářství</i>	<i>Kontaminace radonem</i>	
	<i>A</i>	<i>AA</i>	<i>A</i>		<i>A</i>	
	<i>Nedostatečný územní plán</i>	<i>Enormní zvýšení dopravy</i>	<i>Problémy na hraničních přechodech</i>	<i>Nadměrná hustota provozu v sídlech</i>		
<i>B</i>	<i>AA</i>		<i>B</i>			

Legenda:

A – činnost(jev) zasahuje částečně místní lokalitu
AA – činnost(jev) zasahuje plně lokalitu
B – činnost(jev) zasahuje částečně širší okolí
BB- činnost(jev) zasahuje plně širší okolí
C – činnost(jev) zasahuje částečně region (oblast)
CC – činnost(jev) zasahuje plně region (oblast).

Na úrovni interakcí průmyslového podniku a životního prostředí jsou takovéto techniky rozvíjeny v souvislosti s postupným zaváděním systémů environmentálního řízení. Pro posouzení vlivu činnosti a stanovení cílů a programu environmentálního managementu byly zpracovány v podniku a.s Synthesia (Aliachem) registry, které bodováním vlivu a stanovením významnosti hledaly priority (pramen: interní materiály podniku). Zvolená strukturalizace byla následující:

Stanovení environmentálního aspektu

Emise do ovzduší z běžné výroby
Odpadní vody z běžné výroby
Odpady z běžné výroby
Přírodní zdroje
Obtíž
Infrastruktura, údržba
Suroviny, výrobky, skladování, doprava
Nebezpečné procesy

Každá z těchto skupin environmentálních aspektů byla dále podrobněji strukturována a byla podrobena bodovému hodnocení z hlediska: legislativní kontroly, rozsahu, trvání, toxicity působení, řízení, monitorování, politiky, rizika, stížností, zásahu, nápravy, lidského faktoru.

Výsledné pořadí významnosti pak posloužilo k vyhledání priorit řešení.

Case Study III. - Hodnocení kvality životního prostředí okresu Pardubice metodou TUKP_r

Pro okres Pardubice byla využita multikriteriální analýza publikovaná Říhou (1983, 1994 aj.). Byl vypočten totální ukazatel kvality životního prostředí za území (Šrámková 1990, pozdější vlastní výpočty) za roky 1975, 1985, 1995 a 2000. Metoda byla mnohokrát publikována, proto je uveden jen její stručný postup:

- 1. specifikace odlišných variant V_i ,*
- 2. volba souboru (katalogu) kritérií P_j , které budou sloužit ke kvalitativnímu posouzení parametrických důsledků různého vlivu variant V_i ,*
- 3. pro každé kritérium P_j stanovení nezbytného souboru kardinálních ukazatelů P_j ,*
- 4. nadefinování jednorozměrné funkce užítka U_j jako kvalitativní multiplikátor $U_j = f_j(P_j^y)$*
- 5. specifikace soustavy vah významnosti w_j ,*
- 6. stanovení hodnoty ukazatelů P_j^y v rámci souboru všech variant V_i a sestavení očekávané matice vlivu,*
- 7. sestavení vícerozměrné funkce užítka $U_i = f_i(P)_i$ pro každý člen souboru.*

Soustava vah významnosti byla sestavena pomocí částečného párového porovnávání (Fullerův trojúhelník).

Byla vybrány tato kritéria :

- 1. škody na zdrojích*
- 2. životní podmínky*
- 3. hygienické podmínky*
- 4. občanská vybavenost*
- 5. koncentrace oxidu siřičitého*

6. rozpuštěný kyslík
7. BSK₅
8. rozpuštěné látky
9. nerozpuštěné látky
10. pH
11. vodní potenciál území
12. vodní eroze
13. zatížení odpady
14. zátěž hlukem
15. urbanizace území
16. rekreační hodnota území
17. podíl zeleně
18. historické a kulturní aspekty
19. přírodní výtvořry a chráněná území
20. podíl lesních ploch
21. zábor půdy
22. produktivita kyslíku krajinným ekosystémem
23. kulturně výchovný význam území
24. energie terénu.

Výsledek výpočtu TUKP_r za okres Pardubice je:

1975	182	1985	169	1995	196	2000	232
-------------	-----	-------------	-----	-------------	-----	-------------	-----

I přes výhrady k syntetickému ukazateli kvality životního prostředí je výhodou, že lze zahrnout nesrovnatelné ukazatele a TUKP_r může být doplňujícím kritériem pro rozhodovací procesy. V daném případě posouzení území je patrný trend a obdobným výpočtem lze porovnávat i různá území.

Překážkou pro poskytování kvalitních informací se ukázaly především roztržštěné kompetence, které je nutné přehodnotit zejména v souvislosti s postupným naplňováním požadavku principů trvale udržitelného rozvoje a dále zásad integrované prevence⁴. V zájmu racionálního využívání informačních zdrojů by bylo vhodné soustředit informace týkající se výdajů na ochranu těchto složek na jednom místě a posuzování efektivnosti vložených prostředků neoddělovat podle jednotlivých složek. Smyslem směrnice IPPC je mimo jiné i možnost integrovaného posuzování a zamezení případů, kdy odstraněné znečištění z jedné složky přechází do jiné. I samotná investice environmentálního charakteru může vyvolávat nežádoucí efekty (přidaný environmentální efekt) na kvalitě životního prostředí (problém kalů z čističek odpadních vod, popílku z koncových technologií na odstranění prašnosti atd.). Problémem zůstává vykazování výdajů vynaložených nebo plánovaných ze soukromých prostředků, ale i z veřejných (zejména staré zátěže a jejich likvidace).

Pro systematické zavedení NPEM je nutným předpokladem jasná kompetence mezi politikou (ústředními orgány), úřady ochrany ŽP a soukromým sektorem. Centrální sféra zajišťuje normativní management (stanovení cílů a disponibilní finance). Úřady ŽP jsou určeny pro strategický management, tedy pro otázky co a kým musí být provedeno. Operativní management (konkrétní postupy kde a čím realizovat cíle) je nejlépe přenechat privátní sféře.

⁴ Zákon č.76/2002 Sb., o integrované prevenci znečištění

Case Study IV. - Možnosti sledování efektivnosti vložených prostředků na ochranu ŽP z hlediska veřejné správy

Jako příklad byla zvolena jedna ze složek ŽP, zemědělský a lesní půdní fond. Ochrana je v našich podmínkách zakotvena v několika zákonech a to jak přímo, tak zprostředkovaně.⁵ V současnosti je území ČR rozděleno na pozemky náležející do ZPF, do lesního půdního fondu nebo jsou řazeny mezi půdy zvláštních kategorií. Na půdách těchto tří kategorií se hospodáří podle rozdílných kategorií, zastřešující zákon na ochranu veškeré půdy v ČR neexistuje. Stejně tak nelze najít v žádném zákoně ani obecnou definici půdy, která by byla aplikovatelná na všechny kategorie. Ochrana ZPF zakotvená v zákonech je zaměřena především na ochranu jejich produkčních funkcí a jen z části na ochranu funkcí ekologických. Právní teorie tak chápe půdu nejdříve jako plochu nezbytnou pro ekonomickou a jinou antropogenní činnost, druhotně až jako složku ŽP. Právní normy je možné rozdělit do několika skupin, které se buď chrání určité druhy nebo vlastnosti půdy, chrání současně i jiné složky ŽP nebo vytvářejí předpoklady pro využívání území na základě hranic ekologické únosnosti.

Orgány státní správy a jejich kompetence v oblasti ochrany půdy

Referáty životního prostředí KÚ koordinují jak kvalitativní, tak kvantitativní ochranu ZPF. O výši nákladů na ochranu nemají referáty dostatečné informace, při posuzování efektivnosti jsou problémy s jednoznačností účelově vázaných prostředků získaných z odvodů za zábor ZPF. Také výše těchto odvodů se vztahuje k situaci roku 1992 a okrajově k mimoprodukční funkci půdního fondu. Z ostatních relevantních nákladů se sledují prostředky na rekultivace skládek odpadů. Problémem zůstávají nevyjasněné kompetence jednotlivých odborů, které svou činností do oblasti ochrany ŽP zasahují (odbor strategického rozvoje, regionálního rozvoje, dopravy, územní plánování, oblast energetiky, dopravy apod.). V rámci jednotlivých oddělení odboru ŽP není úsek svěřený výhradně jen ochraně půdy (vodní hospodářství, integrovaná prevence, ochrana přírody, ochrana ovzduší, odpadové hospodářství, zemědělství). To samozřejmě není na závadu, pokud existuje zastřešující orgán ochrany, jako je tomu v jiných státech, kde problémy životního prostředí jsou řešeny pod jednou střechou a nejsou dělené kompetence jako je tomu ve veřejné správě ČR, kdy kromě Ministerstva životního prostředí zasahují do této oblasti Ministerstvo pro místní rozvoj, Ministerstvo zemědělství, Ministerstvo průmyslu a obchodu, Ministerstvo dopravy, Ministerstvo zdravotnictví aj.

Česká inspekce životního prostředí sídlí v deseti městech ČR. Nekopíruje svou působností hranice bývalých ani současných krajů, ani okresů. V rámci likvidace starých zátěží se ČIŽP vyjadřuje k ekologickému dodatku privatizačního projektu. Vydává správní rozhodnutí a cílové limity nápravných opatření. V poslední době se ukazuje, že požadované limity jsou vzhledem k nákladům zbytečně přísné. Zejména v minulosti byly stanoveny dosti přísné limity bez ohledu na nákladovou stránku:

- byla požadována sanace na hodnoty nižší než je reálné ekologické nebezpečí (např. kontaminace ropnými látkami v okolí komunikací přesahují hodnoty obsahu C, které jsou limitní pro zahájení sanace,
- bylo požadováno, aby zeminy kontaminované desítky let, byly vytěženy a uloženy třeba i jen dočasně (3měsíce) na nákladně zabezpečené plochy.

Při sanacích starých ekologických zátěží platí poměr, že čím je vyšší míra vyčištění kontaminované zeminy, tím jsou i vyšší náklady na odstranění. Závislost je však exponenciální, čili je nutné hledat optimum mezi požadavky na čistotu půdy a náklady na vyčištění. Sledování nákladů na sanace však ČIŽP ve své pravomoci nemá. Problémem zůstává stanovení postupu v případě podniků, které byly privatizovány před rokem 1991, ČIŽP nemůže sanaci vlastníkově nařídit. Existuje-li možnost rozšíření poškození do podzemních vod, náklady na sanaci v roli investora přejímá OÚ, což může být pro veřejný rozpočet velmi zatěžující. Lze ve vybraných případech postupovat podle usnesení vlády č. 51/2001, podle kterého může ČIŽP nařídit sanaci lokalit, je-li ohrožen zdroj pitné vody pro hromadné zásobování.

⁵ Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivu na ŽP, zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, zákon č. 289/1995 Sb., o lesích, zákon č. 61/1964 S., o rozvoji rostlinné výroby, zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech, zákon č. 50/1976 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, zákon č. 157/1998 Sb. o chemických látkách a chemických přípravcích, vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb., o podrobnostech ochrany PF a další.

V kompetenci ČIŽP jsou i evidence havárií a sledování účinnosti právních opatření. Podle zákona o vodách je ČIŽP od 1.1. 2002 povinna vést centrální evidenci havárií a zaznamenávat i náklady na odstranění.

Fond národního majetku hradí náklady na sanace starých zátěží. Podle nálezu NKÚ byly objeveny nedostatky v podobě málo účinné kontroly nad vynakládanými prostředky. Zde by bylo efektivnější řešení rozdělit sanaci na dva kroky, nejprve posuzovat projektové řešení a pak provést výběr firmy pro sanaci.

Pozemkový úřad sleduje náklady na ochranu ZPF, jsou řešeny komplexní pozemkové úpravy, které se týkají ekonomického ucelení pozemků jednotlivých vlastníků a zpřístupnění upravenými cestami, podkladů pro nový digitální katastrální operát.

Agentura ochrany přírody a krajiny zprostředkovává dotační tituly vypisované MŽP (Program péče o půdu) a SFŽP (Program péče o přírodní prostředí). AOPK provádí kontrolní činnost včetně cenové kontroly v projektech. Pro realizaci opatření je typické, že se konečná cena nemůže od nabídkové lišit, což není případ likvidace starých zátěží.

Zemědělská agentura Mze je důležitým orgánem poskytujícím prostředky na udržení krajiny v náležitém stavu a na podporu mimoprodukčních funkcí zemědělství. Součástí kompetencí je i kontrolní činnost, nově včetně leteckých pozorování zemědělských pozemků, tedy kontroly oprávněnosti čerpání dotace.

Český báňský úřad (obvodní báňské úřady) schvalují návrh na vytvoření finančních rezerv pro vypořádání důlních škod a na provedení sanace a rekultivace pozemků dotčených dobýváním ložiska. Náklady též evidují obce, na jejichž území se těžba provádí, protože se vyjadřují k rozhodnutí báňského úřadu o čerpání z těchto rezerv.

Má-li se posuzovat efektivnost nákladů na ochranu, je nutné mimo jiné znát výchozí stav nepoškozené půdy v monetárním ocenění. V ČR existuje administrativní (podle zákona č. 15/1997 Sb., vyhlášky č. 279/1997 SB.) a tržní oceňování zemědělských pozemků (podle zákona č. 526/1990 Sb.). Pro skutečně tržní ocenění u nás chybí dostatek podkladů o výnosovosti a rentabilitě zemědělského podnikání a tak je v současné době oceňování prováděno administrativní cenou. Základem cenových předpisů o cenách zemědělské půdy jsou bonitované půdně-ekologické jednotky, které v sobě zahrnují i určité předpokládané výnosy a polohovou rentu. Pro stanovení úředních cen zemědělské půdy byly akceptovány výsledky bonitace československého zemědělského půdního fondu uskutečněného v letech 1973-1978.

Administrativní ceny zemědělských pozemků jsou závazné jen jako úřední ceny. Tam, kde jsou jiné podmínky je použít nelze. Cena se pak upravuje přírážkami nebo srážkami podle využitelnosti pozemku nebo jeho polohy. Pro ocenění zemědělského pozemku, který nebyl bonitován, se používá průměrná cena pro jednotlivá katastrální území podle zvláštních předpisů.

Tržní cena je taková, za kterou se pozemky na základě jejich vlastností a polohy prodávají. Srovnávací metoda, která se používá v zahraničí je v našich podmínkách nepoužitelná. Srovnatelné ceny nejsou totiž k dispozici a není ani legislativní předpoklad k tomu, aby se takovéto ceny mohly monitorovat a zveřejňovat. Nejčastěji se tržní ocenění zemědělské půdy provádí indexovou metodou, při níž je za základ vzata směrná cena zemědělské půdy (v ČR asi 3000 Kč.ha⁻¹). Výsledná cena se určí vynásobením směrné ceny výnosovými ukazateli.

Mezi velmi významné vlivy, které působí na náklady pro ochranu kvality půdy patří nesporně skládky odpadů, zejména černé skládky. Dalším významným znečišťujícím faktorem je průmyslová výroba, jejíž výsledkem byly v minulosti staré zátěže.

Z hlediska ekonomického posuzování prostředků na ochranu půdy jsou nesporně nejvýznamnější systémová opatření, která zasahují preventivně. V ČR jsou dva typy ekonomických nástrojů: ochrana kvantitativní a kvalitativní. Funkci ekonomického prostředku kvantitativní ochrany plní odvozy za odnětí půdy. Cílem je motivovat investory k omezení požadavků na zábor, tedy odvozy mají plnit funkci prevenční a reparační. Jak za dočasné, tak i za trvalé odnětí jsou v zákoně na ochranu ZPF stanoveny

poplatky, jejichž výše závisí na kvalitě půdy, klimatickém regionu a na stanovišti. Z odvodů připadá 40% výnosu obci a 60% SFŽP.

Kvalitativní ochrana znamená ochranu přirozených podmínek půdy, jejího složení, úrodnosti apod. Kvalitativní ochranu na nejvyšší úrovni zajišťují **dvě ministerstva, jejichž kompetence se vzájemně prolínají**. MŽP stanovuje ve své vyhlášce⁶ látky, považované za potenciální kontaminanty půd a stanovuje maximální přípustné hodnoty škodlivin v půdě. Mze stanovuje rozsah a způsob sledování obsahu rizikových látek a prvků v zemědělských půdách podle zákona č. 156/98 Sb., o hnojivech. Kvalita půdy jako taková v ČR systematicky sledována není, pouze stav a vývoj obsahů látek, které mohou půdu kontaminovat a jejichž rozšíření je víceméně plošné. Velmi těžko řešitelným problémem je akumulace těžkých kovů, které se mohou tímto způsobem dostat do potravinového řetězce. Tato sledování jsou prováděna prostřednictvím programů bazálního monitoringu zemědělských půd v rámci MŽP a registru kontaminovaných ploch pod dohledem Mze. Vlastníkům a nájemcům půdy jsou stanoveny v zákoně na ochranu ZPF povinnosti, která mají zajistit ochranu půdy před jejím znečištěním a před jinými škodlivými vlivy. Zvláštní povinnosti ukládá zákon osobám, které pořizují a zpracovávají územně plánovací dokumentaci, návrhy na stanovení dobývacích prostor a investorům při zpracování zadání staveb. Další povinnosti jsou ukládány těm, kteří provozují stavební, těžební a průmyslovou činnost a provádí geologický a hydrologický průzkum. Soubor těchto povinností má předcházet škodám na zemědělské půdě, nebo je omezit na nezbytnou míru.

K nástrojům obnovy půdy nepochybně patří provádění rekultivace půdy a zachování úrodné vrstvy půdy. Současná právní úprava vychází z toho, že je-li půda dočasně vyjmuta zemědělským účelům na dobu určitou, pak po ukončení tohoto dočasného využívání musí být provedena rekultivace.

Dalším nástrojem jsou pokuty za přestupek. Aby bylo možno v souvislosti s ochranou půdy uložit pokutu za přestupek, musí být splněny obecné předpoklady vzniku odpovědnosti za přestupek. Obecný právní předpis obsahuje několik skutkových podstat, jež mají přímou souvislost s ochranou půdy⁷:

Přes značný rozsah a množství předpisů, které kvalitativní ochranu půdy upravují, není tato ochrana dostatečně zajištěna. Kontrolu nad dodržováním povinností by měl provádět příslušný úřad. Právní úprava však ČIŽP tuto pravomoc nesvěřuje.

Souvisejícími problémy se zabývá řada dalších právních předpisů. V zákoně o péči o zdraví lidu⁸ jsou uvedeny povinnosti vyplývající z péče o hygienu půdy, oporu v právních předpisech lze nalézt i jinde⁹.

Z hlediska **financování** ochrany této složky existuje řada možností.

Státní rozpočet hradil z oblasti ochrany půd (a vody) řadu projektů, stejně tak **Státní fond životního prostředí**, který nemá vyčleněný ukazatel výhradně na ochranu půdy. Další finanční prostředky jsou poskytovány z prostředků **krajských úřadů, z rozpočtů jednotlivých měst a obcí, z podpůrných programů a zahraničí**. Z podpůrných programů mají pro zkoumaný problém význam především programy podpůrné dotační politiky zaměřené na podporu mimoprodukčních funkcí zemědělství, programy zaměřené na udržování krajiny v náležitém stavu a podpoře tzv. méně příznivých oblastí.¹⁰ Informace jsou k dispozici v členění podle účelu využití prostředků. Dále byly vyhlášeny další programy podpory a to na základě Nařízení vlády č. 359/2000 Sb., a č. 420/2000 Sb., o použití části příjmů Pozemkového fondu ČR. Mze dále poskytuje dotace na základě nařízení vlády č. 86/2001 Sb., kterým se stanoví podmínky pro poskytnutí finanční podpory pro uvádění půdy do klidu. Rozdělování dotací a kontrola nad nimi se realizuje prostřednictvím regionálních Zemědělských agentur. Podpůrné dotační programy MŽP se v

⁶ Vyhláška č.13/1994 Sb., která upravuje podrobnosti ochrany ZPF

⁷ § 25 zák. č.200/1990 Sb., o přestupcích

⁸ § 2-4 zák. č. 20/1966 Sb., o zdraví lidu ve znění pozdějších předpisů

⁹ zákon č. 166/1999 Sb., o veterinární péči, vyhláška Mzd. Č. 45/1997 SB., o vytváření a ochraně zdravých životních podmínek, zákon č. 50/1976 Sb. o územním plánování a stavebním řádu, zákon č. 284/1991 Sb., o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech, zákon č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku a další.

¹⁰ vládní nařízení č. 344/1999 Sb. a č. 505/2000 Sb.

oblasti ochrany půdy týkají ochrany půdy proti erozi a oblasti udržení kulturního stavu krajiny, příslušným orgánem pro udílení a kontrolu jsou Agentury ochrany přírody a krajiny. Ministerstvo pro místní rozvoj poskytuje dotace na ochranu půdního fondu v rámci Programu obnovy venkova. Lze financovat např. provádění komplexních pozemkových úprav, budování protierozních opatření apod.

Samostatným problémem je financování a sledování efektivnosti vložených prostředků u ekologických škod, zejména u starých zátěží. Odstraňování starých ekologických zátěží je možné řadit k metodám tržního oceňování. Cílem je obnovení kvality environmentálních zdrojů, v tomto případě půdy, horninového prostředí. Na financování nápravy se podílí MŽP (kontaminované lokality po sov. armádě) a FNM. Celý proces financování z FNM je systémově řízen usnesením vlády při respektování zák. č. 199/1994 Sb., o zadávání veřejných zakázek. Související právní předpisy jsou poměrně rozsáhlé. Kvantifikace pro posuzování efektivnosti mohou vycházet z privatizačních "ekologických auditů", které znamenají nejucelenější přehled, žádná státní instituce souhrnné údaje nevyhodnocuje. FNM hradí náklady na vyčištění kontaminované půdy, kontaminovaných podzemních vod a na zabezpečení skládek s nebezpečnými odpady. U deseti procent starých zátěží byla odhadnuta cena sanace na více než 1 milion Kč. Cena u 50 případů byla odhadnuta na více než 500 mil. Kč a u deseti případů na více než 1 mld Kč (OECD 1999). Dnes je zřejmé, že si tato činnost vyžádá značné finanční prostředky, které bude nutné vynakládat i v době, kdy bude vlastní privatizační proces ukončen. FNM vyhodnotil a zaregistroval od roku 1991 asi 300 kontaminovaných míst, zhruba 100 kontaminovaných oblastí z první vlny privatizace není bohužel vůbec vyhodnoceno a registrováno. Optimální náklady na řešení sanací se určují velmi obtížně, musí se posuzovat případ od případu. Nelze bohužel tedy využít takových technik, které se pro tato vyhodnocování nabízejí - např. benchmarking. Náklady závisí na mnoha faktorech, hlavně na druhu škodliviny, na jejím množství, na jejích základních vlastnostech, jako je biologická odbouratelnost, rozpustnost ve vodě, adsorpce v půdě apod. Specializované firmy využívají různé metody sanace a různé technologie. Zjistit náklady na vyčištění určitého množství zeminy v ČR je téměř nemožné. Skutečná cena za sanační práce je zpravidla stanovována dohodou mezi zadavatelem a zhotovitelem a bývá pečlivě utajována. Podle velikosti kontaminované lokality a podle složení látek, které znečištění způsobují se náklady na odstranění škod na půdě pohybují řádově v desetimilionových, stamilionových i miliardových rozmezích. Problémem ale zůstává, že nový nabyvatel privatizovaného majetku není zainteresován na efektivnosti vynaložených prostředků na likvidaci staré zátěže, což s sebou nese reálnou možnost, že prostředky budou vynaloženy na řešení jiného problému a budou proplýtvány.

Ukazuje se, že při **současné rozdrobené kompetenci v oblasti ochrany životního prostředí** lze jen velmi těžko využít pro rozhodovací procesy informace, které by poskytly alespoň základní rámec pro představu o efektivnosti vložených prostředků na ochranu životního prostředí. To platí jak pro jednotlivé složky, tak pro ochranu ŽP jako celek, dosavadní publikovaná data tyto informace nenesou. Lze očekávat změnu v přístupu s implementací směrnice IPPC¹¹, která se svými zásadami integrovaného pojetí bude znamenat posuzování s ohledem na mezisložkové souvislosti ochrany životního prostředí. Prozatím dochází k značným překryvům v kompetencích i existenci bílých míst. Řada nejasností je i v procedurách vyjadřování dotčených orgánů a časových harmonogramech dodržování lhůt zpracování a výkonu správy. Vedle přesně definované formální struktury nelze podceňovat i komunikaci v rámci struktur neformálních, jak dokazují výzkumy ve veřejné správě (Havránková V. 2003).

Relativně nejsnazší informace o vynaložených částkách na ochranu ŽP lze pořídit ze statistického zjišťování investic na ochranu ŽP (od roku 1994 pomocí plošného statistického výkazu o investicích IV-3-01). Výkaz se týká investic všech, oblastí ochrany ŽP v 7,7% dotázaných. Za investice na ochranu ŽP se považují veškeré samostatné stavby a ostatní investiční opatření, vedoucí k zlepšení současného stavu ŽP. To je samozřejmě velmi široká a obecná definice, která do zkoumání vnáší značné nepřesnosti. Z daného výkazu lze pořídit různé druhy třídění investičních aktiv na ochranu ŽP. Pro daný případ bylo zajímavé členění podle území, kde se investice uskutečnila (může být ale i pro užívání v jiném okrese). Z tohoto třídění lze získat pouze celkovou částku, nikoliv ve třídění podle programového zaměření nebo podle zdroje financování. Další třídění je možné podle programového zaměření - např. investice na ochranu půdy a podzemní vody, investice na ochranu přírody a krajiny (zahrnovaly do roku 1995 i rekultivace) apod. nebo podle zdroje financování (celkové částky).

¹¹ zákon č. 76 /2002 Sb., o integrované prevenci

2.3 Vyčíslování škod na životním prostředí

Důvodem, proč je tato kapitola zařazena je to, že pro hodnocení eko-efektivnosti je nutné vedle nákladů na ochranu životního prostředí vyjadřovat i výnosy, v tomto případě environmentální užítky. Tato část, jak bylo poukázáno v předchozím, je velmi značně problematickou součástí výpočtu a to z toho důvodu, že v řadě případů nelze na současné úrovni poznání přikročit k monetárnímu ohodnocení přínosu. Jednou z cest je vyčíslení odvrácených škod jako environmentálního efektu. V současné době existuje mnoho přístupů vyčíslování škod na životním prostředí, výsledky se však velmi liší.

Pojetí externích nákladů, životní prostředí jako veřejný a vzácný statek

Životní prostředí splňuje ve vztahu k ekonomickým činnostem trojí funkci :

- je zásobárnou zdrojů a energie (odběr látek z ekosystému),
- stanovištěm pro průmyslové podniky,
- médiem, do kterého jsou vypouštěny a ukládány odpady z výroby (vnášení látek do ekosystému).

Zátěž životního prostředí lze chápat z hlediska ekonomy jako efekt negativní externality. Negativní externality se dají klasifikovat podle různých kritérií, ve vztahu ke zkoumanému problému mají význam ty externí efekty, které vznikají při znečišťování průmyslovou výrobou a jejichž důsledky musí nést někdo jiný než původce znečištění (obyvatelstvo v podobě např. poškození zdraví a nutných nákladů na léčení, zemědělské podniky a lesnímu hospodářství v podobě újmy na produkci atd.). Negativní externality vznikají nejen při výrobě, ale i při spotřebě, což je významné při posuzování celkové zátěže životního prostředí v pojetí životního cyklu výrobku. Řada problémů životního prostředí vzniká obzvláště v hustě obydlených oblastech s průmyslovou výrobou a zde je nutné si připomenout, že externality jsou funkcí hustoty. Jestliže je v oblasti n znečišťovatelů (podniků, jednotlivců) a každý způsobuje externí náklady, pak tyto náklady rostou nikoliv v poměru n , ale $n \cdot (n - 1)$.

Formálně lze externality popsat takto:

$$u_l = f_l(x_l, x_k)$$

$$y_h = g_h(v_h, v_k)$$

kde u_l - užítky spotřebitele,

x_l - faktory řízené spotřebitelem (zboží, nabídka práce),

x_k - faktory řízené jinými činiteli (např. emise hluku)

y_h - výstup výrobce h ,

v_h - faktory řízené výrobcem h ,

v_k - faktory řízené ostatními činiteli (např. znečištění vody).

Původně vysoká kvalita životního prostředí se stále zhoršuje a návrat k původní kvalitě (je-li to vůbec možné) je spojen se stále vyššími náklady. Postupem doby se životní prostředí tedy stalo statkem vzácným a vzácnost by se měla odrážet v ceně tohoto statku. Čím je statek vzácnější, tím je vyšší jeho cena. Cenový mechanismus není jen indikátorem vzácnosti, ale i mechanismem vylučnosti – jestliže je zboží spotřebováno, jsou ostatní ze spotřeby vyloučeni, což je kritérium pro soukromý statek.

Vyloučení v případě veřejných statků není vhodné, protože jejich spotřeba je *nerivalitní*. To znamená, že se jedná o takové statky, kde spotřeba jednou osobou nesnižuje užitek, který ze spotřeby plyne jiným. Zajišťování prostřednictvím trhu nefunguje a vzniká potřeba rozpočtového financování na základě politického rozhodování. To umožňuje spotřebitelům, vyjadřovat své preference politickou cestou a zavazuje ho to k určitým příspěvkům. Další případ tržního selhání nastává tam, kde je spotřeba *rivalitní* ale vyloučení nelze provést, i kdyby bylo žádoucí (např. přechod přeplněnou cestou při dopravní špičce - využívání volného prostoru je rivalitní a vyloučení technicky provést je obtížné).

Životní prostředí je tedy statek vzácný, ale cenový mechanismus na něj nelze použít. Důvodem pro to je chybějící výlučnost spotřeby, což je ústředním bodem problémů životního prostředí z hlediska ekonomy. *Nevylučitelnost* spotřeby má dvě různé příčiny, na kterých se zakládají dvě různé teorie:

- *teorie veřejných statků*, která zastává názor, že životní prostředí je vzácný a veřejný statek. Nevylučitelnost spotřeby se zdůvodňuje technicky nebo normativně.
- *teorie vlastnických práv* vychází z toho, že životní prostředí je vzácný statek bez vlastnických práv. Nevylučitelnost spotřeby je zdůvodněna historicky.

Musgrave (1994) uvádí přehled podle charakteristiky spotřeby a vylučitelnosti :

	spotřeba	vyloučení
	proveditelné	nepoveditelné
rivalitní	1	2
nerivalitní	3	4

Charakteristikám typu 1 odpovídá čistý soukromý statek, kde je rivalitní spotřeba spojena s možností vyloučení a jeho zabezpečování trhem bude efektivní a lze je provést. U ostatních případů dochází k selhání trhu. Často dochází ke smíšeným statkům, které popisuje např. Garrod (1996). Taxonomie může být odvozena na základě tří kritérií: náklady příležitosti jejich spotřeby, vlastnická práva výrobce a vlastnická práva spotřebitele. Jsou označovány (1,1,1), jsou-li kritéria splněna nebo (0,0,0), jestliže nejsou.

Soukromé statky (1,1,1) jsou ty, které mají náklady příležitosti spotřeby (jestliže jedna osoba spotřebovává statek, pak není k dispozici jiné osobě), existují práva výrobce, která vlastníkovvi dovolují rozhodovat, zda prodá a komu a práva spotřebitele, který rovněž může rozhodovat, zda bude spotřebovávat statek či nikoliv.

Smíšené statky (0,1,1) nemají náklady příležitosti spotřeby (spotřeba jednou osobou kráti možnosti dalších), ale mají vlastnická práva jak výrobce, tak spotřebitele. Příkladem mohou být silnice, národní parky galerie apod.

Smíšené statky (volně přístupné zdroje -otevřený přístup) (1,0,1) mají náklady příležitosti spotřeby, ale nemají vlastnická práva výrobce a naopak práva spotřebitele. Typickými představiteli jsou rybolov v oceánech, radiové vlny apod.

Ostatní smíšené statky (0,0,1) nemají náklady příležitosti, nejsou práva výrobce, ale spotřebitele (informace, veřejné osvětlení apod.).

Čistý veřejný statek (0,0,0) nemá ani jedno z kritérií. Mnoho environmentálních statků patří do této kategorie (kvalita vzduchu, ochrana před povodněmi, hluk, konzervace historických budov apod.).

Zásadní problém u první teorie je nadměrné využívání životního prostředí, které se zdůvodňuje chováním, odvozeným ze známého věžňova dilematu. Velký počet jednotlivců stojí před rozhodnutím chránit životní prostředí. Z toho vzniká každému jedinci užitek 10 peněžních jednotek, na ochranu musí vynaložit příspěvek 5 peněžních jednotek. Protože se jedná o statek veřejný, nelze nikoho k využívání ani k platbě nutit.

Tabulka 6: Dilema při udržování veřejného statku

		Všichni ostatní jedinci	
		Podílejí se	Nepodílejí se
Jednotlivec A	Podílí se	$10 - 5 = 5$	$0 - 5 = -5$
	Nepodílí se	$10 - 0 = 10$	$0 - 0 = 0$

Podle Freye 1991

Příklad ilustruje časté chování černého pasažéra, kdy jedinec má racionální důvody pro to, aby se takto choval.

Druhé vysvětlení nadměrného využívání životního prostředí spočívá v tom, že nevylučitelnost je vysvětlována na základě teorie vlastnických práv, což znamená, že nadměrnému využívání životního prostředí lze zamezit převedením do soukromého vlastnictví. Podrobnější vysvětlení je mimo rámec zaměření práce.

Životní prostředí je tedy i netržní veřejný statek, charakterizovaný nedělitelností, nevylučitelností a tím, že kvalita je vázána ke kvantitě jevem přetížení (s růstem kvantity emisí stoupá znečištění životního prostředí, přetížený ekosystém ztrácí původní kvality).

Jestliže se problém znečištění životního prostředí posuzuje z hlediska prostorového, pak je zřejmé, že při poškozování se negativní efekt mění podle určitého gradientu se vzdáleností od prostoru poškození v závislosti na specifickém charakteru tohoto poškozování (Macháček 1997). Pro hodnocení prostorového aspektu a poškození bude spolupůsobit několik faktorů:

- spolupůsobení dalších zdrojů znečištění, což je typické pro hustě obydlené průmyslové oblasti, kde dochází k překrývání vlivů,
- charakter území, který působí nerovnoměrné rozšiřování škodlivin (konfigurace terénu, umístění zdroje, možnosti provětrávání území atd.),
- dálkový přenos škodlivin, kdy se efekty objeví i v nezatížených oblastech,
- migrace obyvatel, která způsobuje složitější posuzování expozice a jejích důsledků apod.

Pro další práci je nutné ještě vysvětlit pojmy, týkající se oceňování. U životního prostředí je nezbytné přistupovat k hodnocení nikoliv jen ryze utilitářsky a antropocentricky, ale posuzovat i neúžitné hodnoty, které poskytuje tento statek. Komplexita hodnocení musí představovat vyjádření ceny užité i ceny neúžitné.

Užitnou hodnotu lze vyjádřit jakou ocenění užiteků z životního prostředí, které mají svoji tržní hodnotu a jejich ocenění není významným problémem (zemědělská úroda, vytěžené dřevo, vydobyté suroviny atd.)

Neužitnou hodnotu tvoří především hodnota existenční a opční.

Existenční hodnota je vyjádřením čisté existence přírody. Řada jednotlivců si cení tohoto statku aniž by ho spojovala s bezprostředním využíváním.

Opční hodnota se charakterizuje jako jakási pojistka do budoucna, že příroda bude zachována. S očekáváním do budoucna je spojena nejistota dvojího druhu – jedinec nemá jistotu, že příroda v budoucnu předpokládané kvality mít bude (nabídka) a neví, zda jeho preference nebudou v budoucnu zcela jiné (poptávka).

Někteří autoři ještě uvádějí hodnotu zážitku (řadí do užité hodnoty) a hodnotu odkazu budoucím generacím (jako neužitné hodnoty).

Komplexní sociálně ekonomické hodnocení změn v naturálním vyjádření, rozsah, meze možností sledování.

V úvodu byly zmíněny problémy s komplexním vyjádřením škod. Práce na tak rozsáhlé úloze pokračují postupně, v současné době věrohodné odhady pokrývají v monetární podobě pouze část poškození životního prostředí. Tak např. budovaný informační systém životního prostředí MŽP ČR uvádí pod subsystemem C – důsledky narušeného životního prostředí část C5, kde je uvedena pouze koroze staveb a konstrukcí agresivními složkami znečištěného životního prostředí a kyselým deštěm, poškozování památek a uměleckých děl a poškozování lesních porostů. Kvantifikace postupují zatím poměrně pomalu.

Komplexní hodnocení nelze zpracovat v jednom kroku, zpracování znamená přistoupit ke klasifikaci po krocích a kategorizovat jednotlivé části podrobněji. Přístupů lze zvolit několik.

Sociální hodnocení se týká především zdravotního stavu obyvatelstva. Patří sem ale také sociální omezení, sociální škody, náklady na odvrácení negativních vlivů, změny v rozdělení času obyvatelstva (Voráček 1993).

Ekonomické aspekty životního prostředí se týkají nejen hodnocení škod, ale v širším kontextu souvisejí i s oceňováním přírodních zdrojů a výší hrubého regionálního produktu, ze kterých lze odvodit rozdíl mezi důsledky poškozeného a nepoškozeného životního prostředí.

Oceňování přírodních zdrojů vychází v současné době z koncepcí chápat hodnotu přírodního ložiska jako souhrn hodnoty užité, existenční a opční. Podrobnější rozvedení je uvedeno v kap.5.

Bilancování škod a ztrát pomocí *hrubého regionálního produktu* by umožnilo kvantifikace poškození a mohlo být významným nástrojem pro rozhodování o alokacích zdrojů do území i restrukturalizaci podle jednotlivých potenciálů (přírodních, ekonomických, sociálních). Výpočet je závislý na možnostech získávání dat z statistického výkaznictví, se změnou metodiky vykazování je zjišťování složité a zvláštní šetření je značně finančně náročné.

Při hodnocení škod na životním prostředí nelze posuzovat jen ekonomickou stránku projevu, ale je nutné vycházet z mnohostrannosti projevu škod a odhadovat i mimoekonomické škody.

Kategorizace škod na životním prostředí může vycházet z agregace :

- *škody na jednotlivých výrobních a nevýrobních odvětvích,*

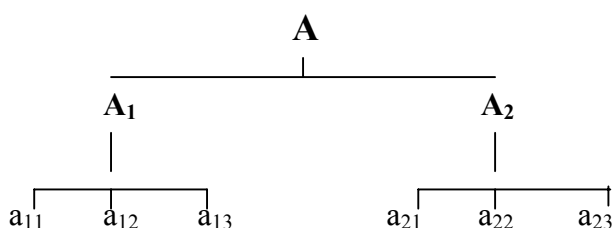
- ztráty na produkci (ztráty pracovní doby v důsledku zvýšené nemocnosti pracovníků, ztráty rostlinné produkce z titulu hospodaření ve ztížených podmínkách, ztráty na lesním hospodářství z titulu úbytků dřevní hmoty, ztráty v rybolovu v důsledku poškozování kvality a úhynu ryb apod.),

- ztráty z koroze materiálů,

- ztráty v důsledku emisí cenných látek do prostředí,
 - ztráty v důsledku znečištění nebo devastace vstupů (přírodních zdrojů) do výroby apod.
- *škody na složkách životního prostředí,*
 - ztráty z poškozování a ohrožování vodoochranných, klimatických, protierozních funkcí lesa,
 - ztráty z poškozování flory a fauny,
 - ztráty rekreační způsobilosti území apod.
 - ztráty z narušení ekostability apod.
- *škody na majetku,*
 - ztráty z poškozování staveb a zařízení vlivem koroze a jiné destrukce materiálu,
 - snížení hodnoty nemovitostí,
 - škody na historických památkách apod.
- *škody způsobené obyvatelstvu.*
 - ztráty ze zhoršování zdravotního stavu obyvatel,
 - zvýšené výdaje za služby,
 - ztráty volného času obyvatel,
 - ztráty na majetku ,
 - estetické škody,
 - zhoršování podmínek k rekreaci apod.

Komplexnější přístupy v zahraničí sledují z jednotlivých odvětví především škody způsobené energetickými zdroji (ExternE 1996, Wicke 1993 a.j.), ze složek životního prostředí je nejpropracovanější metodika škod ze znečištěného ovzduší a ze škod na obyvatelstvu škody na zdraví.

Takto agregované skupiny lze strukturalizovat nejčastěji postupem *shora dolů* (postupným zpřesňováním) nebo skládáním, kompozicí *zdola nahoru*, případně tyto základní postupy modifikovat. První postup má podobu grafu stromu :



Obrázek 6: Graf stromu cílů ochrany ŽP

Podle Vlčka (1994) musí být při přechodech na další hladiny zachována tato pravidla:

- sjednocení částí na podrobnější hladině spolu se sjednocením jejich stavů odpovídá hodnotě stavu části vyšší úrovně desagregovaného problému, nesmí vzniknout bílé místo (princip úplnosti),

- úplné pokrytí dvou částí úrovně projektu sjednocením částí nižší úrovně projektu nesmí obsahovat duplicitu (princip bezkonfliktnosti),
- počet i rozsah částí desagregujících podrobněji vyšší úroveň by měly být přibližně srovnatelné (princip paralelního postupu),
- ukončení postupu na té úrovni podrobnosti, která odpovídá praktické dostupnosti, realizovatelnosti apod.(princip finality).

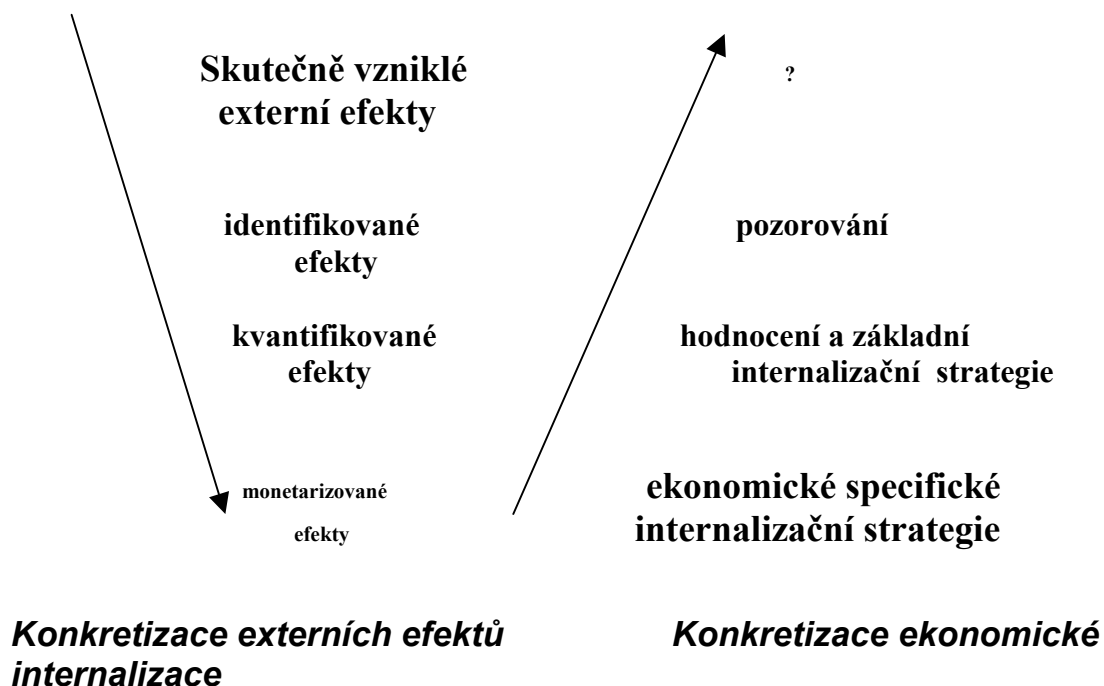
Vstupy mohou být zajištěny jak induktivní cestou (anketou), tak deduktivně(modelem).

Pro oblast popisu znečištění životního prostředí jak v naturální podobě, tak i pro oceňování v monetární podobě jsou požadavky tohoto postupu v některých případech maximální, nejistota v procesu oceňování je značná.

Při hledání přístupů k hodnocení lze a je také nutné vzhledem ke značné variabilitě a složitosti problému využít více postupů. Obecný algoritmus se skládá z několika kroků:

- výběr objektu, subjektu a kritérií hodnocení,
- výběr znaku hodnocení a způsobu vyjádření (verbální hodnocení, nominální, ordinální, kardinální stupnice pro jednotlivé znaky apod.),
- výběr ostatních spolupůsobících vlivů,
- určení předpokládaných změn,
- určení předpokládaných stavů,
- modelování objektu hodnocení : blokové, maticové, kartografické a matematické modely.

Samotná monetarizace se na současné úrovni poznání však týká jen určité části externích efektů:



Obrázek 7: Vztah efektů a internalizace
Podle Masuhra (1996)

Pro stanovení škod na životním prostředí je nutné se zabývat nejen kategoriemi náklady, škody (újmy), ale i kategorií výnosy, užitky pro stav životního prostředí, protože posouzení rozdílu mezi změněnými užitky může být jedno z cest oceňování. V literatuře se pracuje se pojmy náklady, výdaje, výnosy, příjmy, škoda, újma, ztráta, užitek. Někdy se jedná o účetní rozlišení (náklad, výdaj) nebo se pojem dá ztotožnit (škoda, ztráta), pro další práci s těmito kategoriemi je však třeba rozlišit náklad (vztah prostředku a cíle) od škody (vztah příčina - následek). Kategorie újma se používá k označení hypotetického rozdílu mezi možným a dosaženým výsledkem, jako např. výnos zemědělských plodin, který mohl být dosažen, ale vlivem znečištění se očekávaných hodnot nedosáhlo.

Zcela obecně se dají efekty označit jako měřítko uspokojování potřeb, vyplývající ze spotřeby statků. V tomto smyslu musí být splněny dvě podmínky a sice:

- užitečnost zboží ve smyslu uspokojování lidských potřeb,
- vztah k vzácnosti statku.

První podmínka není ve vztahu ke kvalitě životního prostředí zcela relevantní, škody nejsou jen z pohledu ryze antropocentrického, jak stále tvrdí řada ekonomů. Užitky orientované na životní prostředí mají za cíl zachování kvality životního prostředí, zachování biodiverzity, podmínek života, ochranu vzácných zdrojů apod.

Pro daný problém je žádoucí sledovat nejen absolutní změny v environmentálních užitcích, ale pro sledování sekvence příčina – následek by bylo výhodnější vyjadřovat změny jako přírůstkové výnosy, užitky, sledované po dobu diskrétní časové periody. Zjišťování je možné provádět na základě porovnání aktuálních nebo očekávaných užitků při změně vnějších podmínek (vliv průmyslové činnosti, zásah environmentální politiky ze strany státu apod.).¹² Pojem environmentální efekt může být jak kladný tak záporný, pro hodnocení škod má význam obojí pojetí. Kladným efektem, užitek jsou pak odvrácené škody na životním prostředí.

Při analýzách lze rozlišit užitky:

- primární, vyjádřené jako redukce škod na životním prostředí zásahem environmentální politiky (administrativním zásahem, tržně orientovanými přístupy, dobrovolnými dohodami apod.),
- sekundární, nepřímé, vyjádřené jako důsledek efektu primárního (zvýšení produktivity práce v důsledku zlepšení zdraví pracovníků apod.).

Je zřejmé, že pro zjišťování environmentálních efektů není možné využít vždy exaktních přístupů, téměř vždy se jedná o konsensus expertů a tyto odhady se zpracovávají za značné míry neurčitosti.

¹² K tomuto problému jsou známé studie EPA (Callan 1996), které sledovaly účinnost opatření ke snížení tuhých aerosolů v ovzduší pro různý rozsah efektů. Garrod (1999) diskutuje možnosti hodnocení užitků z veřejných statků v pojetí užitné a existenční hodnoty.

Možností, jak odhadovat efekty na životním prostředí je v současné době řada.

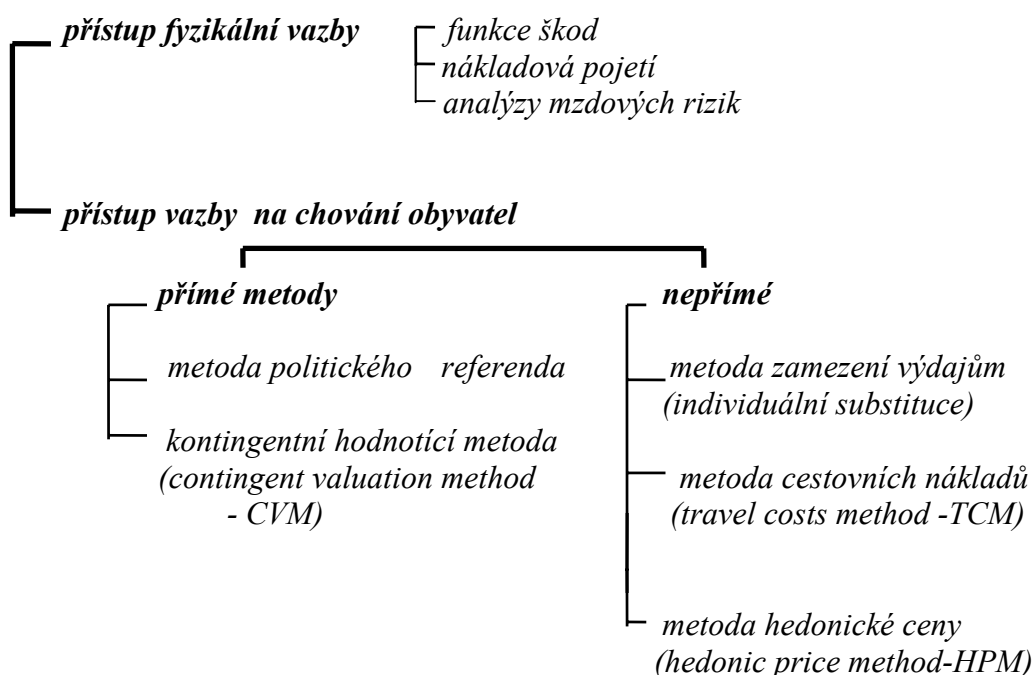
V literatuře (Callan 1996, Pearce 1989, Seják 1999, Garrod 1999, Tošovská 1998 a další) lze nalézt různé koncepce, vycházející z hodnocení kvality životního prostředí jako souhrnu hodnoty užité, existenční a opční. Každá z těchto hodnot může být za současného stavu poznání odhadnuta různými metodami.

Obecný přehled technik užívaných pro hodnocení

Volby využití environmentálních statků musí být doprovázeny určitou formou hodnocení. V zásadě se techniky užívané pro hodnocení v ekonomických termínech dají rozlišit na dvě kategorie: na ty, u kterých lze nalézt křivku škod nebo posuzovat přes různé kategorie nákladů a ty, u kterých je nutné hledat náhradní řešení.

Důležitá je snaha o vyjádření nejen užité hodnoty statku, ale i neužité (existenční, opční hodnoty apod.).

Přehledně lze základní užívané metody uspořádat takto:



Obrázek 8: Metody hodnocení škod na životním prostředí

Problematika funkce škod je v literatuře popisována velmi rozsáhle, znamená vyjádření funkčního vztahu mezi dávkou škodliviny a odpovědí na straně určité složky životního prostředí (vztah mezi emisí SO₂ a např. zemědělskou produkcí, zdravím obyvatelstva apod.).

Mezi přímými metodami se uvádí politické referendum, je to metoda méně užívaná a zpravidla se od ní žádá potvrzení nebo otestování určitého rozhodnutí, které má dopad na životní prostředí. Vytváří se hypotetický trh a modeluje se ocenění veřejného statku.

Daleko častěji se využívá metoda kontingentního hodnocení (CVM), která je ve výzkumu oblíbená. Technika je vyjádřením ochoty platit (WTP- willingness to pay) za zlepšení určitého veřejného statku nebo naopak ochoty přijímat kompenzace za např. setrvání v znečištěném životním prostředí (WTA - willingness to accept).

Z nepřímých metod se využívá substituce nákladů (např. vzniknou-li zdravotní problémy je zástupným řešením vynaložit náklady na čističku vzduchu nebo se přestěhovat apod., vychází se z chování dotčených osob).

Další nepřímou metodou je metoda cestovních nákladů, která vychází z vyčíslení nákladů, které lidé vynaloží k dosažení určité lokality. Časté jsou její aplikace pro hodnocení kvality rekreačního prostředí.

Metoda hedonické ceny je známá z případů oceňování nemovitostí. Cena se chápe jako funkce mnoha proměnných, z nichž jednou je kvalita určité složky životního prostředí.

IVM Amsterodam (1996) uvádí přehled komodit podle možnosti monetarizace:

Tabulka 7: Kategorie škod a možnosti monetarizace

Kategorie škod	Možnost monetarizace
Lidské zdraví	Ano
Moderní budovy a materiály	Ano
Historické budovy, památníky, kulturní dědictví	Ano
Úroda	Ano
Viditelnost	Ne
Lesy	Ne
Přírodní ekosystémy	Ne

Většina studií se koncentruje na oceňování zdraví. Lesy, ekosystémy, viditelnost jsou oblasti, které je sice velmi těžké vyjádřit monetárně, ale v dostupné literatuře je popsána řada příkladů, jak lze ekonomicky vyhodnocovat, i když se značným rizikem a nejistotou.

Druhy škod

Klasifikace druhů poškození je možné uskutečnit podle více hledisek.

Škody lze rozlišit v zásadě na :

- ekonomické a
- sociální.

Jiné dělení je podle zátěže :

- škody ze znečištění životního prostředí,
- škody z devastace,
- škody vznikající z nenávratného čerpání zdrojů apod.

Národohospodářské pojetí uvádí druhy škod podle odvětví.

Druhy nákladů

Nelze-li zjistit skutečné škody, pak je možné náhradní vyčíslení nepřímými hodnotícími metodami, kterých je celá řada. Na tomto místě jsou uvedeny možnosti **nepřímého vyjádření pomocí nákladů**.

Při koncepci zjišťování environmentálních nákladů je možné nalézt v literatuře různé přístupy i různá označení pro stejné pojmy. Obecné rozlišení je na náklady *explicitní* (zahrnující správu, monitoring, výdaje na ochranu životního prostředí, náklady na dosažení souladu se zákonem apod.) a náklady *implicitní*, což je hodnota nemonetárních efektů, spojených např. se spokojeností obyvatel. Další rozlišení nákladů je možné podle běžně účetně vykazované klasifikace na *investiční* a *provozní náklady*. Ke zjišťování výše environmentálních nákladů se užívá zpravidla buď expertního hodnocení nákladů na čisticí technologie nebo přehledů nákladů jednotlivých firem nebo veřejných zařízení.

Náklady na odstranění zahrnují náklady na redukci škod nebo na její odstranění, např. náklady na čištění vzduchu, opravy a údržba budov (čištění a obnova fasád apod.), náklady na čištění pitné vody atd. Z povahy problému je zřejmé, že vyčíslení pouze těmito náklady vede k podhodnocení výše škod.¹³

Náklady na odvrácení škod jsou zaměřeny na to, aby škody vůbec nevznikly, např. náklady na čisticí zařízení, opatření k ochraně před hlukem apod.¹⁴ Z hlediska původce škod znamenají úspory nákladů, ale nejsou přesným odrazem vzniklých externalit.

Cílově určené prohibitivní náklady vycházejí ze zákonodárcem určené hodnoty zatížení. Jestliže se překračuje tato hodnota, je nutné vynaložit určité finanční prostředky k dosažení souladu s normou. Opět se nemonetarizují skutečné škody, ale náklady. Diskutabilní u tohoto přístupu zůstává stanovení přípustné zátěže životního prostředí.

Náklady vyhnutí se zdroji zátěže rozlišují mezi vyhnutím se určitou bariérou mezi zdrojem a subjektem (např. protihlukové stěny) a mezi prostorovým vyhnutím se (náklady na stěhování za lepším životním prostředím apod.) V praxi tento druh nákladů je spojen s problémy zjišťování skutečné výše- těžko se např. identifikuje, zda stěhování skutečně odráží motiv zátěže životního prostředí.

Prvořadým předpokladem pro kvalitní odhady škod je dostupnost informací. Pokud se vychází z nepřímého stanovení škod, je nutné znát nejrůznější druhy nákladů, podle zvolené metodiky. Zde vzniká problém již na úrovni znečišťovatele, protože v systému podnikového účetnictví je zachycena jen část nákladů spojených s péčí o životní prostředí. Novým trendem v této oblasti je rozšiřování stávajícího informačního systému o environmentální hledisko, tak aby informace spolehlivěji odrážely potřeby pro řízení.

¹³ Někteří autoři (Roth 1992, Seidel 1988) označují náklady na odstranění vzniklých škod a kompenzace jako náklady defenzivní.

¹⁴ Náklady na odstranění a odvrácení jsou podrobněji analyzovány v publikaci Roth U. (1992), Wicke L. (1989), Frey R. (1992) a další.

Environmentální účetnictví začíná být významným nástrojem k řešení problémů životního prostředí. Využívá údajů finančního účetnictví, vnitropodnikového účetnictví, manažerského účetnictví a dalších informací. Cílem systému je vytypování míst a činností, které zatěžují životní prostředí a způsobují ekonomické ztráty podniku. Environmentální informační systém by měl být zaměřen především na náklady spojené s ochranou životního prostředí (např. náklady na odstranění škod, preventivní náklady na ochranu apod., ze kterých lze nepřímo odhadovat škoda) a na způsob, jak jsou tyto náklady alokovány ve struktuře podniku. Environmentální účetnictví lze definovat jako podsystém účetnictví, zabývající se aktivitami, metodami a systémy, zaznamenáváním, analýzami a zpravodajstvím finančních účinků a ekologických účinků definovaného ekonomického systému (např. průmyslového podniku) na životní prostředí.

Na úrovni NH se v posledních letech zahrnutí problematiky znehodnocování životního prostředí a důsledků z toho vyplývajících diskutuje především v souvislosti se **soustavou indikátorů trvale udržitelného rozvoje**. Standardní systémy národních účtů v současné době nepostihuje veškeré aspekty hospodářských aktivit, především výroby a ostatních znečišťovatelů a životního prostředí. Pokusy integrovat ekonomický a environmentální účetní systém, který by reflektoval nejen kvantitativní, ale i kvalitativní stránku reprodukčního procesu z pohledu zátěže životního prostředí byly již prováděny, aktivní byly zejména organizace Statistický úřad OSN, Světová banka a některé statistické úřady zemí EU. Výsledkem je v současné době několik přístupů, které se intenzívně rozvíjejí, včetně aktivit ČR.

Jedním z nejdéle zkoumaných systémů zeleného účetnictví je satelitní účet životního prostředí, který doplňuje hlavní ekonomické údaje a umožňuje zpracování kvalifikovanějších a detailnějších analýz. Umožňuje získat přesnější představu o vlivu ekonomických činností na životní prostředí jednak z hlediska vyčerpávání neobnovitelných zdrojů a jednak z hlediska degradace kvality životního prostředí a následně ovlivnění životní úrovně společnosti a jejího blahobytu. Položky charakterizují nejen hmotné a finanční toky, ale mohou být i verbálním hodnocením jevu, který nejsme schopni kvantifikovat. Základním cílem satelitního účtu je :

- zjistit a kvantifikovat vazby mezi ekonomickými aktivitami společnosti a životního prostředí (znečišťování životního prostředí, vyčerpávání přírodních zdrojů a změny hodnot ekosystémů),
- zjistit a kvantifikovat dodatečné finanční toky související s interakcemi mezi aktivitami společnosti a životním prostředím, vyjádřit skutečné náklady a výnosy – upravit je v souvislosti s environmentálními aktivitami.

Tohoto cíle předpokládají satelitní účty dosáhnout pomocí doplňujících ukazatelů a agregátního ukazatele typu HDP.

Jinými v současné době rozvíjenými systémy na úrovni celého národního hospodářství jsou systémy nákladů na životní prostředí, materiálové a energetické bilance, zdrojové účty a systémy účtů národního majetku.

Celá problematika přijetí a zavádění systémů zeleného účetnictví není zatím teoreticky uzavřena, aby mohla být předložena k politickému rozhodnutí.

Case Study V. - Příklad výpočtu škod na životním prostředí ve vybraném území

Zvolený příklad je ze stejného území jako předchozí nemonetární hodnocení – okres Pardubice. Celý výpočet se opíral nejprve o zjištění naturálních škod a posléze škody byly hodnoceny na základě komparací s dalšími prameny, na základě platných předpisů, ceníků apod. Vypočtené škody tvoří pouze část, v daném případě jde o škody způsobené činností chemického průmyslu na životním prostředí.

Poškození složek životního prostředí - naturální vyjádření a monetarizace

1. Poškození zdraví obyvatelstva

Standardizovaná úmrtnost v okrese Pardubice vztažená k onemocnění dýchacích orgánů (ZN plic, průdušnice a průdušek) na 100 000 obyvatel je 56,1. Podíl obyvatel v produktivním věku na celkovém počtu je 40%, v předproduktivním věku 30 %. Znečištění ovzduší lze připisat 20% (podle Ridkera) až 50 % (podle Lave-Seskina). Jako základ byla vzata hodnota statistického života VOSL 2,6 mil.ECU. Při použití měrných škod z nemocnosti odvozených procentem z celkového počtu obyvatel ze studií SRN vychází **121 - 267 mil Kč** (přepočteno na současnost). Podíl průmyslu je značně složité odhadovat. Výše podílu průmyslu bez energetiky je 37% z celkových emisí, škoda vlivem průmyslové činnosti by tedy činila **44 – 99 mil. Kč** (nemocnost). Při výpočtech orientovaných na následné ocenění sekvence dávka- odezva se vychází z imisí. Odhad podílu průmyslu na škodách na zdraví vycházel z praxe uplatňování rozptylových studií. Od roku 1988 (Preteř 1995) se s ohledem na nové poznatky z oblasti globálního přenosu znečištění odečítá včetně zdrojů lokálních 45 % z vypočtené škody. Každé modelové vyjádření je ovšem jen přiblížením se skutečnosti za použití zjednodušujících vstupních faktorů. Fyzika a chemie atmosféry je natolik složitá a prozatím ne zcela probádaná, proto je nutné modely disperze stále zdokonalovat (hledat jiné způsoby parametrizace takových procesů jako je proudění v orograficky složitém terénu, formování různých stabilitních vrstev ve spodní troposféře, zahrnovat vliv srážek. Vždy to ale bude jen náhrada reálné situace, což je další z nejistot odhadnuté škody.

Při odhadu škod způsobených zvýšenou nemocností a úmrtností lze podle ECO vycházet ze sumy emisí jednotlivých škodlivin. U oxidu siřičitého lze tak odhadnout, že suma emisí jen z chemického průmyslu okresu (a.s. Aliachem a Paramo) cca 2 700 t ročně (1998) by způsobila škody na zdraví lidí ve výši 8,8 mil.Kč (úmrtnost) a 250 tis. Kč (nemocnost).

V našich podmínkách nebylo možné vycházet z statistických údajů pojišťoven, běžně v zahraničí publikovaných, u nás považovaných (VZP) za součást firemního tajemství (náklady na léky, náklady na den léčení apod.). Dostupná data byla získána expertním odhadem (stav roku 1994) v těchto oblastech:

- Pojištění v případě úmrtí, trvalé následky, bez následků
- Náhrady ze zákona : náhrady pohřebního, bolestné a ztížení společenského uplatnění (ZSU), navíc pro pracovní úraz (Zákoník práce) při úmrtí náhrada manželu a dítěti
- Důchodové náhrady
- Náhrada za ztrátu na výdělků po dobu pracovní neschopnosti podle paragrafu 194 ZP a 446 OZ, Náhrada za ztrátu na výdělků po dobu pracovní neschopnosti podle paragrafu 195 ZP a 447 OZ
- 2 Náhrada nákladů na výživu pozůstalých podle par. 199 ZP a 448 OZ
- Náhrady navíc podle kolektivní smlouvy
- Náklady na léčbu
- základní vyšetření, lehké zranění, střední zranění, těžké zranění.

Ověření pomocí těchto údajů bylo provedeno na modelové situaci havárie v chemickém podniku.

Průměrné procento pracovní neschopnosti pro nemoc je za okres 4,85, bližší specifikace není známa.

Při použití statistické hodnoty lidského života VOSL, která byla za použití různých metod stanovena na 2,6 mil.ECU, by odhad pro škody z důvodu předčasně zemřelých (podle shora uvedeného podílu) pro vlivy znečištěného ovzduší z průmyslu byl cca 49 mil Kč.

Při hodnocení škod z nemocnosti by bylo možné vyjít z publikovaných údajů, které hodnotí akutní a chronickou nemocnost (ExternE 1997). Takto strukturovaná data za okres nebyla k dispozici. Obdobná studie by vyžadovala zvláštní šetření, které by mělo být z rutinní zdravotnické statistiky dostupné (údaje o akutních onemocněních dýchacího ústrojí, případech chronického astma, bronchitidy apod.). Rutinně publikovaná data ČSÚ a ÚZIS jsou v příliš hrubé agregaci. Použitá data znamenají rovněž jen hrubý odhad, protože musí být při převodu výsledků značná opatrnost vzhledem k tomu, že hodnocení jednotlivých druhů poškození zdraví vychází z technik, které příliš přenosné nejsou (kontingentní metoda - willingness to pay). Výskyt specifických onemocnění spojených se znečištěným ovzduším byl proveden za sídelní útvar Pardubice na skupině dětí, které jsou ke změnám nejcitlivější. Byla hledána odezva na změny v koncentraci oxidu siřičitého a dalších škodlivin. Ukázala se velmi těsná závislost mezi koncentrací škodlivin v ovzduší a návštěvami dětského lékaře (Šára 1993, Roboušková 1997).

Určité přiblížení dávají také komparace s našimi předcházejícími výzkumy (Opplová 1983). Odhadované škody ze zvýšené nemocnosti se předpokládaly na jednoho obyvatele ve výši 340-850 Kčs.rok⁻¹.

Při převodu na podmínky okresu Pardubice se zohledněním inflace by škody činily **138,7 - 346,8 mil.Kč**. Opět se jedná o velmi nepřesný odhad, přenos byl proveden na jinou emisní situaci (na nižší hodnoty) a jiné časové období i jiné území. Situace v zájmovém území bude spíše na dolní hranici odhadu.

Zahraniční výzkumy vycházejí jak ze znalosti funkce škody, tak i nákladů na léčení. Za SRN výpočty vycházely z počtu pracovní neschopných obyvatel z důvodu onemocnění dýchacích cest a příjmu vyléčených činných obyvatel. Byly propočteny:

- ztráty v důsledku pracovní neschopnosti,
- ztráty v důsledku předčasné smrti nebo předčasného odchodu do důchodu,,
- náklady na ošetření a rehabilitaci po plicních onemocněních.

2. Škody na zemědělských kulturách a hospodářských zvířatech

Při stanovení škod na zemědělských kulturách se vycházelo z databáze land-cover CORINE(zapůjčeno MŽP). Úhrnné rozlohy pozemků podle druhů v okrese Pardubice jsou následující:

- orná půda	44 289 ha
- zahrady	2 262 ha
- ovocné sady	562 ha
- louky	6 177 ha
- pastviny	564 ha

zemědělská půda 53 865 ha

- lesní pozemky	22 431 ha
- vodní plochy	2 440 ha
- zastavěné plochy	2 097 ha
- ostatní plochy	8 066 ha

celková výměra 88 899 ha

Podle údajů Okresního statistického úřadu jsou plochy sklizní nejdůležitějších plodin pěstovaných v okrese Pardubice:

- luskoviny	820 ha
- louky a pastviny	6 520 ha
- zelenina	530 ha
- technické plodiny	3 480 ha
- obiloviny	22 920 ha
- okopaniny	2 920 ha
- pícniny	13 300 ha

Výpočet ztrát byl zpracován na základě údajů o pěstovaných plodinách, plochy sklizně, celkové sklizně a hektarového výnosu podle Metodického pokynu Mze č.1892/92-310 o uplatňování škod způsobených průmyslovými exhalacemi na zemědělské půdě. Podle monitoringu oxidu siřičitého a prašnosti nedosahují v poslední době v posledních letech již ani I.exhalační zóny (až na výjimky) a také nejsou na velkých znečišťovatelných prakticky tyto náhrady uplatňovány. Přesto však zde výpočet uvádíme jako dolní hranici, protože podle zahraničních výzkumů mohou škody nastat a také je v našich podmínkách brána v úvahu jen koncentrace SO₂ a prašnosti; ostatní škodliviny, zejména O₃, synergie a kumulace jsou zanedbány. Extrapolace na nízké koncentrace nebyla pro tuhé spady provedena, protože v okrese Pardubice jde v současné době o řádově 100 x nižší hodnoty, než s jakými pokyn pracuje (nejnižší zóna prašnosti méně než (150-300) tun na km² a rok. U oxidu siřičitého je základní zóna 40 -50 mikrogramů na m³, což bylo dosaženo jen jako výjimečná extrémní hodnota. Uvedený odhad je nutno považovat jen jako ověření metodiky. Jednotlivé údaje by měly být přesněji strukturovány podle plochy a imisní zátěže, což v souhrnu za okres nebylo k dispozici. Podle podkladů OZS Pardubice byly propočteny škody na jednotlivých pěstovaných plodinách na základě znalosti tržní ceny, % snížení výnosů a ztráty v tunách.

Celková ztráta na pěstovaných plodinách při zařazení do nejnižší zóny je 47,6 mil Kč. Pro srovnání s jinými výsledky výzkumu mohlo být použito jen starších dat (Cvejn 1988, Ústav pro vědeckou soustavu hospodaření 1980 - v: Rada pro ŽP 1983)). Při přepočtu na inflační vývoj lze opět při zařazení do nejnižší exhalační zóny odhadnout výši ztrát na **46,5 mil.Kč.rok⁻¹** za použití prvního pramene, popř. **77,7 mil.Kč ročních ztrát** v druhém případě. Tyto propočty ale znamenají horní hranici odhadu, protože nejsou samozřejmě známy přesné údaje o imisích za jednotlivé plochy a imisní koncentrace jsou předpokládány v nejnižší zóně, která v posledních letech po odsíření největších zdrojů nebyla dosažena.

Použití měrných škod získaných z obdobných výzkumů v Německu dávají tyto výsledky:

12,8 - 95,7 mil.Kč roční ztráty. Výsledky se rozcházejí u různých autorů v zařazení určité rostliny podle citlivosti na oxid siřičitý (Wicke uvádí brambory a cukrovku jako necitlivé k imisím, u nás jsou zařazeny mezi nejcitlivější).

Výpočet ztrát na užitkovosti hospodářských zvířat je shrnut v tabulce. V posledních letech se okres dostává mimo nejnižší zónu imisí, propočet podle citovaného metodického pokynu se dostává mimo oblast zařazení. Jsou uvažovány absolutní ztráty, pro výpočet ztrát relativně na spotřebovaném krmivu se nepodařilo získat data. Pro nejnižší zahrnuté hodnoty imisí byly obdobně vypočteny pro jednotlivé kategorie zvířat na základě údajů OZS Pardubice (1999) podle citované vyhlášky ztráty a celkové škody.

Celková škoda na hospodářských zvířatech způsobená imisemi v okrese Pardubice jako horní hranice odhadu je **18,6 mil.Kč ročně.**

Výzkumy známé v našich podmínkách (Ústav pro vědeckou soustavu hospodaření 1980) propočítával ztráty na mase, přenesená částka na dnešní ceny a okres Pardubice znamená 80 mil Kč za rok, což nekoresponduje ani s odhadem podle německých pramenů (Wicke). Zde byla propočtena měrná škoda $2,6 \text{ DM.kus}^{-1}$, převod na naše podmínky znamená roční ztráty **1,2 mil.Kč**.

Podíl průmyslu z těchto odhadnutých částek byl na úrovni 37 %, tj. u dolní hranice lze škody na zemědělských kulturách odhadnout na **4,4 mil Kč**, u hospodářských zvířat **0,44 – 6,6 mil.Kč**.

Pro výpočet snížení ceny **zemědělského pozemku** lze v našich podmínkách také vycházet z vyhlášky Ministerstva financí č. 279/1997 Sb. o oceňování majetku, která upravuje snížení ceny zemědělského pozemku z důvodu imisní zátěže. Imisní zátěží se rozumí roční depozice vodíkových iontů a oxidu siřičitého, expoziční index ozonu a průměrné koncentrace prašného aerosolu a pro účely vyhlášky byly stanoveny limitní koncentrace vodíkových iontů:

- střední zatížení $100 - 250 \mu\text{g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$,
- silné zatížení nad $250 \mu\text{g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$.

Tyto údaje nebyly k dispozici. Tržní hodnoty zemědělských pozemků byly převzaty z údajů Výzkumného ústavu zemědělské ekonomiky (www.vuze.cz)

Cena se liší podle velikosti pozemku. Ukazuje se, že se u tržních cen neprosazuje na rozdíl od úředních cen význam půdně klimatických podmínek. Tržní cena je ovlivněna polohou pozemku ve vztahu k městským aglomeracím, rekreačním oblastem, tržním centřům, různými mimořádnými vlivy a samozřejmě i spekulativními vlivy.

Pro doplnění informací o kumulaci vlivu a synergii při odhadech škod na hospodářských zvířatech jsou uvedeny základní data o kontaminaci krmiv (za ČR):

Objemná krmiva vyhovují platným limitům jak z hlediska obsahu chemických prvků, tak i reziduí pesticidních látek a PCB.

Krmné směsi představují určité riziko, především u kadmia a u veterinárních farmak v některých druzích finálních krmných směsí. Obsah chlorovaných pesticidů a PCB je nízký.

Krmné obiloviny jsou rizikem pro přetrvávající obsah rtuti.

Minerální krmné doplňky mohou být významným zdrojem rizikových chemických prvků pro hospodářská zvířata (olovo, arzén).

Bilkovinná krmiva živočišného původu mají jak průměrné, tak maximální hodnoty kontaminantů nízké s klesající tendencí. (Pramen: Státní veterinární správa 1999).

3. Škody na lesích

Lesy na území okresu Pardubice patří do pásme ohrožení B a C. Do pásma B se řadí lesní pozemky s výrazným emisním zatížením v příznivějších stanovištních podmínkách, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o 1 stupeň během 6-10 let, imisní zatížení $30-60 \mu\text{g SO}_2.\text{m}^{-3}$. Do pásma ohrožení C patří lesní pozemky a porosty s imisním zatížením, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o 1 stupeň během 11 až 15 let, imisní zatížení $20-30 \mu\text{g SO}_2.\text{m}^{-3}$.

Na území okresu Pardubice zasahují revíry tří lesních závodů (Chlumec n.C., Ronov a Vysoké Chvojno). Na území se nenacházejí porosty se stupni poškození IV.a, IV.b., ojedinele (7 ha) se stupněm poškození III.b. Porostní půda má rozlohu 23 326 ha, lesní pozemky 22 431 ha. Lesní pozemky bez rozlohy porostní půdy tvoří bezlesí (105 ha). Byly zjištěny plochy jednotlivých skupin dřevin v okrese Pardubice podle pásme ohrožení (B a C) a poškození exhalacemi.

VÚLHM (1997) publikoval údaje z výzkumných ploch, na kterých je sledována zátěž lesních ekosystémů imisními látkami (chemismus půdy, srážek, půdní vody a vody v povrchových

vodních zdrojích). Trend snižování spadu depozic pokračuje zejména u síranů, amonných a dusičnanových iontů. U části přírodních lesních oblastí byly překročeny hodnoty podle EHK OSN ($20 \mu\text{g SO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ a NO_x $30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), pro zájmovou oblast jen mírné překročení 21 resp. 38 pro rok 1997, hodnoty dále klesají.

Z přehledné zprávy EC a ICP Forests, národní hlášení za období 1986-1996, kde je monitorován a hodnocen vliv znečištění ovzduší na lesy vyplývá, že v tomto období kulminovala průměrná hodnota defoliace u jehličnatých dřevin v roce 1992, pak následoval mírný pokles a v posledních letech hodnota opět stoupá. U listnatých dřevin byly nejvyšší hodnoty v roce 1993. Z pedologických šetření se vyvodily závěry:

- většina sledovaných lesních půd patří do kategorie půd kyselých až velmi silně kyselých, v minerální půdě 0-10 cm se nejčtenější hodnota pH od roku 1986 udržuje stále na úrovni 3,4,
- zásoba živin je na většině ploch nízká, u vápníku až velmi nízká, pouze u dusíku je střední,
- zatížení sírou a těžkými kovy je vysoké,
- sorpční komplex je v minerální půdě nenasycený, kationtová výměnná kapacita je nízká,
- potvrdil se kladný vliv vápnění,
- letokruhové analýzy ukazují na přetrvávání přírůstkové deprese a rozdílné vztahy mezi SO_2 a tloušťkovým přírůstkem v závislosti na teplotě a nadmořské výšce.

Závěry tohoto výzkumu ukazují opět na nejednoznačnost vlivu SO_2 na poškození lesů. Při hodnocení defoliace a barevných změn se nejedná o specifické symptomy. Na změnách, týkajících se zejména stavu asimilačního aparátu dřevin, se podílí kromě imisí škodlivin, které jsou zpravidla primárními vlivy, i celá řada dalších faktorů. Lesní ekosystémy reagují na změny s určitým zpožděním. Stejně tak, jak hodnotí vliv imisí na lesní kultury zahraniční výzkumy, nelze i v případě našich podmínek jednoznačně předpokládat, že existuje přímá a bezprostřední závislost mezi stupněm poškození lesů a koncentracemi oxidů síry a dusíku (koncentrace u nás i v celé Evropě klesají). S tímto problémem souvisí i způsob uplatňování náhrad za poškození lesů, kdy závislost mezi emisemi a poškozením lesních porostů od konkrétního znečišťovatele není jednoznačná a výpočet je více než problematický.

Přesto však byl proveden odhad škod na lesích vlivem imisní zátěže. Výpočet lze v našich podmínkách provést podle vyhlášky Ministerstva zemědělství č. 55/1999 Sb. o způsobu výpočtu újmy nebo škody způsobené na lesích. Rozlišují se škody způsobené ročními imisemi (vyhláška nespécifikuje strukturu škodlivin ani jejich koncentraci, škoda se vypočítává podle pásem a stupňů poškození lesa). Výpočet pro zájmové území okresu Pardubice byl proveden podle vyhlášky Mze č. 81/96 Sb., tehdy platné. Koncepční pojetí výpočtu se neliší. Náhrada za snížení přírůstu se odvozuje z hodnotového celkového průměrného přírůstu dřeva (CPP) a poměru přírůstu poškozeného a zdravého porostu (K_1). Ztráty snížením přírůstu dřeva **7,6 mil Kč** byly pak odvozeny ze známého stupně poškození a rozlohy poškozených porostů poskytl podle citované vyhlášky.

Ztráty z předčasného smýcení lesního prorostu lze stanovit z ceny lesního porostu v roce vynucené těžby (cit. Vyhl. MF ČR) a procenta mýtní nezralosti. K exhalační (kalamitní) těžbě jsou navrhovány porosty klasifikované stupněm poškození IIIb a výše. Údaje o skutečné těžbě a podílu exhalační těžby v okrese Pardubice nebyly k dispozici, na podíl těžby živelné (v důsledku působení přírodních živlů) mají pravděpodobně svůj vliv i synergické účinky imisí a extrémních podmínek v zimě. V oblastech postihovaných imisemi se navíc nebezpečně zvyšuje výskyt hmyzích škůdců, kteří byli v našich podmínkách dříve považováni za nevýznamné (ploskohřbetka smrková, pilatka, obaleč modřínový), čímž se také zvyšuje podíl nahodilé těžby. Závažným lesnickým problémem některých lokalit okresu Pardubice je tracheomykózní poškození dubu (souvislejší dubové porosty v oblasti Stěblové a jižní části revíru Vysoká). Lze předpokládat, že k hlavním příčinám invazního propuknutí tohoto onemocnění pravděpodobně přispívá oslabení ekosystému. V daném případě se podíl poškození IIIb týkal 7 ha (borovice a dub), celková částka byla odhadnuta na cca **200 000 Kč za rok**.

*Současná praxe počítá i se snížením kvality lesního prorostu v důsledku imisí. V porostech poškozených imisemi dochází k daleko intenzivnějšímu vydělování soušových stromů a to jak čistě imisních, tak i vlivem druhotných škůdců. V těchto porostech byly prováděné intenzivní zdravotní výběry. Mnohdy v poškozených porostech dochází k neúměrnému prořezávání porostů a jejich zahušťování a tím se narušují výchovné programy a je znemožněna přirozená obnova porostů. Vliv imisí se navíc projevuje i na druhovém složení porostu a bylinného patra (ochuzení ve prospěch dominantních, rezistentních druhů). Výpočet ztrát vychází se z podílu sníženého a obvyklého zpeněžení a ceny lesního porostu. Problém je v zjištění sníženého zpeněžení, které nejsou jednotlivé revíry povinny poskytovat, známá je pouze částka průměrného zpeněžení za ČR (885 Kč.m⁻³). Odhadnutá výše ztrát (opět pro porosty navrhované ke kalamitní těžbě) je **600 000 Kč**.*

Tyto odhady mohou sloužit jen jako dolní hranice nastalých škod, mimo možnosti ocenění zůstávají škody vznikající na lesních pozemcích z důvodů okyselování půd, které posunuje ekologickou rovnováhu. Stejně tak je velmi problematické odhadovat škody spojené s mimoprodukční funkcí lesa, to by vyžadovalo zvláštní nákladné šetření např. pomocí kontingentní metody oceňování. Součástí výše škod jsou rovněž škody z mimořádných opatření (hnojení, odvodnění, rekonstrukce náhradních porostů), dále náklady na samotné zjišťování škody (monitoring, biomonitoring, znalecké posudky).

Pro zpřesnění odhadu byly analyzovány zahraniční prameny, kde se ukazuje (kap.5), že převažuje názor škody nevyčíslovat vzhledem k nejednoznačnosti účinků imisí (Švýcarsko, Kanada). Přesto byla publikována data z bývalé SRN, ze kterých byl analogický odhad odvozen. Z rozlohy lesních pozemků z SRN (29,1 % celkové rozlohy) a vypočtené škody na lesním hospodářství (319 DM. ha⁻¹) (Ludwig 1994) odvozena částka pro okres Pardubice podle stávajícího měnového kurzu a při zohlednění inflace ve výši 129 mil.Kč. Analogicky byly přepočteny škody vyplývající z narušení rekreační funkce lesa 162 mil.Kč a škod souvisejících s narušením vodohospodářské funkce 17 mil. Tento odhad je samozřejmě velmi nepřesný, vychází z měrné škody, nezohledňuje územní rozdíly a rozdíly ve výši imisních koncentrací.

Jinou možností je vyjádření škod přes náklady na odstranění škody. Vyčíslitelnými náklady by zde byly náklady na vápnění lesní půdy. Suma vstupů H⁺ do půdy není známa, proto byl odhad proveden podle měrných nákladů publikovaných v SRN (Ludwig 1994). Náklady se pohybovaly kolem 150 ECU na 1 ha. Při výměře porostní lesní půdy 2 243 ha za okres by pak potřebné náklady tvořily částku zhruba 11 mil Kč.

Otázka přesného stanovení škod

Celkový minimální odhad roční škody na lesích za okres Pardubice je 8 408 000 Kč.

*Výši podílu průmyslové činnosti na těchto škodách také nelze určit exaktně. Vycházíme-li z podílu průmyslové činnosti na celkových emisích 37 %, je výše škod, kterou lze přiřadit průmyslové činnosti **3,1 mil.Kč** jako minimální hranice.*

4. Škody na majetcích

Informace o objemu staveb, konstrukcí apod. v členění za území a podle druhu je nedostupné. Lze proto vycházet z měrných škod obdobných studií ze zahraničí, které specifikují škody podle koncentrací škodlivin a podle počtu obyvatel (předpoklad při vyšší hustotě obyvatel je vyšší hodnota celkového majetku na plochu). Studie citované v kap.6 stanovují škody způsobené korozí ve výši 6,85 USD na osobu (1972) resp. 0,12 USD na lb SO₂. Odhad podílu jednotlivých škodlivin je podle těchto pramenů 20 % SO₂.

Z těchto údajů (při 162 400 obyvatel za okres a 77 tis.t SO₂) byla odvozena orientační výše škody 40–64 mil.Kč. Podle jiného pramene (Winpenny) jsou škody tohoto druhu ve výši 3–28 USD na obyvatele, což by v případě okresu Pardubice znamenalo 16,8–160 mil Kč. Za průmysl lze částku odhadnout ve výši 6,2–59,2 mil.Kč. Oba údaje jsou z jiného prostředí a

představují hrubý rozsah škod. Inflační změny zde nebyly zahrnuty. Pro velmi přibližné ocenění je možné také vycházet z údajů publikovaných v kanadských studiích (Canad. Council of Min. of Environment 1995), kde se vychází z procentického podílu na škodách na zdraví obyvatel. Materiálové škody by měly činit 10-15% škod na zdraví, v tomto případě 13 – 34 mil Kč, ovšem vztáženo pouze na efekty z PM_{10} .

Alternativní nebo doplňující vyjádření výše škod na nemovitostech by bylo možné pomocí hedonické ceny, která však vyžaduje šetření rozsáhlého statistického souboru.

5. Škody volně žijící zvěři

Státní veterinární správa sleduje pravidelně obsah reziduí ve volně žijící zvěři. K dispozici byla pouze data za celou ČR. V mase bažantů nebyla prokázána rezidua chlorovaných pesticidů a PCB (na rozdíl od předchozích let). Obsah rizikových prvků byl nízký, ojediněle byly nálezy (Cd,Pb,Ni). U zajíců jsou výrazně kontaminovány chemickými prvky zvláště orgány (Cd,Hg,Pb,Cr). Rovněž maso a zvláště orgány divokých prasat jsou značně kontaminovány rizikovými chemickými prvky (Cd,Hg,Pb). U masa a orgánů srnčí a jelení zvěře je zvlášť významný obsah Cd,Hg v ledvinách, Cd v játrech a olova ve svalovině. Sladkovodní ryby byly nejvýrazněji kontaminovány rtutí a DDT, ojediněle se objevuje PCB a Cd. V tělech dravců byly nalezeny organochlorové sloučeniny s vysokou persistencí v prostředí a vysokým koncentračním gradientem v potravinovém řetězci.

Tyto informace jsou významné z mnoha důvodů. Pro stanovení škod u zvěře, která má tržní cenu lze odvodit újmu z důvodu úhynu nebo nemoci. U ostatní zvěře je nutné vycházet z netržního oceňování (kontingentní metodou).

6. Škody na ekosystému

Škody ze znečištěné vody je třeba kategorizovat podle znečištění zdroje (povrchová, podzemní) nebo druhu využití vody (pitná, užitková, průmyslová, napájecí apod.)

- Škody na zdrojích pitné vody nebyly vyčísleny. Případnou kontaminaci je možné hodnotit:*
- náklady na odstranění (podle platných cen materiálů, mzdových nákladů a dalších kalkulačních položek),
 - pomocí vyvolaných substitučních nákladů (náklady na balenou vodu apod.),
 - pomocí kontingentní techniky ocenění zdroje (willingness to pay) a odhadem snížení této ceny.

Pro zájmové území je specifickým problémem kontaminace povrchových a podzemních vod v důsledku činnosti chemického průmyslu. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy provedl v roce 1996 podrobný srovnávací výzkum vlivu použití labské vody pro závlahy a jejího vlivu na rostlinnou a živočišnou výrobu. Bylo stanoveno několik variant krmiv a napájecích vod a z šetření provedených v lokalitě Valy, tj. 6 km po toku Labe pod výpustí retenční nádrže chemického podniku Synthesia vyplynulo:

- obsahy rizikových chemických prvků ve vodě nepředstavují z hlediska závlah žádný problém. Koncentrace každého ze sledovaných rizikových prvků byly nižší než přípustný obsah v závlahové vodě stanovený ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu - I. třída čistoty. Obsah xenobiotických organických látek v Labi v uvedeném profilu se ve srovnání s minulými lety poněkud snížil. Výsledky Amesova testu doložily, že vody v profilu Valy i v roce 1996 obsahovala mutagenní látky. Nejsilnější mutagenní aktivitu mají polární látky kyselé (chlorované a nitrované fenoly) a polární látky bazické (nitrované aminy a nitroaromáty). Jejich dominantním zdrojem jsou odpadní vody ze a.s. Synthesia.

- půda inundovaná vodou z Labe v této lokalitě obsahuje průkazně více některých prvků (Cd,Zn,As, Cr,Cu) a xenobiotických organických látek (některé těžké uhlovodíky a anilin) než

půda v kontrolní oblasti. Nálezy byly vyšší než přípustný obsah škodlivin v půdě, daný vyhláškou MŽP ČR č. 13/1994 Sb.

- seno z dané lokality bylo průkazně více kontaminováno rtuťí, kadmíem, a (o-,m-,p-) nitrofenoly než v kontrolní oblasti.

Závěry z tohoto výzkumu ukázaly, že inundace vodou Labe jsou mnohem větším zdrojem kontaminace než závlahová voda z Labe. To znamená, že do doby, než budou likvidovány staré zátěže podniku Synthesia, budou inundace labskou vodou zvyšovat obsah škodlivin v půdě a je nutné monitorovat obsah škodlivin v půdě, vyprodukovaných potravinách v území a lovné zvěři.

Další škody, které se u nás nevyčísľují jsou škody ze ztráty viditelnosti. Zahraniční prameny uvádějí výši 1 - 79 USD na kilometr ztracené viditelnosti a osobu za rok. Údaj byl získán pomocí kontingentní metody, jeho převoditelnost na naše podmínky je problematická. Přesto jsou výchozí data k dispozici. Tak např. v Pardubicích (pramen: letiště Pardubice) jsou sledována data o viditelnosti podle jednotlivých dní a vzdáleností. Po 2/3 roku je viditelnost větší než 6 km. Z průmyslových zdrojů je nejčastější snížení viditelnosti při SZ-S větru do 2 m.s⁻¹.

Pro dané území by u vlivů průmyslové činnosti bylo také zajímavé vypočítat škody v důsledku hluku. V a.s. Aliachem Pardubice jsou totiž významné účinky hluku na obyvatelstvo, vyplývající z testování výbušnin. To je zdrojem stížností obyvatel přilehlých obcí. Systematické měření pro tento účel bylo zpracováno v tomto roce, výsledky však nejsou prozatím k dispozici.

Přesto, že se výsledky podle jednotlivých pramenů velmi liší a také není známa přesná inventarizace emisí (rozptylová studie za okres není zpracována, jsou známa data z poplatkových přiznání a REZZO, kde jsou ročně aktualizovány jen velké zdroje) a ani není systematické měření u dalších složek životního prostředí (s výj. vody), lze shrnout odhadnutelné částky v tab.8-6. Škody ze znečištění ostatních složek mohou být stanoveny podle nákladů na odstranění škody (např. půda) a případně metodami kontingentního hodnocení (např. hlučnost) nebo metodou cestovních nákladů (rekreační území).

Tabulka 8: Přehled odhadu škod na životním prostředí v důsledku průmyslové činnosti za okres Pardubice

Škody na zdraví	
Škody ze zvýšené nemocnosti (Marburger)	44, 8 – 99 mil. Kč
Škody z předčasného úmrtí (VOSL)	423 mil. Kč
Škody na zemědělské produkci	
Rostlinná výroba	4,4 mil. Kč
Hospodářská zvířata	6,6 mil. Kč
Škody na lesích	3,1 mil. Kč
Škody na materiálu (Winpenny)	6,2 – 59,2 mil. Kč

Přístupy k vyčíslení akutní škody (následkem průmyslové havárie)

Pro ověření výpočtu byla zvolena modelová situace v území – roztržení cisterny a následný únik 44 t chlóru v podniku a.s. Synthesia (Aliachem) Semtín. Podnik leží severozápadně od města Pardubice, jen 2-3 km od osídlených oblastí. Silnice I.třídy dělí podnik na dvě části a nevýhodou je rovněž i centrální způsob zavlečkování křížící silnici. Výrobní program podniku je velmi pestrý s řadou rizik. Havárie může vyvolat i domino efekt. Veškerý chlór se do podniku přiváží po železnici. Místo úniku chlóru se předpokládá na území podniku. Byly určeny

uvažované klimatické podmínky a pro určení zamořené oblasti byl zvolen program Havárie a stanovena hloubka předpokládané havárie s korekcí na pokrytost terénu $F=0,3$.

Smrtelné zamoření bylo vypočteno v okruhu 850 m a zraňující zamoření 4 000 m. Dále bylo specifikováno šíření plynu při zadané rychlosti větru, rozloha zamořeného území podle jednotlivých druhů ploch katastrálního území (lesy, louky, zahrady, vodní plochy atd.). Na zamořeném území byly zjištěny počty obyvatel, struktura rostlinných kultur, stavy zvířectva a další údaje. Pro odhad škod bylo nutné zjistit toxické a ekotoxické účinky a osud škodliviny v prostředí. Pro výpočet bylo zvoleno toto členění:

- Obyvatelstvo (zaměstnanci a zasažení obyvatelé (náhrady škod, pojištění, náhrady ze zákona, důchodové náhrady, náhrady navíc podle kolektivní smlouvy, náklady na léčbu - vycházelo se z pojetí Simondsovy metodiky dělení na pojistitelné a nepojistitelné škody),
- Rostlinné kultury (lesy, zemědělské kultury, zahrady, sady, louky, pastviny),
- Hospodářská zvířata,
- Ostatní škody (výpadek výroby, zničený majetek apod.).

Do výpočtu nebyly zahrnuty škody, které v současné době lze jen velmi těžko nebo vůbec kvantifikovat, jako např. škody způsobené sekundárními nehodami, porušení biotopů, ztráta dobrého jména podniku apod.

K ocenění škod na životním prostředí v důsledku havárie bylo ve výpočtu (resp. odhadu) použito několik způsobů ocenění. Některé škody byly odhadnuty pomocí tržních cen statků a služeb přírody. Tržními cenami byly oceněny např. škody na loukách. Další škody byly odhadnuty na základě platné právní úpravy, např. poskytování náhrad při poškození zdraví (ztráta na výdělků, invalidní důchod apod.) a dále např. při výpočtu hodnoty lesního pozemku. Některé další škody však nelze vyčíslit ani tržními cenami ani pomocí platné právní úpravy a je velmi nesnadné získat odhady těchto škod. Jedná se např. o náklady na léčení dýchacích cest v důsledku poškození chlórem. Tyto náklady byly odhadnuty na základě konzultací s odborníky, popř. z dostupné literatury a jiných pramenů.

Lze např. využít kontingentní metodu při oceňování škod na zdraví. Otázky však musí být velmi pečlivě sestavovány, aby byl získán srovnatelný a reálný výsledek. Tímto šetřením lze alternativně ohodnotit zdraví, které je možno následně srovnat se skutečnými náklady na léčení.

Při určování škod na budovách jsou zjišťovány dodatečné náklady spojené s výměnou či obnovou materiálu z titulu znečištění. Pokud se však jedná o škodu na historických budovách lze využít metodu cestovních nákladů nebo kontingentní metodu a zjistit, kolik jsou občané ochotni platit za zachování historické budovy.

Vlivem znečištění vznikají také škody v průmyslu a podnikatelských aktivitách. Škody v průmyslu ve znečištěné oblasti můžeme kvantifikovat jako dodatečné náklady na čištění vody, obnovy budov, aj. Ve znečištěném prostředí je také výrazně nižší turistický ruch. Vysoký turistický ruch má vliv nejen na vyšší zisky podnikatelů, ale podporuje celkový ekonomický i společenský rozvoj dané oblasti.

Pokud dojde ke znečištění vodních zdrojů existuje několik technik ocenění. Škodu můžeme vyčíslit jako náklady na vyčištění vodních zdrojů nebo z průzkumu o ochotě platit za vyčištění vodních zdrojů anebo pomocí nákladů na alternativní zdroje dodávky vody.

Při hodnocení škod na lese můžeme vycházet z produkční funkce lesa, kdy využíváme tržní metody k vyčíslení ušlého zisku a dodatečných nákladů (náklady na odstranění znehodnocených dřevin, náklady na obnovu lesního porostu, apod.). Les má řadu dalších funkcí: rekreační, vodohospodářskou, půdoochrannou, atd. a tedy velmi obtížné vyjádřit celkové škody na lese. Pokud dojde ke snížení užitků z rekreace škodu kvantifikujeme jako ochotu platit za prevenci snížení rekreační hodnoty, případně použijeme metodou cestovních nákladů nebo metodu hedonických cen.

K nejzávažnějším škodám vlivem znečištění patří ztráty na ekosystému a diversitě. Nejvhodnější je opět využít kontingentní metodu a zjišťovat u jednotlivých subjektů ochotu platit za odvrácení uvedených škod, popř. porovnávat subjektivní hodnocení návštěvníků vzácných lokalit. Lze říci, že analyzovaná havárie byla menšího rozsahu, zasáhla především území podniku

a tedy zdraví zaměstnanců. Nesrovnatelně vyšší škody na zdraví lidí by vznikly, kdyby havárie zasáhla některou z okolních obcí. Je nutné si uvědomit, že zaměstnanci Synthesie vědí, jak se v případě chemického poplachu zachovat. Bezpochyby účelné je tedy dbát nejen na prevenci vzniku havárií (čemuž napomáhá nový zákon o prevenci závažných havárií), ale především na informování veřejnosti, zajistit okamžité spojení v případě havárie a na druhou stranu preventivně veřejnost informovat o možných rizicích.

Z celkové rekapitulace vyplynulo, že 85% celkových škod tvoří náhrady spojené s úrazy (úmrtními) zaměstnanců podniku a poškozeného obyvatelstva. Tyto škody byly vyčísleny jako jednorázové a roční náhrady.

Analýza nejistoty

Při ověřování možností výpočtu škod se ukázaly tyto problémy, které již částečně byly diskutovány:

Získávání dat naráží na problém statistického výkaznictví, kdy statistická jednotka se často nekryje s potřebou územního přiřazení.

Nepřesné jsou také výsledky transferu měrných škod vyjádřených v jiných měnách a letech.

Zdravotní rutinní statistika neumožňuje korektní výpočet škod na zdraví.

V případě vyčíslování škod na zemědělské produkci se naráží na problém, že jsou koncentrace škodlivin v území v posledních letech drasticky sníženy, takže dostupné poznatky o vlivu škodlivin na zemědělství, stejně tak lesní hospodářství je nutné korigovat. V posledních letech jsou více citovány jiné škodliviny v souvislosti s poškozováním vegetace (ozon, NO_x, VOC apod.).

Mimo oblast monetarizace zůstávají netržní složky životního prostředí.

Transfer výsledků z jiných prostředí a možná úskalí využití

Každá analytická studie hodnocení škod na životním prostředí znamená nemalé náklady a je jistě racionální snaha o přenos výsledků z jiných podmínek.

Transformace hodnocení znamená podle Navruda (1994) aplikaci monetárního hodnocení z částečných studií na alternativní nebo sekundární rozhodování, často v geograficky odlišných podmínkách, než byla originální studie zpracována. Problém převoditelnosti je nutné vidět především:

- zkreslení z důvodu různých podmínek při netržním oceňování,
- přenos v jiných jednotkách, jako např. v případě škod způsobených kyselými srážkami na rybaření je funkce dávka-odezva určena v jednotkách úmrtnosti rybí populace a užitky jsou založeny na změnách chování (snížení dní rybaření),
- studie jsou založeny často na určení průměrného užitku, nikoliv v marginálních termínech a neuvžívají metod převoditelných v místě, regionu a populačních charakteristikách,
- charakteristika populace se může významně lišit demografickými a sociálními charakteristikami.

Převod výsledků může být založen na expertním hodnocení a meta analýze. Je zde nutná opatrnost s ohledem na rozdíly kultury (např. frekvence návštěv lékaře, preference unikátnosti a nenahraditelnosti určitého statku apod.). Přesto je v literatuře uvedena řada příkladů a doporučení, jak se výsledky jednotlivých studií dají využít pro jiné podmínky.

Asijská rozvojová banka (1996) doporučuje transfer výsledků, ale upozorňuje na opatrnost s ohledem na kulturní rozdíly.

Oceňování pomocí přenosu jiných výsledků bylo užito v USA pro hodnocení škod z menších ropných havárií na moři (typ A). Aplikovaly se výsledky netržních hodnocení. V těchto případech, kdy biologické škody nejsou ihned pozorovatelné by mohlo dojít k podhodnocení tím, že by se brala v úvahu jen užitná hodnota životního prostředí.

Garrod (1999) poukazuje i na rozdílné chápání hodnoty života v rámci jednotlivých zákonů v USA – regulační opatření vyplývající ze zákonů počítají s různými hodnotami např. pro potřeby vyhnutí se rakovině způsobené pesticidy nebo způsobené asbestem.

Literatura často cituje i rozdíly v chápání rizika. Řada příkladů pro diskutabilní přenos výsledků je zřejmá i z předchozího textu.

Nejčastěji se tyto problémy řeší přístupem exaktního hodnocení (určení průměrné hodnoty, jednotkové škody, specifikace podmínek apod.

Americké prameny (McCowell 1992, Garrod 1999) uvádějí podrobnosti přenosu výsledků získaných metodou cestovních nákladů a upozorňují na chyby u funkce škod:

- výběr špatného typu funkce (např. lineární nebo semi-logaritmický model),
- vyřazení nebo nekompletnost dat popisujících vlivy škod (např. nejen náklady na benzin, ale i služby apod. tvoří celkové cestovní náklady),
- chyby v pozorováních (špatné určení frekvence návštěv lokality apod.).

Doporučovány jsou kombinace metod pro zvýšení spolehlivosti.

Doyle a Bergstrom (1992) diskutují možnosti využití kontingentního hodnocení a navrhuji kritéria, kdy může být výsledek přenesen do jiného prostředí:

- netržní statky musí být stejné jako ty, které jsou původně oceňovány,
- dotčená populace musí být rovněž identická v obou místech,
- v obou případech by mělo jít o stejné měření užitku.

Tato kritéria jsou však velmi přísná.

Problém může také nastat tehdy, jestliže se hodnotí kontingentní metodou ex post a přenáší se data na situaci ex ante, protože averze k riziku může významně ovlivnit názor odpovídajícího i očekávaný spotřebitelský přebytek. Převoditelnost výsledků za použití statistického testování je v posledních letech rozvíjena zejména v USA s ohledem na potřeby vyplývající ze zákona CERCLA, podle kterého je nutné škody vyčíslvat. Doporučuje se rozvíjení tohoto postupu nejen z hlediska zlepšování

metodologie, ale i přesnější definice výchozích podmínek a šetření psychologie respondentů hodnotících jednotlivé statky.

Meta-analýzy jsou rovněž uváděny jako schůdná cesta pro transfer výsledků. Jednotlivé studie kontingentních hodnocení environmentálních statků se ve svých výsledcích velmi liší. Mohou být ale přepočítány na srovnatelnou bázi. Garrod (1999) cituje studii, kde pomocí statistických metod byly zpracovány výsledky rozsáhlého souboru (287 vzorků) založeného na metodě cestovních nákladů a metodě kontingentní. Byly vysvětleny vlivy některých proměnných a obecnější závěry (vliv nezahrnutí některých aktivit, rozdíly v individuální a zonální metodě cestovních nákladů apod.). Znamé jsou také výsledky modelů hedonické ceny v závislosti na znečištění ovzduší s obecnější platností (ceny nemovitostí).

V neposlední řadě je významné že se liší příspěvky jednotlivých zdrojů při znečišťování ovzduší ve světě a u nás.

Problematika přenosu výsledků nabývá v posledních letech na významu zejména s ohledem na evropskou legislativu a na velké náklady, které jsou s originálními výzkumy spojené.

Pro další práce v oblasti netržních statků je nutné :

- systematicky zkoumat teoretické podmínky, za kterých je možný transfer výsledků,
- navrhnout studie pro testování transferu a standardizaci výsledků,
- zkvalitňovat informace hodnotící netržní statky.

3 Výdaje na ochranu životního prostředí – pojetí, analýza použití a hodnocení jejich efektivnosti

Ing. Václav Ježdík

Části :

- 1. Potřeba sledování a hodnocení výdajů**
- 2. Výdaje – pojetí, metodologie**
- 3. Bilanční přístupy k výdajům**
- 4. Zjišťování výdajů v ČR**
- 5. Analýza použití výdajů**
- 6. Výdaje na ochranu ŽP a eko-efektivnost**
- 7. Celkové shrnutí**

3.1 Potřeba sledování a hodnocení výdajů

Výdaje určené na ochranu životního prostředí dosahují v posledních letech ročně (podle odhadu) asi 65 mld.Kč což představuje cca 3 % hrubého domácího produktu. Jedná se o odhad autorů, protože přesná částka těchto výdajů v ČR zatím zjištěna nebyla. K dispozici jsou pouze údaje o celkových a investičních výdajích veřejné správy a výdaje na investice podnikatelského sektoru. Jen nepřímo lze zjistit kolik na ochranu životního prostředí vydávají domácnosti. Je pravděpodobné, že odhadovaná částka je ještě o něco vyšší, protože některé výdaje spojené s ochranou životního prostředí se v ČR zatím do výdajů nezahrnují (například výdaje na měření výfukových plynů a seřizování spalovacích motorů).

Veřejná správa vydává ročně na ochranu životního prostředí cca 25-26 mld.Kč. Je možné, že ve skutečnosti může být tato částka o něco nižší, protože v ní mohou být duplicitně započítávány transfery mezi jednotlivými stupni veřejné správy. V roce 2000 vydala veřejná správa na ochranu životního prostředí částku 26 mld.Kč, z toho cca 41 % (cca 11 mld.Kč) představovaly investice.

Podnikatelský sektor investoval do ochrany životního prostředí cca 12 mld.Kč , aproximativní odhad celkových výdajů tohoto sektoru může odpovídat částce 26-28 mld.Kč.

Pokud se týká domácností lze odhadnout celkové výdaje na 12-13 mld.Kč.

Bez ohledu na přesnou výši výdajů na ochranu životního prostředí, je ze zjištěných i odhadovaných údajů patrné, že se jedná o významné objemy vydávaných zdrojů. Je proto na místě si klást otázky směřující na nutnou výši těchto výdajů a na efektivitu jejich využívání.

Z hodnocení vývoje těchto výdajů v časové řadě je patrné, že se mění základní struktura výdajů, dlouhodobě klesají výdaje na investice. Svého vrcholu dosáhly v roce 1997 (cca 40 mld.Kč, tj. 2,5% z HDP). Ve roce 2000 jejich výše klesla na cca 21,4 mld.Kč (tj. 1.1% z HDP). Postupný pokles investic na ochranu životního prostředí se projevuje ve většině států Evropy. Stále významnější roli totiž zaujímají neinvestiční výdaje na ochranu životního prostředí. Jedná se o výdaje spojené s provozem investičních celků a s jejich údržbou. Neinvestiční výdaje na ochranu životního prostředí obsahují také výdaje na neinvestiční akce spojené s potlačováním nepříznivého vlivu na životní prostředí a rovněž o výdaje na prevenci.

Nárůst neinvestičních, tzv. běžných výdajů, na ochranu životního prostředí se týká jak podnikatelského sektoru, tak sektoru veřejného a pochopitelně i domácností, kde dokonce tyto „běžné výdaje“ mají zřejmě dominující vliv.

Pokud se týká účelového zaměření výdajů, je možno konstatovat, že během posledních let se jen velmi málo měnila jejich struktura. Nejvíce prostředků (66%) je vydáváno na nakládání s odpadními vodami a na nakládání s pevnými odpady. Veřejná správa směřuje ještě cca 26% prostředků na ochranu krajiny, podnikatelský sektor vydává své zdroje rovněž na ochranu ovzduší a na ochranu a sanaci půdy.

Vzhledem k objemům každoročně vydávaných částek a vzhledem k úloze, kterou by mohly sehrát v péči o životní prostředí, se jeví jako účelné poznat jak jsou výdaje na ochranu životního prostředí

- definovány
- klasifikovány a strukturovány
- zjišťovány.

Seznámení se metodologií výdajů je východiskem k hodnocení toho, kolik se vlastně vydává na ochranu životního prostředí v České republice, jaký podíl představují tyto výdaje na hrubém domácím produktu, kolik připadá na jednoho obyvatele. Aplikace mezinárodně harmonizované metodologie zároveň umožňuje měřit úroveň České republiky v mezinárodním porovnání.

Současně s poznáním objemových aspektů výdajů **narůstá potřeba hodnotit kvalitativní stránky** jejich vydávání. To znamená analyzovat účelnost těchto výdajů a jejich efektivní vynakládání. Analýza efektivnosti musí ve svých důsledcích směřovat k tomu, aby dala odpověď zhruba na tyto otázky :

- jak se vynaložené finanční prostředky projevují ve zlepšování životního prostředí
- kolik stojí udržení dosaženého stavu a jak se nutná výše nákladů mění v čase
- kolik stojí zlepšení dosaženého stavu o jeden stupeň a jak se nutná výše nákladů mění v čase
- zda efektivita výdajů vytváří podmínky pro dosažení stavu udržitelného nebo dokonce trvale udržitelného rozvoje
- s jakými výdaji bude muset Česká republika počítat pro nejbližší budoucnost
- s jakými výdaji by bylo třeba počítat (při současné úrovni poznání ekologické zátěže, současné technologické úrovni realizovaných opatření a při současné úrovni cen), aby v České republice bylo dosaženo stavu ekoefektivnosti.

Jak bude ukázáno v další části této studie, výdaje na ochranu životního prostředí, zvláště celospolečenské (národní) výdaje, slouží rovněž k nepřímé charakteristice

souboru opatření, kterými lze výrazně přispět k dosažení stavu eko-efektivnosti. Tím jejich sledování a analýza získává další významový rozměr.

Hodnocení efektivního vydávání zdrojů na ochranu životního prostředí a s tím spojená kalkulace výše a zaměření výdajů na ochranu životního prostředí je nutná také při posuzování realizaci revitalizačních nebo rozvojových projektů na úrovni mikroregionů, regionů i států. Tento požadavek vyplývá z logiky věci samé, zároveň však odpovídá požadavku EU. (Viz Environmental Impact Assessment, směrnice EEC 85/33, která ukládá posuzovat vlivy vybraných veřejných i soukromých projektů na ŽP).

Sledování efektivnosti ve využívání výdajů na ochranu životního prostředí by se mělo stát důležitým hlediskem v analýzách hospodaření jak států, tak jednotlivých stupňů veřejné správy, podnikatelských subjektů i domácností. Soustavné hodnocení efektivnosti může vést nejen k účelnějšímu využívání prostředků, ale může mít i významný zpětnovazební efekt na vědomí jednotlivců i společnosti.

3.2 Výdaje – pojetí, metodologie

Pojetí

Mezinárodně harmonizované zjišťování výdajů na ochranu životního prostředí se opírá o **Nařízení Rady č. 58/97** z 29.12.1996. Metodika sledování výdajů v oblasti podnikatelských subjektů (Business Sector) je dále řešena **Doporučením Komise ze dne 30.5.2001** (2001/453/EC).

Výdaje na ochranu životního prostředí (Environmental protection expenditure – EPE) jsou v těchto materiálech **definovány** jako peněžní prostředky vydané na opatření spojená bezprostředně s prevencí, redukcí a eliminací znečištění nebo poškození. která jsou výsledkem výrobního procesu nebo následkem spotřeby zboží a služeb.

Do výdajů se nezahrnují :

Výdaje, které nejsou bezprostředně spojeny s ochranou životního prostředí a jejichž prvotním cílem jsou například technické důvody, komerční cíle nebo ochrana a bezpečnost pracovišť.

Kalkulované náklady jako odpisy zařízení na ochranu životního prostředí a úroky příslušných investičních úvěrů.

Výdaje za porušování (nedodržování) norem o ochraně životního prostředí, to znamená pokuty, penále a regresní náhrady.

V metodických materiálech EU i v zahraniční literatuře se pro vyjádření všech prostředků, které byly v daném roce vydány na ochranu životního prostředí, používá anglický výraz **“Expenditure”** Některé ze složek těchto “expenditure” jsou však v této metodologii nazývány “costs” a členské země EU tento princip převzaly do formulářů svých statistických výkazů. Zejména se tento princip uplatňuje u některých složek “Current expenditure” (například ve výrazu “personal costs for environmental protection”).

Podobný přístup byl zvolen v této studii. Tam, kde metodologie EU používá anglický výraz “expenditure”, je použit jako český ekvivalent výraz “výdaje”. Kde metodologie EU používá (ne zcela systematicky) anglický výraz “costs”, je použit jako český ekvivalent výraz “náklady”.

Ve vztahu k ochraně životního prostředí se převážně používá výraz “expenditure” – “výdaje”. Jako základní výraz pro aplikaci v České republice používají autoři této studie výraz “ výdaje na ochranu životního prostředí”. Tento výraz byl promítnut i do návrhu statistického zjišťování .

Klasifikace výdajů dle domén

Výdaje na ochranu životního prostředí se klasifikují **dle devíti oblastí (domén)**, které byly mezinárodně standardizovány v klasifikaci CEPA 2000. Jedná se po tyto oblasti :

- Ochrana ovzduší a klimatu
- Nakládání s odpadními vodami
- Nakládání s odpady
- Ochrana a sanace půdy, podzemních a povrchových vod
- Omezování hluku a vibrací (kromě ochrany pracovišť)
- Ochrana biodiverzity a krajiny
- Ochrana proti záření (kromě vnějšího zabezpečení)
- Výzkum a vývoj
- Ostatní aktivity na ochranu životního prostředí .

Strukturování výdajů dle sektorů

Pro účely sledování různého druhu výdajů, pro zachycení finančních transferů i pro potřeby analýz se výdaje sledují podle čtyřech základních sektorů.

- Veřejný sektor
- Podnikatelský (business) sektor
- Domácnosti
- Soukromé firmy specializované na služby pro ochranu životního prostředí.

Veřejný sektor zahrnuje ústřední, regionální a lokální vlády a obce, vládní agentury a další veřejné instituce zabezpečující služby v oblasti ochrany životního prostředí. Do veřejného sektoru se také zahrnují veřejné podniky, jejichž prvotním úkolem je poskytování služeb pro ochranu životního prostředí. (např. péči o kanalizace), pokud jsou financovány a kontrolovány obcemi. Tím se mezinárodně harmonizované vymezení veřejného sektoru pro účely sledování výdajů na ochranu životního prostředí liší od vymezení vládního sektoru v soustavě národních účtů.

Podnikatelský (business) sektor se vymezuje podle tříd klasifikace odvětví národního hospodářství NACE rev.1. Výdaje na ochranu životního prostředí se sledují a publikují dle těchto tříd :

- NACE 01-05 - Zemědělství, lesnictví, rybářství
- NACE 10-14 - Dobývání nerostných surovin
- NACE 15-37 - Zpracovatelský průmysl (který lze ještě dělit na 10 pododvětví)
- NACE 40-41 - Výroba elektřiny, dodávky plynu a vody
- NACE 45-90 - Zahrnuje třídy NACE 45 – Stavebnictví, NACE 60-64 - Doprava a spoje, NACE 50-52, 65-67 a část třídy 90 - Ostatní služby

Poznámka :

Část NACE 90 - veřejné korporace poskytující služby ochraně životního prostředí jsou zařazeny do veřejného sektoru

Část NACE 90 - komerční (soukromé) organizace poskytující placené služby v oblasti ochrany životního prostředí tvoří vlastní quasi sektor tak zvaných specializovaných podniků

Pro mezinárodní komparace se zatím zpravidla používají pouze údaje o výdajích na ochranu životního prostředí za průmysl (dobývání nerostných surovin, zpracovatelský průmysl a výrobu elektrické energie, dodávky vody a plynu t.j. za odvětví NACE 10-14, 15-37, 40-41). Je to dáno dostupností potřebných dat u jednotlivých zemí.

Za soukromé domácnosti se **zjišťují tyto druhy výdajů na ochranu životního prostředí :**

Výdaje za nakládání s odpadními vodami v domácnostech (např. i budování a údržba septiků)

Výdaje za odvoz a likvidaci odpadů

Výdaje na kontrolu výfukových plynů u motorových vozidel, náklady na rozdílné ceny za bezolovnatý benzin a platby za služby spojené se seřizením motorů

Ostatní platby domácností za zabezpečování služeb na ochranu životního prostředí soukromým firmám

Výdaje spojené s přechodem na ekologičtější způsoby vytápění

Soukromé firmy specializované na služby pro ochranu životního prostředí jsou firmy, jejichž hlavním oborem činnosti je poskytování služeb. jako jsou odvoz , skladování a zpracování odpadků, odstraňování odpadních vod apod. tyto služby jsou převážně vymezeny ve třídě 90 NACE., převážně v těchto podtřídách :

90.01 odvádění a čištění odpadních vod

90.02 sběr a odstraňování tuhého odpadu

90.03 odstraňování nebo zastavení ekologických škod a podobné činnosti.

Základní skupiny ukazatelů

Statistický úřad EU (Eurostat) doporučuje, v souvislosti se zjišťováním výdajů na ochranu životního prostředí, sledovat šest skupin ekonomických proměnných - ukazatelů, které jsou též předmětem Společného dotazníku Eurostat/OECD o stavu životního prostředí. Obecné platí, že hodnota celkových výdajů na ochranu životního prostředí představuje součet všech investičních a běžných výdajových proměnných (variables). Každá ze skupin proměnných má svůj specifický ekonomický charakter a poskytuje možnosti analytického využívání pro hodnocení aktivit zaměřených na ochranu životního prostředí. Aplikace těchto skupin proměnných v ČR by byla zřejmě užitečná. Dávají poměrně vyčerpávající přehled o vějíři aktivit spojených s ochranou životního prostředí.

1. Investice

Investice na ochranu životního prostředí zahrnují všechny výdaje (financované z příspěvků , vlastních zdrojů a úvěrů) na pořízení strojů, zařízení a pozemků, jejichž účelem je ochrana životního prostředí. Hodnota celkových výdajů na investice je sumou investic těchto dvou základních typů investičních výdajů :

Koncové investice (tzv. end-of-pipe) směřují do opatření na konci výrobních procesů. Z hlediska vazby na ochranu životního prostředí je jejich vymezení

jednoznačné. Tyto investice se bezprostředně nepodílí na výrobním procesu, nemají vliv na výrobní proces ani množství produkovaného znečištění. Zařízení slouží k odstranění již vyprodukovaného znečištění. Investiční výdaje zahrnují i náklady na nákup zařízení, které souvisí s ochranou životního prostředí, jako jsou např. odkalovací nádrže nebo septiky.

Investice do integrovaných technologií – jsou investice, které vedou k modifikaci nebo úpravě výrobního procesu s cílem dosáhnout snížení produkovaného znečištění. Z hlediska přínosu pro ochranu životního prostředí se uvažuje s environmentálním přínosem realizované technologie. Kvantifikace investičních výdajů na ochranu životního prostředí představuje tu část pořizovací ceny investice, která znamená pouze navýšení nákladů oproti nákladům, které by vznikly pořízením alternativního zařízení, které je funkční a levnější, ale méně šetrné k životnímu prostředí. V případě modernizace již provozovaného výrobního procesu je výdaj na ochranu životního prostředí roven celkovým výdajům vynaloženým na úpravu, kterou se dosáhne snížení znečišťování životního prostředí.

Investiční výdaje zahrnují i náklady na nákup přídatného zařízení, které souvisí s ochranou životního prostředí, jako jsou např. katalytické konvertory .

Sledování těchto investic v evidenci podniků v ČR je obtížné, protože cenové kalkulace ani evidence investic s takovým pohledem na investice nepočítají. Jejich sledování bude vyžadovat zavedení pomocné evidence s tím, že v řadě případů by příslušná část pořizovací ceny investic musela být odhadována. Většina zemí EU tímto směrem postupuje. Určitou výjimkou je Spolková republika Německo, kde se sledují výhradně investice „end of pipe“. V Německu se vychází z názoru, že každá nová investice musí být „přátelská“ k životnímu prostředí. Jako vysvětlení uvádějí němečtí specialisté analogii s koupi osobních automobilů, které se již ani nevyrábějí bez katalyzátoru výfukových plynů.

2. Běžné výdaje

Běžné výdaje na ochranu životního prostředí zahrnují náklady na mzdy, pronájmy, energie, suroviny a nákupy služeb, jejichž hlavním účelem je prevence vzniku, snížení, zneškodnění nebo eliminace znečišťujících látek a znečištění nebo jakékoli poškození životního prostředí, které může vzniknout činností podniku.

Definice běžných výdajů se zakládá na účetních standardech užívaných v podnikovém účetnictví v souladu účetními standardy EU, tj. zahrnují se všechny výdaje, které nejsou kapitalizovány, ale patří do účtu nákladů a výnosů. Běžné výdaje představují roční náklady na provoz a údržbu činností, technologií, procesů a zařízení (nebo jejich částí).

Položka "Mzdových nákladů" je tvořena náklady na personál zaměstnáváný v činnostech k ochraně životního prostředí. Mzdové náklady by měly zahrnovat všechny výlohy zaměstnavatele včetně odvodů sociálních dávek.

Výdaje spojené s leasingem, který není vykazován v podnikovém účetnictví jako hmotný majetek (provozní leasing), by měl být též označen jako běžný výdaj.

Běžné výdaje lze rozlišit podle druhu činnosti do čtyř kategorií:

Běžné výdaje na ochranu životního prostředí, které mají často vazbu na předchozí investici do zařízení na ochranu životního prostředí. Patří sem všechny výdaje spojené s odpadem, tj. náklady na sběr, skladování, úpravu, skládkování atd.

Běžné výdaje se také vyskytují při užívání poskytovaných služeb na ochranu životního prostředí, např. koordinace v péči o životní prostředí, certifikace, školení, poskytování informací a výzkum.

Běžné výdaje mohou též zahrnovat nákupy zboží, které sice neslouží k provozu zařízení na OŽP, ale přesto jsou určeny k ochraně životního prostředí.

Běžné výdaje zahrnují také veškeré náklady na nákup služeb k zajištění ochrany životního prostředí a ke které zmírnění negativního vlivu činnosti podniku na ŽP.

V souladu s metodologií EU **by při statistickém zjišťování měly být běžné výdaje děleny na dvě základní skupiny :**

-výdaje vnitřní (interní), použité na environmentální aktivity uskutečňované uvnitř podniku (interní)

-výdaje vnější (externí) použité na platby dodavatelům či nákupy služeb spojené s ochranou životního prostředí.

Terminologicky toto dělení nákladů neodpovídá terminologii používané v podnikovém účetnictví, lze je však poměrně snadno odvodit z obsahu obou skupin běžných výdajů.

Běžné výdaje - vnitřní

Vnitřní výdaje zahrnují všechny ostatní běžné výdaje určené na ochranu životního prostředí včetně nákupů produktů a služeb od jiných firem. Zahrnují spotřebu energií a surovin na opatření k ochraně životního prostředí včetně mzdových nákladů na příslušný personál. Velká část těchto výdajů je určena na krytí nákladů, vznikajících provozem zařízení sloužících k ochraně životního prostředí. Patří sem i výdaje s touto činností spojené, jako je administrativa, vzdělávání, informace, ekologický management, výzkum a vývoj.

Vnitřní běžné výdaje zahrnují rovněž nákupy materiálu neinvestičního charakteru, určeného k ochraně životního prostředí.

Mezi vnitřní výdaje patří například :

- Výdaje na provoz a údržbu zařízení sloužícího k ochraně životního prostředí – patří sem náklady na mzdy zaměstnanců včetně odvodů sociálních dávek a nemocenského pojištění, náklady na suroviny a energii potřebné k provozu zařízení a údržbě zařízení. Do této skupiny patří i náklady na sběr odpadů, jejich skladování (i skládkování) třídění a nakládání s nimi, pokud si tuto činnost provádí podnik sám.

- Měření a monitoring úrovně znečištění

- Nákupy materiálu, jehož účelem je ochrana životního prostředí, ale který nemá přímý vztah k zařízení na ochranu životního prostředí. Jsou to například identifikovatelné a prokazatelné dodatečné náklady vyplývající z přechodu na nové vstupy do výroby nebo nové technologie, např. barvy bez škodlivých rozpouštědel, paliva s nízkým obsahem síry nebo přechod k používání obnovitelných surovin.

- Výdaje na obecnou ekologickou administrativu a jiné činnosti, i když nemají přímý vztah k zařízení na ochranu životního prostředí, např. založení a správa environmentálního informačního systému, vydávání environmentálních licencí,

registrací a certifikací, environmentální vzdělávání a informace, vnější komunikace s úřady státní správy týkající se životního prostředí, vydávání environmentálních zpráv či studií.

- Výdaje na environmentální výzkum a vývoj zahrnují celkové náklady na vědu, výzkum sloužící ochraně životního prostředí, na testování nových výrobních postupů či zařízení apod., zaměřeného na snižování negativního vlivu provozu podniku na životní prostředí.

Vnitřní běžné výdaje **nezahrnují** nákupy takových služeb na ochranu životního prostředí, které nabízí veřejný sektor nebo firmy specializované na ochranu životního prostředí. Tím se míní zejména sběr a odvoz odpadu, odvod a čištění odpadních vod, služby z oblasti ekologického poradenství.

Nezahrnují se také odpisy zařízení sloužícího k ochraně životního prostředí ani úroky z příslušných úvěrů.

Nezahrnování odpisů do nákladů není sice v souladu s účetnickými standardy v ČR, ale vychází z celkové „filosofie“ výdajů na ochranu životního prostředí, při které se pořizovací cena investice zahrnuje celá do nákladů v roce, kdy investice byla uvedena do provozu.

Pokud se týká úroků, jedná se o problém k diskusi. Úroky z investičních úvěrů bezesporu zvyšují pořizovací cenu investice a tedy výdaje na ochranu životního prostředí. Do podnikových výdajů na ochranu životního prostředí by se však zahrnovaly postupně a ne jednorázově, jak je obvyklé u environmentálně orientovaných investic. Z důvodu zjednodušení se proto ve většině států Evropy úroky z investičních úvěrů do výdajů na ochranu životního prostředí nezapočítávají. Výjimkou je opět Spolková republika Německo, kde se pořizovací ceny environmentálních investic zvyšují o tak zvané kalkulované úroky, vypočítané za smluvní dobu splatnosti úvěru. Jedná se bezesporu o přesnější vyjádření ceny investic, je však otázkou do jaké míry je možné a únosné tyto kalkulace od jednotlivých investorů požadovat..

Běžné výdaje vnější - (platby a nákupy služeb)

Běžné výdaje vnější zahrnují všechna platby za nákup služeb určených k ochraně životního prostředí a to od jiných subjektů, jak z veřejného sektoru, tak od soukromých firem. Tyto platby se vztahují čistě k aktivitám na ochranu životního prostředí, které jsou zajišťovány externím dodavatelem.

Patří sem například :

- platby za pronájmy a za pojištění ekologických zařízení,
- platby firmám zajišťujícím svoz a zneškodňování tuhého odpadu včetně plateb za užívání kontejnerů
- platby provozovatelům kanalizace za odvádění a čištění odpadních vod
- platby za měření, monitoring, atestace , audit a certifikace v oblasti životního prostředí
- platby environmentálním konzultantům např.za vzdělávání personálu .

Do výdajů se nezahrnují pokuty, náhrady škody a regresní náhrady, neboť se nejedná o úhradu aktivit spojených se zlepšováním životního prostředí , ale o postih za nedodržování principů jeho ochrany. Jedná se o odchylku od běžné účetní praxe, která tyto platby zahrnuje do nákladů spojených s ochranou životního prostředí.

3. Výnosy (receipts) z vedlejších produktů

Při některých činnostech na ochranu životního prostředí vznikají vedlejší produkty, které lze ekonomicky zhodnotit. Mohou být buď prodávány a být zdrojem příjmu, nebo mohou být využity interně producentem a snižovat jeho vlastní náklady. Příkladem může být využití odpadního tepla nebo zhodnocení odpadu jako druhotné suroviny. Jiný příklad vedlejšího obchodovatelného produktu, vznikajícího činností na ochranu ŽP, je sádra, generovaná při odsiřování exhalátů ze spalování uhlí.

Je třeba upozornit, že tento druh příjmu či úspory se vztahuje jen na takový produkt, který je opravdu vedlejší, a tedy není pro podnik hlavním výrobním programem.

Při bilancování výdajů na ochranu životního prostředí se objem výnosů z vedlejších produktů odečítá od celkových výdajů na ochranu životního prostředí.

Do výnosů z vedlejších produktů se nezahrnují :

Příjmy firem, jejichž hlavní činností je poskytování služeb v oblasti životního prostředí

Výnosy veřejného sektoru za aktivity spojené s ochranou životního prostředí (např. poplatky za odvoz odpadků), protože se nejedná o prodej vedlejšího produktu, ale o aktivity bezprostředně spojené s ochranou životního prostředí.

Tyto výnosy se sledují jen v rámci daného sektoru

4. Podpory

Jedná se převážně transfery finančních prostředků mezi různými stupni veřejného sektoru nebo transfery od veřejného sektoru k soukromému sektoru. Zahrnují se běžné i kapitálové platby určené na ochranu životního prostředí

V terminologii národních účtů se jedná o dotace na výrobu, investiční granty a ostatní transfery. Pokud se týká veřejného sektoru je nutno zabezpečit, aby nedošlo k dvojímu zaúčtování příslušného transferu. Týká se to například transferů mezi různými úrovněmi státní správy (centrální orgány – kraj – obec). Výdaje musí být očištěny od duplicitního účtování.

Na straně platícího sektoru (veřejného) představují dotace část finančních výdajů, na straně sektoru přijímajícího sektoru (soukromého) se od celkových vlastních výdajů na OŽP odečítají.

Je zajímavé, že ani metodika EU ani dosavadní praxe při sledování výdajů státního rozpočtu v ČR nepočítá explicitně ani straně příjmů ani straně výdajů s prostředky, které do České republiky plynou ze zahraničí, například z fondů Evropské Unie jako jsou ISPA, SAPARD nebo PHARE. Přitom se nejedná o malé prostředky. Podle našeho názoru i tyto prostředky mezi podpory na ochranu životního prostředí patří.

5. Poplatky

Jedná se o transfery finančních prostředků od soukromého sektoru k veřejnému sektoru. Poplatky musí být placeny za služby týkající se ochrany životního prostředí, jejichž dávky jsou obligatorní. Zahrnují se pouze ty dávky, které jsou určeny k financování ochrany životního prostředí.

6. Příjmy

Zahrnují se příjmy veřejného sektoru a podnikatelských subjektů specializovaných na ochranu životního prostředí, plynoucí z prodeje environmentálních služeb. Jsou to tzv. specializovaní producenti environmentálních služeb a zvláště k tomu určené útvary

orgánů státní správy. Jejich hlavní aktivitou je poskytování služeb na ochranu životního prostředí a jsou podle své převažující činnosti zařazeny do OKEČ 90 .

3.3 *Bilanční přístupy k výdajům*

Celkový objem výdajů na ochranu životního prostředí je chápán jako objem peněžních prostředků použitých na opatření, jejichž prvotním cílem je prevence, redukce a eliminace znečištění nebo příčin znečištění životního prostředí, pokud toto znečištění plyne z výrobních procesů nebo ze spotřeby zboží a služeb

Základním bilančním přístupem je výpočet celospolečenských výdajů na ochranu životního prostředí za běžný rok. V terminologii environmentálního účetnictví se tyto celospolečenské výdaje označují jako "Národní výdaje na ochranu životního prostředí". Základní analytickou relací je vztah celospolečenských výdajů k hrubému domácímu produktu , nebo k objemu tvorby hrubého fixního kapitálu dané země v příslušném roce. Sledování tohoto vztahu v delším časovém období umožňuje pak hodnotit tendence, které se v tomto vztahu projevují v průběhu několika let.

Další analytické relace jsou založeny na strukturalizaci těchto výdajů. Výdaje na ochranu životního prostředí se zjišťují a vyhodnocují podle :

- čtyřech základních sektorů – veřejného sektoru, podnikatelského sektoru (business sektor), domácností a specializovaných podniků
- devíti oblastí (domén) na ochranu životního prostředí
- druhů výdajů (investice, běžné výdaje, poplatky) a financování (vlastní zdroje, dotace apod.)

Současně se v mezinárodní praxi používá **dvojí pojetí výdajů na ochranu životního prostředí**. Jedná se o vymezování výdajů podle toho, zda jsou určeny bezprostředně na prevenci, redukci a zamezení (abater principle), nebo zda jsou určeny na financování opatření, které provádí někdo jiný (financing principle)

Toto rozlišování výdajů na Exp I a Exp II umožňuje, že lze vyloučit duplicitní započítávání výdajů v různých sektorech. Podstata řešení spočívá na dvojitým účtování výdajů na každý druh aktivity , jednou v rámci Exp I a podruhé v rámci Exp II.. Všechny finanční toky se tedy zaznamenávají dvakrát – jednou u sektorů, které prostředky poskytují, podruhé u sektorů, které je přijímají (například vyplacené a přijaté podpory).

Expenditure I (Exp I) - Výdaje na snižování (abater principle) zahrnují všechny výdaje daného sektoru na opatření, která provádí bezprostředně sám daný sektor vlastními silami. Od těchto výdajů je zapotřebí odečíst příjmy, které sektor při provádění těchto opatření získal (výnosy z by-produktu). Sektor tedy kalkuluje výdaje na vlastní aktivity očištěné od výnosů z provádění těchto aktivit.

U výdajů na snižování (Exp I), pokud jsou placeny z výslovně určených environmentálních dávek a poplatků , se předpokládá, že jsou financovány tím sektorem, který opatření provádí.

Obdobně výdaje na správu ŽP veřejného sektoru, financovaného z veřejného rozpočtu, se považují za výdaje financované veřejným sektorem

Výdaje na investice ŽP v odvětví stejně tak jako výdaje na vlastní personál, pokud nejsou financovány pomocí dotací a podpor, se považují za část vlastních výdajů daného odvětví.

Expenditure II. (Exp II) - Výdaje na financování (financing principle) zahrnují odvody peněžních prostředků daného sektoru jiným sektorům, které provádějí aktivity na ochranu životního prostředí svými silami. Z toho vyplývá, že ta část výdajů Exp I daného sektoru, která byla financována jiným sektorem, musí být odečtena a naopak část výdajů Exp I realizovaná jiným sektorem, ale financovaná daným sektorem, musí být přičtena.

V souhrnu za celé hospodářství by mělo teoreticky platit, že dotace a podpory vyplacené se musí rovnat dotacím a podporám přijatým. V souhrnu za celé hospodářství by se měly v principu rovnat i výdaje Exp I výdajům Exp II. Při praktickém výpočtu by to bylo možné jen v případě, že jsou v evidenci zachycena všechna opatření a všechny finanční transfery spojené s ochranou životního prostředí.

Kromě toho metodika Eurostatu nemá zatím plně vyřešeny výdaje Exp I. A Exp II. za quasi sektor „Specializovaných podniků“. Tím není v této metodice dořešen bilanční vztah příjmů tohoto sektoru k výdajům ostatních tří sektorů. Autoři studie se proto pokusili chybějící vazby dořešit a to na základě brutto vztahu tak, aby výdaje a transfery týkajících se těchto specializovaných podniků byly co nejkompletněji zachyceny.

Dvojí pojetí výdajů na ochranu životního prostředí - **jejich dělení výdajů na Exp I a Exp II** - umožňuje využívat i **analyticko – bilanční přístup** k těmto výdajům a podle mého názoru v sobě skrývá **značný analytický potenciál**.

Ve své podstatě totiž výdaje Exp I, vymezené druhově jako výdaje dle ”abater principle” (překládané jako snižovací nebo potlačovací princip), vypovídají o celkové hodnotě aktivit zaměřených na prevenci, redukci nebo zamezení vlivů škodlivých pro životní prostředí a to v daném sektoru nebo za společnost jako celek.

Obdobně výdaje Exp. II, vymezené druhově podle ”financing principle”(překládané jako princip financování) , vypovídají o finančních transferech spojených s realizací environmentálních aktivit. Lze mít za to, že anglické (ale i české) vyjádření obsahu Exp I a Exp II nevystihuje přesně obsahovou (subject matter) podstatu těchto výdajů.

Jestliže ale budeme výdaje Exp I chápat jako hodnotu environmentálních opatření realizovaných v daném sektoru a Exp II jako objem finančních transferů daného sektoru, pak můžeme přistoupit k hodnocení toho, jaký objem opatření na ochranu životního prostředí byl v daném sektoru realizován a po očištění této hodnoty od vlivu finančních transferů můžeme hodnotit, kolik vlastních zdrojů věnoval sektor na tato opatření. V rámci finančních transferů je možno analyzovat vztahy sektorů a jejich podíl na realizovaných opatřeních. Zvláště významné je toto poznání při analýze vztahů mezi sektorem veřejné správy a ostatními sektory.

Do bilančního přehledu je možno vnést další dimenze, zejména dimenzi použití výdajů podle domén ochrany životního prostředí. Stejně tak je možno využít strukturování investic na investice typu end of pipe a na investice integrované do výrobního procesu. To otevírá další možnosti hodnocení celkových celospolečenských, (národních) výdajů na ochranu životního prostředí, stejně tak jako hodnocení dle sektorů, zejména pak sektoru veřejné správy.

Základní vztahy bilančního přehledu, zejména pak charakteristika vztahů mezi sektory a jejich výdaji je patrná z modelu celospolečenských výdajů na ochranu životního prostředí. Uvedený model charakterizuje způsob sestavení celkové bilance a poskytuje východisko pro její analýzu. Základní podmínkou pro analýzu bilančního přehledu je však odstranění informačních deficitů a získání adekvátní dat. Právě informační deficity neumožňují sestavit bilanční přehled v celém komplexu a výrazně omezují jeho využití jeho analytického potenciálu.

Tabulka 9: Model celospolečenských výdajů na ochranu životního prostředí

Sektor	Výdaje na snižování Exp I (abater principle)	Výdaje na financování Exp II (financing principle)	Výdaje celkem
Veřejný sektor	+ výdaje na investice z nich na end-of-pipe + běžné výdaje - příjmy za by-produkt = Exp I	+ subvence vyplacené poplatky přijaté = Exp II	+ Exp I + Exp II = Exp.celkem
Business sektor	+ výdaje na investice z nich na end-of-pipe + běžné výdaje - příjmy za by-produkt = Exp I	- subvence od veř. sektoru + poplatky pro veř.sektor = Exp II	+ Exp I + Exp II =Exp.celkem
Domácnosti	Výdaje na vlastní opatření = Exp I	- subvence od veř. sektoru + poplatky pro veř.sektor = Exp II	+ Exp I + Exp II = Exp celkem
Specializované Podniky	+ výdaje na investice z nich na end-of-pipe + běžné výdaje příjmy za poskytované služby = Exp I	- subvence a platby od veř. sektoru + poplatky pro veřejný sektor	+ Exp.I + Exp. II = Exp celkem
Souhrn	Výdaje Exp I celkem v tom: na investice z toho end-of-pipe běžné	Výdaje Exp II celkem (teoreticky= 0)	Exp celkem

Exp = Expenditure

Z metodických podkladů EU sestavili model autoři a navrhli bilanční vazby u spec. podniků

3.4 Zjišťování výdajů v ČR

Výdaje na ochranu životního prostředí se v České republice zjišťují několika způsoby. Každý sektor má svá specifika, která se v současnosti od sebe dosti liší. Obecně je však možné konstatovat, že v současné době má zjišťování výdajů řadu nedostatků. Následkem toho v České republice není zatím možné sestavit celospolečenský bilanční přehled a není proto možné zjistit celkovou výši národních výdajů na ochranu životního prostředí.

Za několik posledních let jsou v časové řadě k dispozici investiční výdaje na ochranu životního prostředí podle účelového zaměření investic, a to v několika strukturách - podle vlastnických vztahů investorů, podle zdrojů financování, podle sektorů a podle odvětvové příslušnosti (dle klasifikace OKEČ) investorů a tyto údaje jsou dávány k dispozici rovněž orgánům EU. Nedostatkem je, že nelze zjistit výdaje na investice typu end of pipe.

Za sektor veřejné správy jsou k dispozici celkové výdaje na ochranu životního prostředí tak, jak jsou k dispozici z účetních výkazů veřejné správy a odděleně zjišťované výdaje na investice. Údaje veřejné správy o výdajích na ochranu životního prostředí mají svá specifika, jejichž poznání je důležité pro analýzu výdajů a pro měření jejich efektivního používání. Těmto specifickým bude věnována další část této studie.

Za business sektor jsou k dispozici údaje o investicích, a to ve strukturách uvedených výše. Nejsou zatím vůbec k dispozici údaje o neinvestičních výdajích.

Za sektor domácností se údaje o výdajích na ochranu životního prostředí zatím nezjišťují ani se neprovádí jejich aproximativní odhad i když by to zřejmě bylo možné, jak si ověřili autoři studie. Sestavení celkové (národní) bilance bude vyžadovat pokračovat dál v těchto aktivitách a vyřešit problém přímého zjišťování nebo nepřímého výpočtu výdajů na ochranu životního prostředí u sektoru domácností.

Zjišťování výdajů u tak zvaných specializovaných podniků, což by nemělo představovat vážnější problém. Dle názoru autorů je možno využít možností stávajícího statistické zjišťování a jeho vhodnou strukturalizací dospět k potřebným datům.

Pozitivní je, že již byly učiněny první kroky k nápravě současného stavu. Autory této studie bylo navrženo statistické zjišťování výdajů na ochranu životního prostředí v podnikatelském sektoru, které by mělo umožnit sestavení bilančního přehledu za tento sektor, zjištění výdajů podle Exp.I a Exp.II i celkových výdajů za sektor. Je možno ocenit iniciativu Ministerstva pro životní prostředí České republiky a Českého statistického úřadu při zavádění do praxe státního statistického zjišťování výdajů na ochranu životního prostředí u podnikatelského sektoru. Po zavedení tohoto zjišťování by mohl být problém s dostatečnou strukturalizací výdajů podnikatelského sektoru vyřešen.

Specifika zjišťování výdajů veřejné správy

Veřejná správa v České republice hraje v ochraně životního prostředí významnou roli, neboť na ochranu životního prostředí vydává ročně (podle Statistické ročenky životního prostředí 2002) cca 25-26 mld.Kč. Při posuzování této částky je zapotřebí vzít v úvahu, že v rámci celkové sumy výdajů mohou být zahrnuty transfery finančních prostředků mezi jednotlivými stupni veřejné správy.. I tak se však jedná o podíl na financování ochrany životního prostředí.

Podle odhadu autorů této studie podíl veřejné správy na celkové sumě výdajů činí cca 38-40% (podíl podnikatelského sektoru podle odhadu může být 42- 43% a podíl domácností cca 18-19%).

Vážným problémem sledování výdajů na ochranu životního prostředí ve veřejné správě je, že tyto výdaje doposud nejsou zcela konsistentní s mezinárodně standardizovanou metodikou, tak jak byla charakterizována v předchozí části této studie. To vede nutně k tomu, že zjištěné výdaje nelze jednoznačně strukturovat na investiční a běžné výdaje, že výdaje (například SFŽP) mohou obsahovat i poskytnuté úvěry a splátky těchto úvěrů (včetně inkasovaných úroků) a že výdaje mohou obsahovat i duplicitní započítávání transferů mezi jednotlivými složkami veřejné správy. Problém představuje i zachycení transferů grantů a subvencí ze zahraničí. Lze počítat s tím, že váha zahraničních zdrojů dále stoupne po vstupu ČR do EU.

Z výše uvedeného vyplývá, že využití stávajících údajů o výdajích veřejné správy pro naplnění celostátního bilančního modelu a pro výpočet tak zvaných národních výdajů na ochranu životního prostředí je značně problematické.

Zachycení finančních toků mezi jednotlivými složkami veřejné správy od ústředních orgánů až po obce by vyžadovalo aplikaci specificky zaměřené klasifikace, sloužící k identifikaci vybraných výdajů a příjmů veřejné správy a provedení následného sekundárního zpracování dat z účetnictví veřejné správy. Je nutno upozornit na to, že se skutečně jedná až o druhotné zpracování a navíc vybraných dat, protože základní zpracování dat slouží potřebám kontroly čerpání státního a veřejných rozpočtů.

Vázným problémem u výdajů veřejné správy je přesnější a transparentnější rozlišování výdajů podle „abater“ principu a „financing“ principu. Bude proto nutné věnovat tomuto rozlišování značnou pozornost.

Složitost vzájemných vztahů mezi jednotlivými složkami veřejného správy se autoři této studie snažili znázornit na dále uvedeném schématu

Tabulka 10: Schéma výdajů na ochranu životního prostředí veřejné správy

Sektor	Výdaje na snižování Exp I (abater principle)	Výdaje na financování Exp II (financing principle)	Výdaje celkem
Ústřední státní správa	+ výdaje na investice z nich na end-of-pipe + běžné výdaje - příjmy za by-produkt a služby = Exp I	+ subvence vyplacené fondům, krajům a obcím + subvence vyplacené podnik. sektoru - poplatky (daně) přijaté - zdroje ze zahraničí = Exp II	+ Exp I + Exp II = Exp.celkem
Státní fondy (vč.FNM)	+ výdaje na investice z nich na end-of-pipe + běžné výdaje - příjmy za by produkt a služby = Exp I	+ subvence vyplacené krajům a obcím + subvence vyplacené podnik. a domácnostem - subvence od ústřední stát.správy = Exp II	+ Exp I + Exp II =Exp.celkem
Kraje	+ výdaje na investice z nich na end-of-pipe + běžné výdaje - příjmy za služby = Exp I	+ subvence obcím + subvence podnik. sektoru - subvence od ústřední stát. správy a fondů - zdroje ze zahraniční - poplatky přijaté = Exp II	+ Exp I + Exp II = Exp celkem
Obce	+ výdaje na investice z nich na end-of-pipe + běžné výdaje - příjmy za služby = Exp I	+ subvence domácnostem a podnik. sektoru - subvence od ostatních stupňů veř. správy - subvence od státních fondů - sponzorské dary - zdroje ze zahraniční - poplatky přijaté = Exp II	+ Exp.I + Exp. II = Exp celkem
Souhrn	Výdaje Exp I celkem v tom: na investice z toho end-of-pipe běžné	Výdaje Exp II celkem (teoreticky= 0)	Exp celkem

Exp = Expenditure

Schéma sestavil autor

Autor studie je přesvědčen, že přesná strukturalizace výdajů a odpovídající zachycení transferů finančních prostředků a vyloučení jejich duplicitního započítávání je možné i u veřejného sektoru. Dle poznání autorů je možné daný problém vyřešit zavedením sekundárního zpracování dat vedených v účetnictví orgánů veřejné správy. V podstatě jde o využití stávajících evidencí v sektoru, o přípravu odpovídající

klasifikace a následné identifikace vybraných dat a provedení jejich zpracování. Pochopitelně je k tomu nutná spolupráce a pochopení příslušných orgánů veřejné správy. Pokud se to povede, bude to významný přínos k výpočtu celonárodních výdajů České republiky.

3.5 Analýza použití výdajů

Výchozí předpoklady

Předpokladem pro správnou interpretaci zjištěných informací o výdajích na ochranu životního prostředí je poznání ukazatelů a jim odpovídajících údajů, pomocí kterých se výdaje vyjadřují. Jde zejména o:

- poznání metodického obsahu ukazatele
- poznání způsobu zjišťování dat
- ocenění vypovídací schopnosti dat ve vztahu k danému jevu (problém adekvace)
- poznání hranic použití získaných dat.

Jde o to poznat, jak jsou data získávána, do jaké míry způsob získávání dat odpovídá metodickému obsahu a do jaké míry metodické vymezení ukazatele a jeho vyjádření pomocí zjištěných dat omezuje jeho analytické využití.

Dalším důležitým aspektem, zejména při mezinárodní komparaci, je vyjádření ukazatele vyjádření v určité cenové hladině. Pro národní interpretaci je zřejmě vhodné použít data v běžných cenách s tím, že při výpočtu relací k jiným ukazatelům (např. k HDP) budou i tyto ukazatele vyjádřeny v běžných cenách.

Při mezinárodní komparaci je nutné data zjištěná původně v běžných cenách domácí měny převést na srovnatelnou cenovou bázi. V podstatě se jedná o čtyři základní možnosti srovnatelných cenovýchází:

- převod do měny EURO na základě směnného kursu
- převod do měny EURO na základě standardu kupní síly (Purchasing Power Standards – PPS)
- převod do US dolaru na základě směnného kursu
- převod do US dolaru na základě parity kupní síly (Purchasing Power Parity – PPP)

Převod na základě parity kupní síly je pro mezinárodní porovnání vhodnější, neboť svým způsobem zabezpečuje porovnatelnost vnitřních cenových hladin porovnávaných států.

Ve většině mezinárodních porovnávání prováděných orgány Buse aplikuje tento způsob převodu. Například data kandidátských zemí jsou vyjádřena v EURO právě na základě tzv. standardu kupní síly.

Význam právě tohoto způsobu dosahování cenové porovnatelnosti je zdůrazněn tím, že legislativa EU jej předepisuje i u syntetických ukazatelů, které mají kriteriální význam a které slouží jako podklad pro čerpání grantů ze strukturálních fondů EU. Podle „Council Regulations“ číslo 2081-2083 z roku 1993 a podle článku 87 Amsterodamské smlouvy může o podporu ze strukturálních fondů žádat region NUTS 2, jehož regionalizovaný HDP na jednoho obyvatele vyjádřený v PPS (Purchasing Power Standards), nedosahoval za poslední tři roky 75% průměru 15 členských zemí EU.

Převod domácích běžných cen do zahraniční měny pomocí směnného kursu je také možný, ale získaná porovnání poskytují zcela odlišnou informaci.

Mezi základní metody analýzy výdajů na ochranu životního prostředí patří hodnocení jejich vztahu k vybraných (zejména makroekonomických) agregátům struktury, komparace (zejména mezinárodní) a měření účinnosti.

Svým zaměřením se mohou analýzy lišit v závislosti na tom, zda se jedná o analýzu národních (celospolečenských) výdajů, analýzu výdajů daného sektoru, podnikatelského subjektu nebo konkrétního projektu.

Komparace zemí EU

Široce používaným přístupem, uplatňovaným orgány EU pro mezinárodní porovnávání mezi zeměmi EU a kandidátskými zeměmi, je **hodnocení vztahu výdajů na ochranu životního prostředí k objemu hrubého domácího produktu**.

Jedná se o podíl (vyjádřený v %) výdajů na HDP. Tento ukazatel je vhodný jak pro sledování vývoje v čase v dané zemi, tak pro mezinárodní porovnávání. Jeho výhodou je to, že vyjadřuje procentní vztah dvou veličin v daném roce nebo na daném prostoru a to bez ohledu na způsob ocenění (zpravidla v b.c.) obou veličin.

Dalším široce používaným ukazatelem je objem výdajů na ochranu životního prostředí připadající na jednoho obyvatele dané země. Pro mezinárodní porovnávání je nutno ukazatel vyjádřit v mezinárodně porovnatelném ocenění například v EURO s tím, že přepočtení je provedeno na bázi koeficientů pro PPS (standard kupní síly). Při sledování toho, jak se tento vztah vyvíjí v čase, je nutno brát v úvahu vliv možného vlivu vývoje cen.

Oba uvedené vztahové ukazatele je možno použít i pro vnitrostátní potřebu jak u národních výdajů na ochranu ŽP, tak u výdajů za veřejný sektor, nebo podnikatelský sektor. Při mezinárodním porovnávání, které provádí orgány EU, se zpravidla výdaje za podnikatelský sektor nahrazují výdaji za průmysl. Je tomu tak proto, že data o výdajích za průmysl jsou k dispozici u většiny porovnávaných států.

Statistický úřad EU (Eurostat) publikuje v časových řadách podíl celkových výdajů, podíl výdajů veřejného sektoru a podíl výdajů průmyslu na HDP v dané zemi v daném roce.

Dalším analytickým přístupem, používaným orgány EU, je **hodnocení struktury výdajů** a to zpravidla ze těchto hledisek :

- podíl výdajů (v%) Exp I. a Exp. II na výdajích jednotlivých sektorů, s tím, že data za některé sektory nejsou k dispozici
- podíl výdajů(%) na jednotlivé domény ochrany ŽP na národních a sektorových výdajích na ochranu ŽP. Tyto vztahy se v orgánech EU sledují v časových řadách za jednotlivé země a za EU jako celek a zároveň se používají k mezinárodnímu porovnávání.
- podíl výdajů(v%) vybraných odvětví průmyslu, např. energetického, chemického, hutnického, potravinářského, na celkových výdajích (na ochranu ŽP) průmyslu

Spolu s tím, jak roste význam běžných výdajů na ochranu životního prostředí, se používá i **hodnocení struktury investičních a běžných výdajů**, například:

- podíl investičních a běžných výdajů na celkových výdajích na ochranu ŽP, a to za celonárodní výdaje, za výdaje veřejného sektoru a za výdaje průmyslu
- podíl investičních výdajů na jednotlivé domény, a to za celonárodní výdaje, výdaje veřejného sektoru a výdaje za podnikatelský sektor (resp. průmysl)
- podíl běžných (neinvestičních) výdajů na jednotlivé domény, a to za celonárodní výdaje, výdaje veřejného sektoru, výdaje za podnikatelský sektor (resp. průmysl).

U hodnocení všech výše uvedených vztahů prováděného na mezinárodní úrovni (např. orgány EU) je nutno počítat s tím, že porovnatelnost dat může být citelně ovlivněna tím, jaké údaje daly jednotlivé země k dispozici..Je to patrné na příklad z porovnání podílu výdajů na ochranu životního prostředí na HDP v členských zemích EU a v kandidátských zemích. Nejvyšší podíl výdajů na HDP mělo Polsko (2,4%), nejnižší byl podíl výdajů v Lotyšsku (0,5%). Podíl výdajů v České republice činil 1,5%, což znamená mírně nadprůměrnou pozici. Průměrné výdaje členských zemí EU představovaly zhruba 1% z jejich HDP. K tomu je však třeba dodat, že podíl výdajů za ČR byl vypočten pouze z investičních výdajů na ochranu ŽP, obdobně byl proveden výpočet podílu za Maďarsko. Většina hodnocených států, včetně většiny členských zemí EU, poskytla neúplná data. To ovšem znamená, že analytické závěry lze z takových údajů provádět pouze velice obtížně. Přes všechny problémy se zjištěním potřebných dat, lze však učinit závěr, že kandidátské země vydávají na ochranu ŽP nejméně dvakrát více z HDP, než členské země EU. Tento závěr odpovídá i logice věci, protože kandidátské země de facto musí vyrovnat zpoždění, které u nich v péči o životní prostředí v minulosti nastalo.

Možnosti analýzy existujících dat v ČR

Hodnocení celkových výdajů na ochranu životního prostředí v České republice je v současné době limitováno tím, jaká data se o výdajích na ochranu ŽP zjišťují. Jak již bylo uvedeno jsou to některá data za veřejný sektor a rovněž data o investičních výdajích

Analýza investic na ochranu ŽP

Základním přístupem k hodnocení struktury investic by mělo být oddělení posuzování investic „end of pipe“ a tak zvaných integrovaných investic. Každý z těchto typů investic má při ochraně životního prostředí jinou funkci. Funkcí investic „end of pipe“ je snížit nebo eliminovat znečištění, které by mohlo při výstupu z výroby poškodit životní prostředí, tak zvané integrované investice, jsou zařízení, která přispívají k ochraně životního prostředí přímo v procesu výroby. Je pochopitelné, že by bylo žádoucí sledovat nejen základní dělení investic na uvedené dva typy, ale v rámci těchto typů hodnotit jejich zaměření dle domén ochrany životního prostředí a také sektorovou nebo odvětvovou skladbu investorů. V podmínkách České republiky to zatím není možné. Údaje, které jsou zjišťovány o investicích na ochranu životního prostředí tuto základní strukturalizaci neumožňují.

Co se týká třídění investic dle sektorů, lze je provádět pouze nepřímo. Přitom je však možno konstatovat, že zjišťováním dat investicích na ochranu životního prostředí se věnuje v ČR již řadu let značná pozornost, existují však zatím odchylky od metodologie uplatňované ve většině zemí EU.

Informace o výdajích na investice za ČR zahrnují všechny investiční výdaje, které se vztahují k aktivitám orientovaným na ochranu životního prostředí. Data byla doposud získávána z ročního statistického výkazu Českého statistického úřadu. Údaje o hmotných investicích (HIM) představují sumu údajů, které byly vynaloženy na pořízení HIM (koupí nebo vlastní činností), spolu s celkovou hodnotou HIM získaného formou bezúplatného nabytí, nebo přeřazením z osobního užívání do podnikání. Data jsou k dispozici v časové řadě od roku 1986 do současnosti.

Data umožňují jejich strukturování podle :

- domén ochrany životního prostředí
- zdrojů financování v členění na vlastní zdroje, návratné úvěry, podpory z veřejných rozpočtů, granty a dotace ze zahraničí a ostatní zdroje
- druhů vlastnictví v členění na vlastnictví soukromé, družstevní, státní, komunální, vlastnictví sdružení, politických stran a církví, vlastnictví zahraniční, mezinárodní a smíšené
- institucionálních sektorů, zahrnujících nefinanční podniky a korporace, peněžní instituce a korporace, vládní sektor v dělení na ústřední a místní vládní sektor a také soukromé neziskové instituce a domácnosti
- podle odvětvové klasifikace ekonomických činností (OKEČ – CZ NACE)

Data jsou zpracována tak, že strukturování podle domén ochrany životního prostředí je uplatněno jak u celkových výdajů na investice, tak dalších výše uvedených struktur.

Z reálně zjištěných dat vyplývá, že investiční výdaje směřují převážně do tří domén ochrany. Zdroje byly v ČR vydávány především na ochranu vody, ochranu ovzduší a klimatu a na ekologické nakládání s odpady. Přitom v období 1991 – 2000 podíl těchto

tří domén na celkových investičních výdajích nepatrně klesal a zároveň se měnil podíl jednotlivých domén na celku.

Pro účely této studie byly pro posouzení změn struktury použity za dvě pětiletá období a to za roky 1991-1995 a 1996-2000. Cílem tohoto přístupu je omezit vliv ročních výkyvů investičních výdajů. U investic na ochranu životního prostředí mohou být meziroční výkyvy značné, protože podle stanovené metodiky investice na ochranu životního prostředí představují sumu pořizovacích cen investic uvedených v daném roce do provozu. Pro analýzu dlouhodobějších změn struktury bude zřejmě vhodnější používat k tomu účelu buď úhrny za několik let, nebo porovnání průměrných podílů za určitý počet let.

Z níže uvedeného přehledu je dobře patrná změna struktury výdajů, a to především zvýšení podílu výdajů na ochranu ovzduší a klimatu. Růst objemu výdajů ve druhé pětiletí je ovlivněn výdaji v letech 1996-1998. V dalších dvou letech objem investičních výdajů výrazně poklesl.

Tabulka 11: Investiční výdaje na ochranu ŽP v ČR

Výdaje na ochranu ŽP dle domén	1991 – 1995		1996 - 2000	
	v mil. Kč	v %	v mil. Kč	v %
Celkové výdaje	106 744	100,0	161 986	100,0
Ochrana vody	41 654	39,0	46 952	30,0
Ochrana ovzduší	48 193	45,2	87 918	54,3
Nakládání s odpady	13 334	12,5	16 929	10,4

Zdroj: publikace ČSÚ 2002 – Investice na ochranu životního prostředí v ČR – časové řady.

Zjišťovaná data o investicích na ochranu životního prostředí umožňují rovněž, provádět propočty k různým makroekonomickým veličinám. Pro účely této studie byl vybrán vztah k HDP, ke konečné spotřebě HDP a k tvorbě hrubého fixního kapitálu. Podle našeho názoru se pro účely analýzy jeví jako vhodný vztah k HDP, vyjadřuje vlastně podíl investic na nově vytvořeném produktu. Zřejmě dobré interpretační možnosti poskytuje i vztah k celkovému objemu tvorby hrubého fixního kapitálu, neboť investice na ochranu životního prostředí tvoří prakticky část relativně homogenního celku. Při interpretacích těchto vztahů je však třeba mít na paměti, že investice na ochranu životního prostředí jsou sumou pořizovacích cen investic, které byly dokončeny a uvedeny do provozu v daném roce. To je určitá odchylka od metodiky sledování investic a jejich zahrnování do bilance HDP.

Z níže uvedeného přehledu je patrné, že v roce 2000 se snížil podíl investic na ochranu životního prostředí na celkové tvorbě hrubého fixního kapitálu zhruba na polovinu. Průměrný podíl environmentálních investic na tvorbě hrubého fixního kapitálu byl v uvedeném pětiletí 5,9%. V přepočtu na jednoho obyvatele ČR kles objem výdajů na investice ze 3 630 Kč roce 1996 na 1 993 Kč v roce 2000.

Ve vztahu k hrubému domácímu produktu a ve vztahu ke konečné spotřebě HDP je pokles podílu ještě výraznější a svědčí o strukturální změně ve výdajích na ochranu životního prostředí. Lze totiž usuzovat na růst běžných (neinvestičních) výdajů na ochranu ŽP.

Tabulka 12: Vývoj investičních výdajů na ochranu ŽP v ČR

Ukazatel	1996	1997	1998	1999	2000
Investiční výdaje v mld.Kč b.c.	37,0	40,5	35,2	29,0	20,3
Podíl na HDP v %	2,4	2,4	1,9	1,5	1,0
Podíl na konečné spotř.HDP v%	3,3	3,3	2,7	2,1	1,4
Podíl na tvorbě fix.kapitálu v%	6,9	7,4	6,4	5,4	3,4

Zdroj: Statistická ročenka životního prostředí ČR 2002

Analýza výdajů veřejného sektoru ČR

Jedním ze základních přístupů k hodnocení výdajů na ochranu životního prostředí veřejné sekтору by mělo být hodnocení podílu výdajů Exp. I a Exp.II. Odlišení těchto dvou typů výdajů je u veřejné správy zvláště důležité, protože jejím prostřednictvím probíhají transfery prostředků od vyššího stupně veřejné správy k nižšímu a od jednotlivých úrovní veřejného sektoru dalším sektorům. V kapitole „Bilanční přístupy“ je explicitně uvedeno bilanční schéma výdajů veřejného sektoru a charakterizovány možné transfery zdrojů.

Taková analýza výdajů veřejného sektoru v ČR není zatím možná. Výdaje na ochranu životního prostředí se získávají z účetních podkladů jednotlivých stupňů veřejné správy a jsou zpracovávána přednostně pro potřeby kontroly plnění státního a veřejných rozpočtů.. Výdaje na ochranu životního prostředí se sledují v této základní skladbě:

- státní rozpočet
- státní fondy (zejména Státní fond na ochranu životního prostředí)
- Fond národního majetku (výdaje na likvidaci starých ekologických zátěží)
- územní rozpočty (zahrnují rozpočty obcí, měst, bývalých. okresních úřadů, a krajských úřadů).

Odděleně jsou vedeny podpory ze zahraničí na akce k ochraně životního prostředí.

Údaje jsou dále strukturovány podle domén ochrany životního prostředí a v rámci jednotlivých domén ještě detailněji podle vybraných položek naplňujících danou doménu.

Spolu s výdaji jsou sledovány i příjmy Státní fondu na ochranu životního prostředí, jmenovitě

- poplatky a pokuty
- splátky a úroky z poskytnutých půjček.

Tyto příjmy jsou rovněž strukturovány dle domén ochrany životního prostředí.

Výdaje na ochranu životního prostředí mají zvyšující se tendenci, při postupném poklesu výdajů na investice.

Jak již bylo uvedeno v kapitole „Bilanční přístupy“, nevýhodou současných dat o výdajích na ochranu životního prostředí veřejného sektoru v ČR je skutečnost, že nejsou údaje nejsou zcela konzistentní s mezinárodně harmonizovanou metodikou. I přes tento nedostatek, který limituje analytické využití dat, poskytují informace o výdajích veřejného sektoru řadu analytických možností.

Například je možnost sledovat vývoj výdajů podle jednotlivých úrovní veřejné správy a hodnotit jak stoupá váha územních orgánů veřejné správy ve financování ochrany životního prostředí. Z níže uvedeného přehledu je patrný přesun výdajů od ústředních orgánů státní správy směrem ke státním fondům, krajům a obcím.

Tabulka 13: Výdaje na ochranu životního prostředí orgánů veřejné správy v ČR v mil. Kč

Veřejná správa	1999	2000	2001	1999=100%
Ústřední stát.správa	5 540,2	5 038,4	4 313,7	77,9
Státní fondy ŽP	2 609,7	2 884,4	3 711,3	142,2
Fond nár.majetku x)	1 768,0	2 143,0	2 727,4	154,3
Ústřední zdroje	9 917,9	10 065,8	10 752,4	108,4
Územní rozpočty	14 488,1	14 898,3	15 642,9	107,9
Celkem	24 806,0	24 964 ,0	26 395,3	106,4
Zahraniční zdroje	36,0	1 206,0	1 112,0	x

x) likvidace starých ekologických zátěží

Zdroj: Statistická ročenka životního prostředí ČR

Rovněž lze sledovat do jakých domén ochrany životního prostředí jsou výdaje v převážně míře směřovány. Je možno konstatovat, že všechny složky veřejné správy směřují své výdaje na ochranu životního prostředí pouze do několika domén (ze sledovaných devíti). Výdaje na těchto několik domén představují většinu všech výdajů na ochranu životního prostředí.

Tabulka 14: Účelové zaměření výdajů na ochranu životního prostředí v mil. Kč

Doména ochrany ŽP	Ústřední stát. správa		Státní fond ŽP		Územní rozpočty	
	Výdaje v mil. Kč	Podíl na celku v %	Výdaje v mil. Kč	Podíl na celku v %	Výdaje v mil. Kč	Podíl na celku v %
Odpadní vody	660,2	15,3	1 537,9	41,4	6 221,8	39,8
Ovzduší	119,9	2,8	1 505,1	40,5	604,2	3,9
Odpady	273,2	6,3	361,7	9,7	4 177,8	26,7
Půda a podzemní.vody	210,8	4,9	0,	0,	51,9	0,3
Krajina	1 854,4	42,98	147,9	4,0	4 149,8	26,5
Správa v oblasti ŽP	673,3	15,6	97,9	2,6	0,	0,
Výzkum a vývoj	169,4	3,9	---	--	0,	0,
Celkem podíl	x	85,5	x	98,2	x	97,2

Prakticky se stejným zaměřením vydává své prostředky podnikatelský sektor, jak ukazují mezinárodní statistiky a jak potvrdilo i pilotní šetření provedené v podnikatelské sféře ČR v roce 2002. Dle odhadu autorů rovněž u domácností směřuje převaha výdajů do domén nakládání s odpady a odpadními vodami a do domény ochrana ovzduší a klimatu.

Pokud se týká investic určených na ochranu životního prostředí, z jejich celkové výše v částce cca 10 mld. Kč (rok 2001), byla zhruba polovina (48%) určena k nakládání s odpadními vodami (zejména výstavba čističek a kanalizací) a méně než polovina (36%) k ochraně ovzduší a klimatu. Přitom více jak 90% investic bylo realizováno prostřednictvím rozpočtů územních orgánů státní správy.

Bylo by rovněž možno hodnotit výdaje veřejného sektoru ve vztahu HDP, případně ve vztahu k údajům na konečnou spotřebu vládních institucí tak, jak je tento agregát uveden v národních účtech ČR. Přitom je možné abstrahovat od menšího metodického rozdílu, který je mezi vymezením veřejného sektoru v metodice výdajů na ochranu životního prostředí a vymezením vládního sektoru tak, jak je definován pro národní účty.

Výdaje na ochranu životního prostředí veřejného sektoru v roce 2000 se podílely na HDP 1,2 %. Jejich podíl na konečné spotřebě vládních institucí činil 6,7%. Tyto údaje je možné akceptovat jako orientační, protože údaje o výdajích na ochranu životního prostředí nejsou „očištěny“ od vlivu finančních transferů v rámci veřejného sektoru.

Hodnocení efektivnosti výdajů na ochranu životního prostředí by se mělo stát součástí každého projektu obdobně jako v business sektoru. Aplikace analytických metod u veřejného sektoru je zvláště žádoucí, protože se jedná o používání veřejných prostředků. Hodnocení užitečnosti výdajů na jednotlivé projekty by nemělo představovat problém. Lze aplikovat například metody hodnocení měrné investiční náročnosti jako u podnikatelských subjektů. Výrazně složitější je hodnocení výdajů na úrovni jednotlivých stupňů veřejné správy, nebo za veřejný sektor jako celek. Základním problémem je vyjádření užítku, respektive vyjádření syntetické charakteristiky zlepšení stavu životního prostředí a nebo zdravotního stavu obyvatelstva.

Analýzy výdajů business sektoru

Výdaje business sektoru na ochranu životního prostředí je nutno posuzovat jak na úrovni každého podnikatelského subjektu, tak na úrovni odvětví a na úrovni sektoru. Pokud se týká analýzy výdajů na podnikové úrovni, lze předpokládat, že podnikový informační systém, zejména pokud má podnik zavedeno environmentální účetnictví nebo systém EMAS, poskytuje všechna potřebná data. V takovém případě je možno analyzovat data v potřebných strukturách, pokud se týká investic tak za jednotlivé investiční akce. Analýzu za investiční i neinvestiční výdaje by mělo být možné provést pomocí některou z modifikací metody analýzy efektivnosti nákladů (Cost Effectiveness Analysis). Lze rovněž doporučit aplikaci hodnocení pomocí měrné nákladové nebo investiční náročnosti. Tento postup vychází ze vztahu mezi výší (objemem) odstraňovaného znečištění a náklady na jeho odstranění. Teoreticky lze odvodit, že s poklesem znečištění stoupají náklady na jeho odstranění, respektive náklady na další pokles znečištění. Objem výdajů na jednotku odstraňovaného znečištění tak stoupá.

Pokud se týká hodnocení výdajů na úrovni odvětví nebo celého business sektoru jsou možnosti analýzy výdajů výrazně omezeny stávajícími informačními deficity. Současný způsob zjišťování výdajů na ochranu životního prostředí u business sektoru poskytuje pouze možnost hodnocení výdajů na investice. Analýza výdajů na investice však vyžaduje také informace o objemech odstraňovaného znečištění zaviněného příslušným odvětvím nebo sektorem, aby bylo možné hodnotit měrnou investiční náročnost nebo, aby bylo možné vztáhnout objem odstraňovaného znečištění k odvráceným škodám (například k redukcí zdravotního rizika).

Účelné by bylo hodnotit vztah investičních výdajů sektoru a možného užítku. Při aplikaci této metody bude však nutné překonávat informační deficity například v oceňování škody a rizik pomocí kvalifikovaných nebo aproximativních odhadů.

Hodnocení běžných (neinvestičních) výdajů zatím možné není. Je však třeba ocenit, že Český statistický úřad spolu s Ministerstvem pro životní prostředí ČR připravují nové statistické zjišťování výdajů, které by již informace o běžných výdajích business sektoru mělo zabezpečit.

Další část této subkapitoly bude tedy pojednávat o tom, jak bude možné hodnotit informace o celkových a běžných výdajích business sektoru, až bude dořešen problém zjišťování potřebných dat.

Pokud se týká celkových výdajů na ochranu životního prostředí za sektor by mělo být možné hodnotit jejich podíl na:

hrubém domácím produktu nebo hrubé přidané hodnotě
na tvorbě hrubého fixního kapitálu za odpovídající odvětví ekonomických činností podle OKEČ.

Bude rovněž účelné výdaje strukturovat podle domén ochrany životního prostředí.

Zvláštní pozornost bude nutné věnovat dělení celkových výdajů na výdaje Exp. I (abater principle) a na výdaje Exp.II (financing principle). Každý z těchto typů výdajů by zasluhoval samostatnou analýzu.

Výdaje Exp.I (abater principle) je možné chápat jako souhrn výdajů na opatření (investiční i neinvestiční povahy) zaměřených na snížení nebo eliminaci nepříznivých vlivů na životní prostředí. Pokud se jedná o výdaje na investice v rámci Exp.I, představují vlastně hodnotu díla, vytvořeného k péči o životní prostředí. Po uvedení investice do provozu je možné využít běžných a celkových výdajů Exp.I k měření toho, zda vydané prostředky přinášejí i nadále předpokládaný efekt. Je totiž důležité si uvědomit, že právě pro hodnocení toho, zda výše vydaných zdrojů odpovídá účinku na životní prostředí. Měl proto být analyzován vztah mezi účinkem a vydanými prostředky typu abater principle (Exp. I).

Výdaje Exp.II (financing principle), po vykompensování příjmů a výdajů, je možné chápat jako sumu vlastních zdrojů sektoru – podniku, věnovaných ochraně životního prostředí. Stanovení celkového objemu použitých vlastních zdrojů na opatření prováděná v rámci sektoru-podniku, na subvencování aktivit jiných institucí, nebo na sponzorské dary má svou důležitost při celkové bilanci příjmů a výdajů sektoru –

podniku, při podávání zpráv pro řídicí orgány podniku, případně pro vytváření image a reporting podniku.

Obdobně jako u celého business sektoru by mělo být možno hodnotit užitečnost výdajů u konkrétního podniku nebo dokonce u jednotlivého projektu. Situace pro hodnocení je v tom případě jednodušší, neboť všechny potřebné údaje jsou k dispozici a snadněji se definuje a měří požadovaný – předpokládaný – projektovaný efekt několika málo charakteristik životního prostředí. Na úrovni sektoru nebo celého národního hospodářství je nutné hledat reprezentanty, které mohou adekvátně charakterizovat zlepšení ekologické situace v jednotlivých doménách ochrany životního prostředí.

3.6 Výdaje na ochranu ŽP a eko-efektivnost

Koncept eko-efektivnosti

Měření eko-afektivnosti a vytváření tlaku na dosažení eko-efektivního stavu se v současném světě věnuje stále větší pozornost. Svědčí o tom řada teoretických zpráv a experimentálních studií, jejichž cílem je definovat principy eko-efektivnosti a hledat odpovídající způsoby měření na úrovni podniku i na úrovni celé společnosti.

Obecně lze definovat, že ukazatel eko-efektivnosti je vztah mezi environmentálními a finančními proměnnými. Cílem správného environmentálního managementu musí být zvyšování eko-efektivnosti cestou snižování dopadů na životní prostředí spolu s růstem výnosů podniku (Schaltegger/Sturm 1989). Světová podnikatelská rada pro udržitelný rozvoj (World Business Council for Sustainable Development - WBCSD) popsala cestu, jak eko-efektivnosti dosáhnout zhruba takto: „...**eko-efektivnosti je možné dosáhnout, když dodávky zboží a služeb za konkurenceschopné ceny uspokojí lidské potřeby a přinášejí kvalitu života a současně se progresivně snižují ekologické dopady a napětí ve zdrojích...**“. WBCSD šel ještě o krok dále, kdy zahrnul do své definice i požadavek na dosažení rovnováhy: „**stavu eko-efektivnosti je dosaženo, když ekonomické aktivity nedosahují úrovně odhadované únosností země, nebo jsou s ní alespoň v rovnováze,**“.

Problémem takové koncepce je, že doposud nejsou přijata mezinárodně dohodnutá pravidla nebo standardy pro rekognoscenci, měření a získání environmentálních informací za průmyslový podnik, nebo průmyslová odvětví, tím méně za sektor nebo za stát jako celek. Rovněž nejsou unifikovány tyto environmentální informace, které by bylo vhodné použít v relaci s údaji o financování.

Přitom rozhodujícími vztahy, které charakterizují míru eko-afektivnosti na celospolečenské úrovni, by měly být vztahy základních makroagregátů, vyjadřujících objem a dynamiku produkce a objem a dynamiku spotřeby, k charakteristikám, které vyjadřují stav jednotlivých složek životního prostředí nebo změny tohoto stavu v čase.

Mezi takové makroagregáty by měly zřejmě patřit především:

objem a dynamika vytvořeného HDP, nebo hrubé přidané hodnoty
objem a dynamika užitého HDP, respektive objem a dynamika výdajů na konečnou spotřebu HDP, nebo složek těchto výdajů.

Z hlediska vztahu HDP a životního prostředí je důležité se zabývat analyzováním vývoje koeficientu vlivu HDP na životní prostředí (EIC-Environmental Impact Coefficient of GDP), který charakterizuje vztah růstu produktu o jednotku k vývoji spotřeby přírodních zdrojů. Jedná se vlastně o hodnocení vývoje spotřeby zdrojů na jednotku produktu. Jestliže při růstu HDP spotřeba zdrojů na jednotku HDP klesá nebo roste pomaleji, koeficient by měl klesat. Jestliže spotřeba zdrojů poroste rychleji nebo stejně rychle jako produkt, koeficient zřejmě klesat nebude (spíše poroste). Jako příznivý ve vztahu k eko efektivnosti je možno hodnotit pouze pokles koeficientu EIC. Dopad růstu produktu na životní prostředí vyplývá z porovnání změny koeficientu EIC a změny růstu HDP.

Problémem je, jak adekvátně měřit spotřebu přírodních zdrojů, zda volit soustavu charakteristik, nebo zda hledat určitého vhodného reprezentanta.

Pochopitelně na úrovni sektorů, národohospodářských odvětví nebo podniků je možno použít také další charakteristiky včetně naturálního vyjádření objemu některých druhů produkce (např. výroby elektrické energie).

Cest k dosažení eko-efektivnosti může být může být relativně mnoho. Účelem této studie není se jimi podrobně zabývat. Obecně lze však říci, že mezi základní cesty k dosahování eko-efektivnosti budou patřit zejména:

stagnace nebo omezování výroby nebo spotřeby ekologicky náročných produktů
restrukturalizace výroby směrem k ekologicky méně náročné produkci
úspora energií a energetických surovin, snížení spotřeby surovin zejména ekologicky náročných, šetrný vztah k přírodním zdrojům
realizace souboru různorodých opatření, které mohou eliminovat nebo alespoň snižovat negativní vliv produkce a spotřeby na životní prostředí. Objem těchto opatření lze nepřímou charakterizovat výší výdajů, určených na realizaci takových opatření. Tuto roli mohou sehrát investiční a běžné výdaje na ochranu životního prostředí.

Výčet výše uvedených metod má pouze orientační charakter, neklade si nárok na úplnost. Je možno jej dále doplňovat nebo zpřesňovat. Je však zřejmé, že metody, které vytvářejí podmínky pro dosažení stavu eko-efektivnosti nebudou působit izolovaně, ale ve vzájemné kombinaci. Právě pomocí integrovaného působení možných metod lze spatřovat cestu k dosažení multiplikačních a synergických efektů směrem k eko-efektivnosti.

Je otázkou, jakou vypovídací schopnost má v této souvislosti informace o vývoji výdajů na ochranu životního prostředí, respektive vztah výdajů k HDP. Jestliže objem výdajů charakterizuje hodnotu opatření provedených na ochranu životního prostředí a jestliže prostředky byly vydány účelně a efektivně, pak by se realizovaná opatření měla projevit ve změně ekologické zátěže. Pokud se podíl výdajů na ochranu životního prostředí na HDP zvyšuje a výdaje rostou rychleji než HDP, pak by se měl pozitivní vliv výdajů projevit v odpovídajícím poklesu ekologické zátěže. To zřejmě znamená, že tato zátěž by měla růst pomaleji než HDP, nebo by měla dokonce klesat. Pokud by tomu tak nebylo, lze usuzovat na to, že efektivita výdajů na ochranu životního prostředí a účinnost přijímaných opatření je relativně nízká a měla by se zvýšit.

Sledování a hodnocení výše výdajů na ochranu životního prostředí a analýzy jejich účelného a účinného vydávání by tak mohly plnit nejen důležitou poznávací úlohu, ale také sehrát úlohu zpětné vazby, která může pozitivně ovlivnit přiblížení se k vytčenému cíli.

Vztah výdajů na ochranu životního prostředí a eko-efektivnosti je tedy možno chápat jako vztah prostředku (jedné z cest) a cíle. Účelné a efektivní vydávání zdrojů s cílem pozitivně působit na životní prostředí může zřejmě cestu k eko-efektivnosti urychlit.

Hodnocení toho, jak výdaje na ochranu životního prostředí přispívají nebo mohou přispívat k dosažení eko-efektivnosti, bude obsahem dalších částí této kapitoly.

Přitom bude nutné vycházet z dosavadních nebo očekávaných informačních možností, které poskytují informační soustavy v ČR Studie případně upozorní na další možné vztahy mezi environmentálními ukazateli a informacemi o výdajích na ochranu životního prostředí.

Na rozdíl od usilování WBCSD, které je zaměřeno zejména na hodnocení efektivního vydávání zdrojů na úrovni podniků, je tato studie orientována především na hodnocení efektivního vydávání zdrojů na úrovni sektorů a celé společnosti. Při hodnocení na úrovni společnosti je nutno počítat s problémem, který vyplývá z faktu, že v budoucnosti se sice pravděpodobně podaří kvantifikovat celospolečenské výdaje na ochranu životního prostředí a strukturovat je podle jednotlivých domén, bude ale obtížné vytipovat takové měřené fenomény životního prostředí, které by mohly být použity jako reprezentant určité domény.

Efektivita výdajů - východiska

Analýza efektivita vydávání zdrojů na ochranu životního prostředí by měla přinést odpovědi například na otázky:

- Na jak potřebné účely jsou zdroje vydávány a do jaké míry je krátkodobé zaměření výdajů v souladu s celkovými dlouhodobějšími záměry společnosti (podniku) ve zlepšení životního prostředí?
- Jak efektivně (účinně) jsou zdroje vydávány? Přinášejí výdaje odpovídající efekt ve zlepšení životního prostředí? Nebylo možno docílit stejného účinku při nižším objemu vydaných zdrojů?
- Stoupají nebo klesají výdaje ve vztahu k měrné jednotce účinku?

V podmínkách České republiky lze vztah výdajů na ochranu životního prostředí k obecně vytýčenému strategickému cíli (tj. dosažení stavu eko efektivnosti) chápat jako vydávání prostředků na realizaci postupných kroků, směřujících k dosažení žádoucího stavu. Tomu bude nutné přizpůsobit i hodnocení efektivnosti. V prvních krocích bude proto účelné zaměřit hodnocení na hodnocení efektu vynakládaných zdrojů a analyzovat, zda dosahovaná zlepšení v péči o životní prostředí jsou úměrná výši zdrojů, které se na dosažení účinku vynakládají. V řadě případů, zejména u investičních akcí, půjde také o to posoudit, zda výdaje na investice (typu Exp.1) a dosažená kapacita nebo efekt jsou v souladu s projektem.

Analýzy efektivity výdajů by si proto měly dát za cíl hledat odpovědi na otázky zpočátku relativně jednoduché a postupně složitější. Jedná se zejména o tyto okruhy otázek:

- odpovídají výdaje o dosahované efekty projektovaným parametrům určitého konkrétního projektu?
- jakých přínosů v péči o životní prostředí je dosahováno při daných výdajích na tyto účely v podniku, sektoru, společnosti?
- kolik stojí snížení ekologické zátěže v určité oblasti o jeden procentní bod, je tento vztah konstantní nebo je nutno předpokládat, že postupná další snižování ekologické zátěže budou dražší ?
- jaký je vztah výdajů na ochranu životního prostředí a snižování ekologické zátěže v průběhu několik let?
- jaký je vztah výdajů na ochranu životního prostředí a snižování ekologické zátěže ? Pokud je cílem dosažení krátkodobě plánovaného stavu v životním prostředí, nebo stavu, který vyplývá z mezinárodně akceptovaných dohod, lze odhadnout, kolik bude zapotřebí výdajů, aby uvedené žádané hranice bylo dosaženo?
- je možné odhadnout jak vysoké výdaje budou zapotřebí, aby předpokládaný stav eko-aktivity byl udržen?
- lze souhrnně charakterizovat vztahy mezi vývojem výdajů, vývojem HDP a zlepšením stavu životního prostředí v hlavních doménách ochrany?
- jaké výdaje budou zapotřebí (při jejich efektivním vydávání), aby bylo dosaženo stavu eko-efektivity, tj., aby „ekonomické aktivity nedosahovaly úroveň odhadované únosnosti země, nebo s ní byly alespoň v rovnováze “ ?

Při hledání odpovědi na výše položené otázky bude nutné využít informačních zdrojů, které jsou v České republice k dispozici a které jsou nebo budou exportovány těm mezinárodním institucím (zvláště pak orgánům EU), které se danou problematikou zabývají.

Možnosti měření efektivity výdajů v ČR

Pro hodnocení stavu životního prostředí a jeho změn by měly být použity informace a měření, které jsou běžně k dispozici a zabezpečují je instituce Ministerstva životního prostředí ČR. Rozhodující měření jsou zpravidla publikována ve Statistické ročence životního prostředí České republiky (autoři Ministerstvo životního prostředí České republiky a český statistický úřad, vydává Český ekologický ústav). Pro podnikovou nebo lokální úroveň je možno využít rovněž monitoringu prováděného na podnikové úrovni.

Pokud se týká kvantifikace výdajů autoři studie v souladu s mezinárodně uplatňovanou praxí doporučují, aby na podnikové úrovni byly pro hodnocení objemu finančních zdrojů vydávaných na ochranu životního prostředí využívány informace, které poskytují mezinárodní účetní standardy (International Accounting Standards – IAS) nebo environmentální manažerské systémy typu EMAS. Přitom však bude nutné eliminovat metodické odchylky ve zjišťování výdajů na ochranu životního prostředí, které odlišují účetní evidenci od harmonizované metodologie EU, Jedná se například o

započítávání odpisů, úroků z investičních výdajů nebo pokut a penalizací za nedodržování norem ochrany životního prostředí.

Pro hodnocení celospolečenských (národních) výdajů by mělo být možné využít státního statistického zjišťování připravovaného Českým statistickým úřadem, výsledků sekundárního zpracování účetních výkazů orgánů veřejné správy a aproximačních odhadů (nebo statistického zjištění) výdajů v sektoru domácností. Podmínkou toho je, že budou odstraněny současné informační deficity v této oblasti a bude tak možné sestavit bilanční přehled (včetně potřebných struktur, zejména dle domén) národních výdajů na ochranu životního prostředí.

Jednou z důležitých podmínek měření účinku výdajů na ochranu životního prostředí je nalezení vhodného způsobu měření těchto účinků. K daným výdajům je nutno přiřadit odpovídající účinky, které jsou s výdaji pokud možno v přímém nebo zprostředkovaném kauzálním vztahu. Bohužel v informačních fondech existujících na vyšší než podnikové úrovni se takových vzájemných vazeb najde relativně málo. Například Statistická ročenka životního prostředí obsahuje takových vzájemných vazeb jen několik.

Jedním příkladem využití informací Statistické ročenky životního prostředí pro tyto účely je hodnocení určitého spojení mezi výdaji veřejné správy na nakládání s odpadními vodami a napojováním obyvatelstva na veřejné kanalizace. I v tomto případě však bylo nezbytné vzít v úvahu, že se jedná pouze o výdaje veřejného sektoru a že ve výdajích je zřejmě zahrnuta nejen výstavba nové kanalizační sítě, ale údržba a rekonstrukce sítě stávajících. Současně bylo třeba vzít v úvahu, že Česká republika dohání zpoždění ve výstavbě čistíren odpadních vod za vyspělými státy Evropy.

Tabulka 15: Ukazatele nakládání s odpadními vodami

Ukazatel	1996	1999	2001	1999-2001	
				abs.	index
Obyvat. s veř. kanalizací v tis. os.	7 566	7 666	7 706	140	1,8 %
Podíl obyv. s veř. kanalizací v %	73,3	74,6	74,9	..	1,6 bd
Kanalizační síť v km	18 706	20 513	22 253	3 547	19 %
Počet čistíren odpadních vod	778	959	1081	303	39 %
Podíl čištěných. odpadních vod	90,3	95,0	95,5		5,2 bd

Zdroj: Statistická ročenka životního prostředí ČR 2002

V uvedeném zdroji informací jsou výdaje na odvádění a čištění odpadních vod prezentovány za roky 1999-2001. V tomto období bylo vydáno na výše uvedený účel z veřejných rozpočtů (státní rozpočet, rozpočet státních fondů a územní rozpočty) celkem 22 835,5 mil. Kč. Uvedená částka zahrnuje jak provoz dříve postavených zařízení, tak investiční i běžné výdaje na zařízení nová. Z dostupných dat lze odhadnout, že v období 1999-2001 investoval veřejný sektor do zařízení spojených s odváděním a čištěním odpadních vod průměrně ročně cca 5 500 mil.. Kč. Lze tedy odhadnout, že na zlepšení dosažené v této oblasti ochrany životního prostředí vynaložil veřejný sektor v daném období cca 15-16 mld. Kč. Reálná částka by zřejmě měla být vyšší, neboť by měla zahrnovat ještě běžné výdaje spojené s provozem a údržbou zařízení nově uvedených do provozu. Tyto údaje nejsou k dispozici.

Je otázkou, do jaké míry je výše vynaložených prostředků úměrná dosaženému efektu.

V letech 1999-2001 bylo docíleno těchto zlepšení v nakládání s odpadními vodami:

- Počet obyvatel v domech napojených na veřejnou kanalizaci se zvýšil o 40 tisíc osob a jejich podíl na celkovém počtu obyvatel se zvýšil o 0,3%.
- Podíl čištěných odpadních vod se zvýšil o 0,5 procentního bodu.
- K tomu současně byla prodloužena kanalizační síť o 1 740 km (o 8,5%) a uvedeno do provozu 163 (7%) nových čistíren odpadních vod. Z délky postavené kanalizační sítě a z počtu nově připojeného obyvatelstva lze usuzovat na to, že kanalizační síť postupuje do sídel s nižším počtem obyvatel, respektive do rozptýlenějšího osídlení.

Z porovnání uvedených údajů o kanalizační síti a z objemu odhadnutých výdajů si lze učinit pouze orientační přehled o úměrnosti výdajů a dosaženého efektu. Obdobně lze jen obtížně usuzovat na to, kolik bude zapotřebí prostředků, aby bylo docíleno dalšího zlepšení daného stavu.

Koncem roku 2001 nebylo ještě cca 25 % obyvatel k veřejné kanalizaci připojeno. Jejich postupné připojování by vyžadovalo další výrazně prodlužování kanalizační sítě nebo aplikování jiného technologického řešení, vhodného pro venkovské rozptýlené osídlení. V každém případě by to však vyžadovalo další značné investiční i neinvestiční prostředky. Vážnou otázkou se tak stává volba budoucího postupu. Na straně jedné se jeví jako objektivní nutnost řešit odvádění a čištění odpadních vod u zbývajících 25% obyvatel, na straně druhé nárůst délky kanalizační sítě musí vést nutně k vážnému zamyšlení nad jiným – technicky a investičně méně náročným - způsobem nakládání s odpadními vodami.

Porovnání výdajů na ochranu životního prostředí a užitku ve snižování ekologické zátěže v dalších doménách ochrany životního prostředí je vzhledem k informačním deficitům v ČR obtížně a vyžaduje obezřetnost při výběru adekvátního užitku k vydaným prostředkům. Je to ale možné. Například i z výše uvedeného příkladu lze učinit závěr, že vydávání prostředků na nakládání s odpadními vodami je možné optimalizovat při aplikaci jiných než tradičních technologií.

Cesta k eko-efektivnosti není zřejmě pouze ve snižování ekologické zátěže a ve zvyšování výdajů na opatření, která k tomu mají přispět. Lze vyslovit názor, že cesta k eko-efektivnosti je také v hledání možností, jak snížit ekologickou zátěž při optimalizaci s tím spojených výdajů. To by ve svých důsledcích mělo znamenat hledání vhodných organizačních a technických řešení, které by umožnily docílit potřebného efektu v ochraně životního prostředí s relativně nižšími výdaji. V případě takové optimalizace by se ekologická zátěž snižovala rychleji, koeficient EIC by při rostoucím HDP mohl klesat nebo stagnovat a podíl výdajů na ochranu životního prostředí na HDP by mohl být konstantní nebo případně klesat.

Indexy životního prostředí

Vytváření tak zvaných indexů životního prostředí je vedeno snahou vyjádřit souhrnněji změny, které probíhají ve stavu životního prostředí dané společnosti (státu), umožnit sledování těchto změn v čase a umožnit i mezinárodní porovnávání. Informace vyplývající z indexu proto umožňují orientovat ekologickou politiku státu, hodnotit výsledky realizovaných opatření a přijímat rozhodnutí o dalším postupu.

Podle názoru autora této studie by indexy mohly být také využitelné pro hodnocení efektivnosti výdajů na ochranu životního prostředí. na celospolečenské úrovni.

Poměrně jednoduchý index životního prostředí byl koncipován ve Spolkové republice Německo (Deutscher Umweltindex – DUX). Je zaměřen na charakteristiky šesti oblastí životního prostředí a to: klima, vzduch, půda, voda, energie, odpady.

Například situace v oblasti „vzduch“ je charakterizována objemem emisí SO₂, Nox, NH₃ a NMVOC. Naměřené údaje se sledují v dlouhodobé časové řadě. Pro účely indexu se absolutně naměřené údaje vyjadřují v relaci (v %) k:

- Výchozímu - bazickému roku (v případě SRN rok 1990)
- Stanovenému cíli (v případě SRN rok 2010).

Cíl vyjadřuje úroveň znečištění vzduchu v relaci k roku 1990 a také vyčísluje požadované snížení emisí a to jednak za každou ze čtyřech měřených emisí a jednak agregací za všechny čtyři emise a to pomocí aritmetického průměru. Rozdíl mezi dosaženým a perspektivně plánovaným snížením se vyjadřuje v % a převádí se do bodů. Dosažení cíle v každé z šesti oblastí životního prostředí se vyjadřuje sumou 1000 bodů. Celkem by tedy bylo možné docílit 6000. Suma bodů dosažená v určitém roce signalizuje, jak se v jednotlivých oblastech ochrany životního prostředí přibližuje předpokládaný cílový stav a ve které z oblastí životního prostředí se plnění předpokládaného cíle opožděje.

Pro potřeby indexu se vychází z dat naměřených na nejnižších jednotkách údajové pyramidy. V podstatě jde o postupnou agregaci těchto dat v kombinaci s získáváním dalších údajů ve vyšších datových hladinách. Jedná se zejména o tyto datové úrovně:

Statistická zjišťování, měření pověřených stanic
Odvětvová a regionální měření
Systém indikátorů na národní úrovni
Klíčové indikátory (tzv. „Barometr systém)
Vysoce agregované indikátory – DUX

Základnou této pyramidy dat jsou statistická zjišťování u respondentských jednotek a měření pověřených stanic, vrcholem této pomyslné pyramidy jsou vysoce agregované indikátory a DUX.

Soustava indikátorů je složena výhradně z indikátorů, které lze získat objektivním měřením fyzikálních veličin.

Přístup k agregaci údajů, zvolený ve Spolkové republice Německo, je možno považovat za inspirující, modifikovatelný v národní praxi jiného státu a tedy využitelný i v ČR.

Jiným možným přístupem je Index trvalé udržitelnosti (ESI) vytvořený skupinou expertů sdružených při Světovém ekonomickém fóru a ve spolupráci Yalským centrem pro environmentální politiku a Columbia Univerzity v New Yorku.. Tento index porovnává 22 ukazatelů (vyjádřených pomocí 66 proměnných) z oblasti životního prostředí i ekonomických i sociálních podmínek Těchto 22 ukazatelů je rozděleno podle obsahu do 5 skupin :

Ukazatelé kvality životního prostředí :

Kvalita ovzduší (koncentrace SO₂ ,CO₂)

Množství obnovitelné vody na obyvatele

Kvalita vody (elektrická vodivost)

Biodiverzita (podíl ohrožených ptáků)

Kvalita půdy (intenzita degradace půdy způsobené člověkem)

Snižování znečištění

Snížení znečištění ovzduší (snížení spotřeby uhlí na m² obydlené plochy)

Snižování znečištění vody (spotřeba hnojiv na hektar)

Snižování znečištění ekosystému (podíl zalesněné plochy, podíl kyselých půd)

Snižování množství odpadu a spotřeby (radioaktivní odpad)

Zlepšování zdraví populace

Celková porodnost

Ukazatele úmrtnosti (úmrtnost dětí předškolního věku)

Základní výživa (dostupnost pitné vody)

Instituce a společnost

Věda/technologie (počet vědců na milion obyvatel)

Svoboda názorů (občanské a politické svobody)

Regulace a řízení (podíl chráněných krajinných oblastí)

Odpovědnost soukromého sektoru (počet podniků plnících ISO 14001, podíl jejich produkce na mil. USD HDP)

Informovanost (dostupnost informací o životním prostředí)

Ekologická efektivnost (celková spotřeba energie na jednotku HDP)

Snižování nedostatků ve veřejném rozhodování (snižování korupce)

Mezinárodní aktivita na poli životního prostředí

Mezinárodní závazky (plnění environmentálních mezinárodních dohod)

Financování mezinárodních aktivit a účast v nich (účast na Motrealském protokolu)

Dodržování mezinárodních závazků (deficit ekologické stopy, snižování emisí CO₂).

Hodnoty dosažené za jednotlivý stát se porovnávají s referenční skupinou podobně rozvinutých států.

Uvedených pět skupin ukazatelů (po jejich syntetizaci) tvoří pět vrcholů pěti úhelníku. Každý z vrcholů vnějšího pětiúhelníku tvoří optimum, které je hodnoceno počtem 100 bodů. Vnitřní pětiúhelník je vymezen počtem bodů, kterých dosáhl daný stát v jednotlivých skupinách ukazatelů. Vnitřní pětiúhelník tedy ukazuje, jak se situace

v daném státě liší od optima, zejména pak, která ze sledovaných oblastí vyžaduje zvýšenou pozornost.

Nevýhodou uvedeného indexu je skutečnost, že se neopírá pouze o indikátory exaktně změřitelné. Některé skupiny indikátorů mohou připouštět i subjektivní přístup k oceňování situace. Kromě toho indikátory charakterizující ekonomickou a sociální úroveň země mohou – při celkovém hodnocení indexu – zvýhodňovat ekonomicky rozvinuté země v porovnání se zeměmi tzv. chudými.

Další možnost komplexnějšího posuzování situace v dosahování eko efektivity ve státě poskytuje soustava indikátorů, se kterou pracuje Komise OSN pro trvale udržitelný rozvoj. Jedná se o soustavu 133 indikátorů, podrobně charakterizujících osm vybraných stránek trvale udržitelného rozvoje. Ukazatele jsou rozděleny do osmi věcně homogenních skupin a to:

- Indikátory sociální (41 indikátorů)
- Indikátory ekonomické (26 indikátorů)
- Indikátory environmentální – voda (14 indikátorů)
- Indikátory environmentální – půda (16 indikátorů)
- Indikátory environmentální – ostatní přírodní zdroje (9 indikátorů)
- Indikátory environmentální – ovzduší (6 indikátorů)
- Indikátory environmentální – odpady (10 indikátorů)
- Indikátory institucionální – společnost (11 indikátorů).

Vytvoření indexu takového počtu indikátorů může být obtížné. Výběr indikátorů však může posloužit k orientaci při charakterizování jednotlivých oblastí trvale udržitelného rozvoje nebo při výběru reprezentantů pro charakterizování jednotlivých domén ochrany životního prostředí.

Soustava indikátorů se opírá především o ukazatele měřitelné buď statistickými metodami nebo měřením fyzikálních veličin. Obsahuje však i některé indikátory, jejichž kvantifikace spočívá v expertních odhadech. Nevýhodou pro měření efektivity výdajů je skutečnost, že pouze v jednom případě soustava uvádí mezi indikátory i výdaje na ochranu životního prostředí (výdaje na sběr a recyklaci odpadů).

Velký počet indikátorů sice dosti podrobně charakterizuje situaci dané společnosti a možnosti jejího přiblížení se k eko efektivity, ale výrazně ztěžuje syntetizaci těchto ukazatelů do několika souhrnných charakteristik a tedy využití této soustavy indikátorů k vytvoření relativně jednoduchého indexu.

Doposud vytvořené indexy životního prostředí zřejmě neuvažují s využitím informací o výdajích na ochranu životního prostředí a proto neumožňují hodnotit, jak se výdaje na ochranu životního prostředí projevují ve zlepšování jeho stavu a zda docílený efekt ve zlepšování situace v oblasti životního prostředí je úměrný vynaloženým prostředkům.

Současný stav poznání v oblasti výdajů na ochranu životního prostředí již ale vytváří podmínky k tomu, aby při využívání indexu životního prostředí byly vzaty v úvahu také s tím spojené výdaje.

Proto další část této studie se bude zabývat možnostmi vytvoření indexu, ve kterém by mohly být dány do vzájemného vztahu výdaje a docilované efekty ve zlepšování životního prostředí.

Pokud se týká efektů, je možný v zásadě dvojitý přístup. V poměrně bezprostředním vztahu jsou výdaje na ochranu životního prostředí ke změnám situace v jednotlivých doménách ochrany životního prostředí. Bylo by však také možné hodnotit, jak se výdaje na ochranu životního prostředí projevují ve zlepšování zdravotního stavu obyvatelstva.

Jednou z možností by například mohlo být měření efektů výdajů na ochranu životního prostředí vybranými demografickými indikátory, jako například je : „Pravděpodobnost dožití“ (střední délka života), „Úmrtnost“, „Porodnost“. Při tomto způsobu hodnocení lze považovat životní prostředí sice za důležitý nikoli však jediný vliv, který na zdravotní stav obyvatelstva působí. Jestliže ale konečným cílem dosahování eko efektivity a trvale udržitelného rozvoje, je uchování podmínek pro život člověka na zemi, pak vliv životního prostředí na zdravotní stav člověka je nepominutelný aspekt hodnocení eko efektivity a s tím spojené hodnocení účinnosti vydávání prostředků na ochranu životního prostředí. Je však velice obtížné separovat vliv životního prostředí od dalších vlivů, které na zdravotní stav člověka působí. Proto nelze zcela jednoznačně vztáhnout výdaje na ochranu životního prostředí k demografickým indikátorům, případně k jiným indikátorům zdravotního stavu obyvatelstva.

Exaktnější zřejmě bude vztahovat vydávané prostředky k dosaženým efektům v jednotlivých doménách ochrany životního prostředí a v závislosti na tom, uvažovat o pozitivním vlivu výdajů na zdravotní stav obyvatelstva.

V další fázi našeho uvažování se proto budeme zabývat **vytvořením Environmentálního výdajového indexu - EVI** (Environmental Expenditure Index – EEI), který byl navržen v autorském kolektivu Fakulty ekonomicko správní Univerzity Pardubice.

Tento index by měl charakterizovat relace mezi třemi aspekty:

- Změny (zlepšení) ve stavu životního prostředí za sledované období několika let
- Dosažené změny (zlepšení) ve vztahu k dlouhodobému cíli
- Celkové výdaje na ochranu životního prostředí za sledovaný počet let

Při přípravě indexu EVI se jeví jako nezbytné zabezpečení některých metodologických kroků, mezi které patří tyto úkony:

Výběr domén ochrany životního prostředí, které jsou z hlediska ochrany ŽP rozhodující a na jejichž ochranu se vydává nejvíce prostředků. V České republice se jedná o domény : Nakládání s odpadními vodami, Nakládání s odpady, Ochrana ovzduší

a klimatu. Ochrana biodiversity a krajiny, Ochrana a sanace půdy, podzemních a povrchových vod.

Výběr indikátorů, které budou jednotlivé domény v indexu reprezentovat, doporučuje se vybrat nejméně tři měřitelné reprezentanty za každou doménu. Vodítkem může být „Seznam indikátorů“ používaný komisí OSN pro udržitelný rozvoj. Součástí tohoto kroku je rovněž výběr metody jejich syntetizace, příklad výpočet jejich průměrné hodnoty, tak jak ji používá DUX.

Výběr výchozího – bazického roku a stanovení období, za které se budou změny ve stavu životního prostředí periodicky sledovat (například jeden rok, tři roky, pět let). Doporučuje se sledovat změny za víceletá období. Za stejné období je nutno sledovat i výdaje na ochranu životního prostředí, směřované do jednotlivých domén.

Součástí přípravy indexu je také **volba strategického cíle** – optima, kterého má být v delším časovém horizontu dosaženo. Naplňování tohoto cíle by měl index charakterizovat. Hodnota cíle – optima bude u všech domén v indexu vyjádřena hodnotou 100 nebo 1000. Tento přístup umožní porovnávání změn u jednotlivých domén a jejich sledování v čase.

Strategický cíl může vyjadřovat například:

- Úroveň životního prostředí při dosažení stavu eko efektivity nebo trvale udržitelného rozvoje
- Úkoly vyplývající z mezinárodních dohod nebo norem
- Úroveň stanovenou vnitrostátní normou
- Několikaletý záměr vycházející z rozvojového plánu nebo operačního programu České republiky.

Index by měl obsahovat tyto základní vztahy:

- Vztah úrovně ve vybrané doméně v základním roce a cílovém roce (% plnění cíle)
- Vztah úrovně ve sledovaném roce a cílovém roce (% plnění cíle)
- Vztah mezi plněním cíle v bazickém a sledovaném roce (docílená změna za období od bazického do sledovaného roku)
- Vztah mezi docílenou změnou ve vybrané doméně a sumou prostředků, vydaných na tuto změnu.

Pro názornost je uveden příklad způsobu výpočtu jednotlivých hodnot. Byla použita virtuální data za daný rok, která mohou sice připomínat některé údaje za ČR,

ale realitě ČR neodpovídají. Reálná data za ČR nejsou zatím v potřebném rozsahu a struktuře k dispozici.

Tabulka 16: Doména ochrana ovzduší a klimatu – snížení emisí

	Vybrání reprezentanti		
	SO ₂	NO _X	CO
Emise v tis. t. za rok :			
1996	943,9	365,6	1 011,6
1999	268,0	313,4	715,6
Emise 99 k 95 v %	28,4	85,7	70,7
Změna (snížení) 99 v %	-71,6	-14,3	-29,3

Na základě výše uvedených dat a propočtů změn sledovaného roku (1999) proti roku bazickému (1996) je možno hodnotit plnění strategického záměru plánovaného pro rok 2010.

Tabulka 17: Plnění strategického cíle

	Průměrné hodnoty za reprezentanty	
	Úroveň emisí v %	Snížení emisí v %
Rok 1996	100,0	0,0
Rok 1999	61,6	-38,4
Cíl pro rok 2010	30,0	-70,0
Plnění cíle 2010	54,9	54,9

(Hodnota cíle pro rok 2010 odhadnuta podle DUX)

V tomto virtuálním příkladě představovalo v roce 1999 „skóre“ v dosahování cíle výše 549 bodů. Splnění strategického cíle vyžaduje, aby v letech 200-2010 bylo toto „skóre“ zvýšeno o 451 bodů.

„Skóre“ dosažené v roce 1999 je možno považovat za efekt prostředků vydaných v letech 1997-1999 na ochranu životního prostředí v této doméně.

(Pro účely tohoto virtuálního případu byly použity údaje o investicích do této domény za ČR, celkové výdaje nejsou k dispozici).

Na snížení emisí dosaženého v letech 1997-1999 bylo v těchto letech vydáno celkem 58 226 mil Kč v b.c. Na jedno procento snížení emisí by muselo být vydáno 1 010 mil. Kč v b.c., na zlepšení „skóre“ o jeden bod bylo zapotřebí vydat 106 mil. Kč. v b.c. Lze vyslovit předpoklad, že při investování do obdobných technologií jako v letech 1997-1999 a při stejné efektivitě vydávaných prostředků by bylo nutno vydat v letech 2000-2010 dalších 47 806 mil.Kč (v b.c. let 97-99), aby byl strategický cíl stoprocentně splněn.

Autor považuje za potřebné zdůraznit, že výběr a počet reprezentantů by měl být stanoven expertní skupinou, která posoudí úroveň reprezentativnosti každé z vybraných charakteristik. Stejně tak je možné zvolit jinou metodu jejich syntetizace, než byl použitý aritmetický průměr. V závislosti na vybraných reprezentantech je pak možno převzít hodnotu strategického záměru z těch dokumentů, které jsou pro daný účel adekvátní, nebo z mezinárodních dokumentů a norem.

Vztahy mezi bazickým rokem, sledovaným obdobím, cílovým rokem a vydanými prostředky je možno **vyjádřit rovněž graficky**. To poskytuje velice rychlou a názornou informaci o základních vztazích a jejich vývoji v průběhu sledovaných let.

Při hodnocení situace v pěti doménách, na které je vynakládáno v ČR nejvíce prostředků, je možno sestrojít graf ve tvaru pětiúhelníku. Bude sestrojen jeden pětiúhelník vnější, který představuje stanovený cíl nebo optimum, a dva pětiúhelníky vnitřní. Ten, který se nachází blíže pomyslného středu představuje výchozí situaci. Pětiúhelník, který leží mezi charakteristikou cíle a charakteristikou výchozí situace, vyjadřuje stav ve sledovaném roce.

Vnější pětiúhelník tvoří pravidelný obrazec. Jeho vrcholy vyjadřují plánovaný cílový stav. V relaci k výchozímu stavu představují 100%. Na osy směřující k vrcholům vnějšího pětiúhelníku je třeba vynést hodnoty dosažené ve výchozím a sledovaném roce. Tak lze sestrojít oba vnitřní pětiúhelníky, které budou mít zpravidla nepravidelný tvar.

Označíme-li vnější vrchol symbolem A_p , vrchol výchozího stavu symbolem A_0 a vrchol pro sledovaný rok symbolem A_1 , pak platí tyto vztahy :

$A_p - A_0$ = plánované snížení ekologické zátěže, zlepšení životního prostředí v dané doméně,

$A_p - A_1$ = úkol, který zbývá splnit, aby bylo dosaženo cíle ke konci roku A_p ,

$A_1 - A_0$ = nížení ekologické zátěže dosažené ke konci sledovaného roku, tj. za období mezi rokem A_0 a A_1 .

Do prostoru ve středu toho pětiúhelníku, který vyjadřuje situaci ve výchozím roce, je možno umístit kruhový graf, který v rozdělení na pět segmentů může vyjadřovat, kolik prostředků, nebo jaký podíl z celku vydala společnost za sledované období mezi rokem A_0 a A_1 na zlepšení situace v dané doméně.

Pro lepší názornost je uvedeno schéma takového grafu.

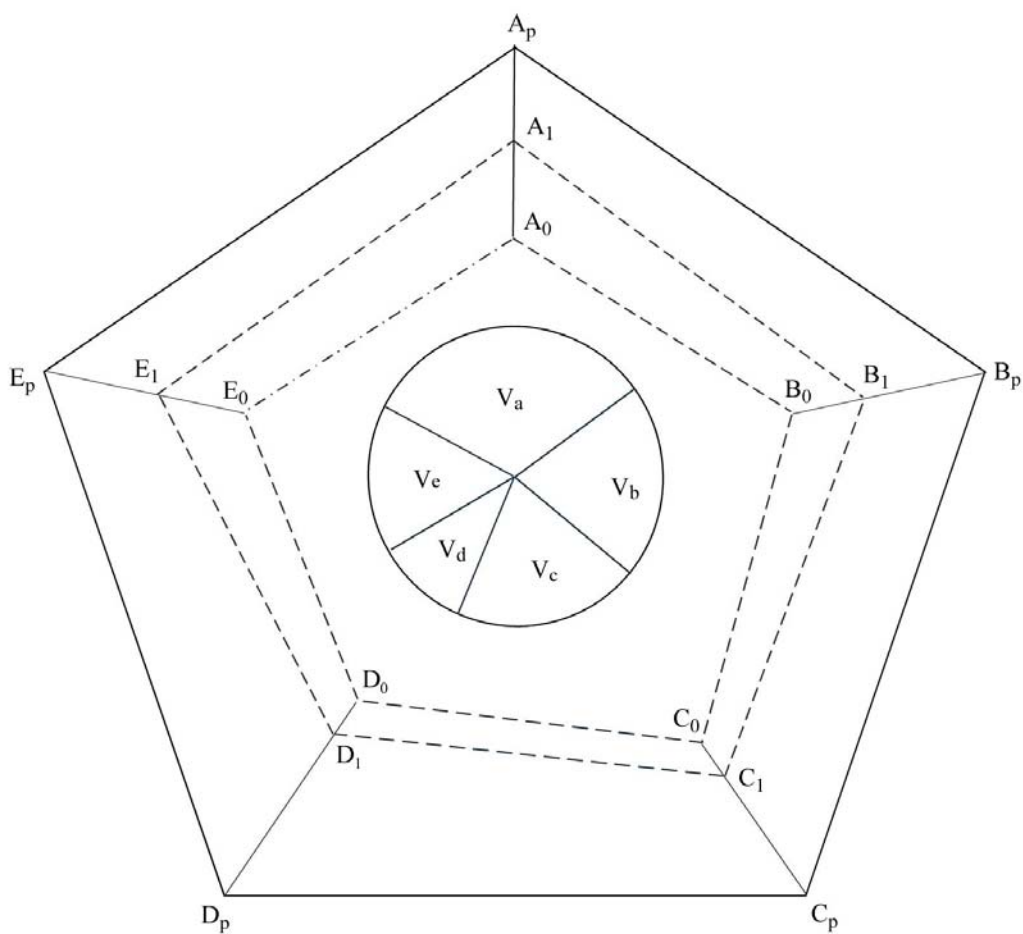
Obrázek 9: Graf EVI

Legenda :

A = Odpadní vody
 B = Nakládání s odpady
 C = Ochrana biodiverzity a krajiny
 D = Ochrana půdy a podzem.vod
 E = Ochrana ovzduší a klimatu

V_a = Výdaje na odpadní vody
 V_b = Výdaje na nakládání s odpady
 V_c = Výdaje na ochranu biodiverzity a krajiny
 V_d = Výdaje na ochranu půdy a podzem.vod
 V_e = Výdaje na ochranu ovzduší a klimatu

(schématické znázornění)



A = odpadní vrstvy
 B = odpady
 C = ochrana biodiverzity a krajiny
 D = ochrana půdy a podzemních vod
 E = ovzduší a klimatu

V_a = výdaje na odpadní vody
 V_b = výdaje na nakládání s odpady
 V_c = výdaje na ochranu krajiny
 V_d = výdaje na ochranu půdy
 V_e = výdaje na ochranu ovzduší
 (v % z celku)

3.7 Celkové shrnutí

Výdaje na ochranu životního prostředí představují v ČR každoročně poměrně významnou část (cca 3%) hrubého domácího produktu. Realizace opatření, která jsou z těchto výdajů financována váží část pracovních kapacit státu. Celková výše ročních výdajů – dle aproximativního odhadu 60-65 mld.Kč – vyžaduje, aby na všech úrovních bylo posuzováno, jakého efektu ve zlepšení životního prostředí bylo pomocí vydaných prostředků docíleno a s jakou přibližnou výší výdajů je nutno počítat pro splnění strategických záměrů společnosti tak, aby se životní prostředí výrazně zlepšilo a aby se ČR přiblížila ke stavu eko efektivity. Doposud však byla analýza výdajů v ČR omezována informačními deficity, které se postupně odstraňují.

Přesné a mezinárodně harmonizované metodické vymezení výdajů dle druhů a dle domén ochrany životního prostředí a zabezpečení potřebných informací je nutnou podmínkou nejen pro mezinárodní komparace v této oblasti, ale také pro analýzu efektivity použitých prostředků.

Podmínka mezinárodně harmonizovaného metodického vymezení je splněna. V České republice se aplikují mezinárodní doporučení EU a OSN a využívají se zkušenosti členských zemí EU.

Informační deficity se postupně odstraňují. Je připraveno statistické zjišťování celkových výdajů (včetně neinvestičních) za business sektor. Je možno využívat informace o celkových výdajích veřejného sektoru (zatím bez potřebné strukturalizace) a výdaje za sektor domácností lze poměrně spolehlivě odhadnout.

Základní podmínky pro analýzu efektivity výdajů budou tedy v nejbližší budoucnosti zřejmě splněny.

Pokud se týká hodnocení výdajů (investičních i neinvestičních) jsou na úrovni jednotlivých organizací business i veřejného sektoru k dispozici různé metody hodnocení nákladů., například hodnocení typu Cost Effectiveness Analysis.

Metody hodnocení na celospolečenské úrovni se v některých zemích ověřují. Pro vnitrostátní a mezinárodní komparace se zpravidla používá hodnocení vztahu celkových výdajů na ochranu životního prostředí k objemu HDP, nebo přepočtu výdajů připadajících na jednoho obyvatele. Tyto relace však neumožňují hlubší analýzu vztahu mezi výdaji a efektem ve zlepšení životního prostředí.

V současné době je v ČR obtížné hledat vazby mezi zlepšením životního prostředí a výdaji, které jsou v příčinné souvislosti s tímto zlepšením. Podmínkou hlubší analýzy účelnosti a efektivity vydávaných prostředků je takové vazby nalézt a zabezpečit k tomu účelu potřebné údaje. Jen tak bude možné přistoupit jak k jednodušším hodnotícím metodám, soustředěným například na výdaje pro určitou doménu ochrany životního prostředí, nebo se v perspektivě zabývat komplexnějším přístupem s pomocí zpravidla některého z environmentálních indexů.

Podle názoru autora by analýzy na celospolečenské úrovni měly být zaměřeny na posuzování celospolečenských výdajů ve vztahu k souboru několika domén, aby bylo docíleno komplexnějšího poznání vývoje situace v životním prostředí a prostředků, které se na tuto oblast každoročně vydávají. Komplexnější analýzy by měly umožnit i přijímání odpovídajících rozhodnutí.

Je možno vyslovit názor, že právě takové analýzy, svým zpětnovazebním efektem mohou přispět k vyššímu využití vynakládaných prostředků a tedy ke zrychlení procesu směřujícího k dosažení stavu eko-efektivnosti, při kterém „ekonomické aktivity nedosahují úrovně odhadované únosností země, nebo jsou s ní alespoň v rovnováze“.

4 Syntetické indikátory kvality životního prostředí

Doc.Ing.Eduard Souček,CSc.

Části :

- 1. Limity informačních zdrojů**
- 2. Možnosti syntetického vyjádření kvality životního prostředí**
- 3. Aplikace vícekritériálních metod**

Při budování podrobných databází pro potřeby analýz a komparací indikátorů životního prostředí musíme vždy počítat s tím, že pracujeme s velmi rozsáhlými datovými soubory, v kterých se prolínají ukazatele z různých oblastí životního prostředí, různého významu a použití. Tato skutečnost se pak nepříznivě promítá do možností těchto analýz zejména tím, že při hodnocení kvality životního prostředí je obtížné odvodit z těchto databází nějaký hierarchicky strukturovaný systém ukazatelů, které by umožnil formulovat jednoznačné závěry o trendech nebo o míře celkového zlepšení či zhoršení stavu životního prostředí podle toho, jak se chovají ukazatele, které stojí z hlediska své důležitosti na vrcholu tohoto systému. Naopak musíme počítat s tím, že zjištěné pozitivní výsledky v jedné oblasti mohou být kompenzovány některými negativními jevy v jiných oblastech, takže obvykle nejsme s to dospět k jednoznačnému ocenění dosažených změn. Také při komparacích budeme často postrádat možnost stanovit, jaký je kvantitativně vyjádřený vzájemný odstup územních celků v kvalitě životního prostředí a stejně tak nebude snadné klasifikovat určité územní celky do nějakých hierarchicky uspořádaných kategorií z hlediska stavu životního prostředí.

Z těchto důvodů je přirozené, že vždy bude třeba hledat nějaké souhrnné míry – často umělé syntetické indikátory, které by nám usnadnily srovnání v čase a v prostoru. V konstrukci takových měr musíme počítat s tím, že se zde bude prolínat problém metodického přístupu, výběru vstupních informací, ale i jejich dostupnosti zejména za menší územní celky. Nelze tedy apriori očekávat, že k vytvoření nějaké komplexní míry postačuje aplikace nějaké statistické metodologie vícerozměrné analýzy, nejsou-li současně k dispozici vhodná data o celé šíři kvalitativních aspektů životního prostředí a adekvátní koncepce jejich interpretace a analýzy.

4.1 Limity informačních zdrojů

Tato studie se zabývá problematikou konstrukce syntetických měr kvality životního prostředí především pro potřeby regionálních komparací a podává nástin několika řešení takové syntetické míry, kterou by bylo možno používat pro analýzy a komparace na úrovni krajů. To odpovídá současnému informačnímu zázemí regionalizovaných dat o

životním prostředí, kdy ve stabilizovanější a komplexnější formě je k dispozici pouze informační systém za kraje. K tomu je třeba uvést, že jde o výsledek iniciativy vlády České republiky, která - v souladu se záměry reformy veřejné správy - ve svém usnesení č. 682 2000 z 12.7.2000 uložila ministrům vypracovat Strategii regionálního rozvoje. Gestorem této akce bylo pověřeno Ministerstvo pro místní rozvoj.

Přípravou návrhu tohoto systému ukazatelů v oblasti životního prostředí byla Ministerstvem životního prostředí pověřena firma DHV s tím, že výsledný návrh bude po připomínkovém řízení předložen gestorovi – Ministerstvu pro místní rozvoj. Návrh systému ukazatelů zpracovaný DHV byl prezentován jako „Regionálně odvětvová analýza za oblast životního prostředí“.

Zpracovaný návrh systému ukazatelů za kraj není koncipován jako nějaká revize dosavadního přístupu k zjišťování informací o životním prostředí a v podstatě nevnáší do řešení nové typy informací. Jeho základem je zhodnocení současných informačních zdrojů o životním prostředí v České republice z hlediska toho, jak mohou být využity pro regionální analýzy a komparace na úrovni krajů a na tomto základě pak návrh vyúsťuje v definování určitého souboru indikátorů, které klasifikuje podle účelu a hodnotí jejich vypovídací cenu.

Jednotlivé navržené indikátory byly rozvrženy do 8 okruhů:

- kvalita ovzduší (emisní a imisní situace)
- kvalita vod (emisní a imisní dopady, související infrastruktura)
- nakládání s odpady
- les (se zřetelem na imisní poškození)
- půda (se zřetelem na erozní ohrožení)
- ochrana přírody
- radonové riziko
- výdaje k ochraně životního prostředí

V každém okruhu jsou navrženy tzv. hlavní indikátory, kterých je 25 a dále pomocné a odvozené indikátory, jejichž cílem je doplnit a upřesnit obsahovou náplň hlavního indikátoru. Do návrhu nebyly zařazeny dvě oblasti – ochrana klimatu a ochrana ozónové vrstvy Země – u kterých je obtížné přiřadit územní rozměr ukazatele.

Tabulka 18: Struktura navrženého regionálního informačního systému

Okruh	Číslo	Název hlavního indikátoru
1.Ochrana ovzduší	1	Podíl území, na němž je překračován jeden nebo více imisních limitů
	2a	Měrné emise oxidu siřičitého
	2b	Měrné emise oxidu dusíku
	2c	Měrné emise polétavého prachu
	2d	Měrné emise těkavých organických látek (VOC)
	2e	Měrné emise amoniaku
2.Ochrana vod	3	Podíl obyvatel připojených k veřejným vodovodům
	4	Podíl obyvatel připojených k veřejné kanalizaci s následným čištěním odpadních vod
	5	Evidované znečištění v ukazateli $CHSK_{Cr}$
	6a až 6d	Podíl profilů Systému sledování jakosti vod (SSJV) s hodnotami v třídách jakosti I a II (znečištěná a mírně znečištěná voda) – podle ukazatele A,B,C a D
3.Nakládání s odpady	7a	Množství vyprodukovaných nebezpečných odpadů na obyvatele
	7b	Množství nebezpečného odpadů na 1000 Kč HDP
4.Les	8	Výměra lesní půdy na území
	9	Podíl zdravých lesů (třída 0) na celkové výměře lesní půdy
5.Půda	10	Stupeň zornění zemědělské půdy
	11a	Podíl zemědělské půdy ohrožené erozí
	11b	Podíl zemědělské půdy ohrožení větrnou erozí
6.Příroda	12	Podíl chráněných území na celkovém území
7.Radonové riziko	13	Počet protiradonových opatření provedených na území
8.Výdaje k ochraně životního prostředí	14	Celkové investice k ochraně životního prostředí na území
	15	Celkový finanční objem Rozhodnutí ministra o podpoře ze SFŽP pro akce na území
	16	Celkové výdaje FNM na nápravu starých ekologických škod na území

Z obsahové struktury tohoto návrhu je zřejmé, že koncepci výběru ukazatelů pro jednotlivé oblasti životního prostředí výrazně ovlivnila především snaha navrhnout takový systém indikátorů, u nichž existuje dobrá vazba na existující informační zdroje a kde je k dispozici periodický sběr dat. Návrh má tedy bezprostřední využitelnost pro prezentaci základních dat o ekologické situaci na úrovni krajů a ve většině oblastí i na úrovni bývalých okresů v rámci České republiky.

Otevřenou otázkou však zůstává komplexnost tohoto systému z hlediska potřeb regionálních orgánů veřejné správy v oblasti ekologické politiky a přípravy

ekologických programů, protože tento akcent nebyl prioritním zájmem tvůrců tohoto systému. Smyslem návrhu nebylo také vytvoření systému ukazatelů pro monitorování strategie udržitelného rozvoje na úrovni regionů.

4.2 Možnosti syntetického vyjádření kvality životního prostředí

V kontextu s možnostmi informačních zdrojů jsou v této studii postupně probrány tři skupiny syntetických indikátorů, z nichž první dvě skupiny pracují s přirozenými veličinami, o kterých v dané souvislosti předpokládáme, že jejich chování je spjato s vývojem kvality životního prostředí a lze jim proto přisoudit prioritu komplexních z hlediska posuzování stavu životního prostředí. Třetí skupina indikátorů je založena metodách, které syntetický ukazatel odvozují na základě agregace několika dílčích ukazatelů stavu životního:

1. indikátory sestavené na peněžní bázi
2. indikátory zdravotního stavu obyvatelstva
3. indikátory odvozené metodami vícekriteriálního hodnocení

Do řešení nebyly záměrně zahrnuty některé další známé statistické klasifikační metody, jako např. metoda shlukové analýzy nebo diskriminační analýzy, protože aplikace těchto metod nepřináší výsledky použitelné pro územní komparace a navíc nelze ze získaných hodnot syntetických ukazatelů vyvodit závěry o příčinách regionálních rozdílů v životním prostředí a bez této informace je každá analýza diferenciací kvality životního prostředí značně problematická.

Peněžní syntetické indikátory

Orientace na hodnotové ukazatele může mít dvojí význam: buď si všímá v peněžním vyjádření oceněných výsledků, které společnost dosáhla při realizaci strategie trvale udržitelného rozvoje nebo sleduje rozsah peněžních výdajů, které jsou spojeny s uskutečňováním této strategie. V prvním případě jde hlavně o různé modifikace makroekonomických outputů. V návrhu doporučených ukazatelů Komise OSN pro trvale udržitelný rozvoj jsou to např. ukazatele typu HDP na obyvatele, ukazatele růstu HDP nebo podílu průmyslu na HDP. V současnosti však existuje všeobecný konsensus v tom, že tyto charakteristiky makroekonomického výstupu nemohou být objektivním měřítkem vyvážené ekonomické politiky směrem k trvalé udržitelnosti. Hlavní pochybnosti o kvalitě ukazatele HDP, jako jednoho z kriteriálních ukazatelů trvale udržitelného rozvoje, jsou zřejmé z odpovědí na tyto otázky:

- může společnost přijmout takový ekonomický růst, který současně poškozují životní prostředí

- lze akceptovat ty položky tvorby HDP, které vznikly v souvislosti s ekonomickými aktivitami, které měly negativní důsledky pro životní prostředí.

Hledání alternativních ekonomických indikátorů je proto spojováno s takovými metodickými zásahy do konstrukce makroekonomických ukazatelů, které by do ekonomického výstupu nezahrnovaly výstupy poškozující životní prostředí, reprezentované náklady, které vznikají s prevencí či odstraňováním poškození životního prostředí. Takto koncipovaný makroekonomický agregát obvykle vzniká promítnutím nákladových položek, převzatých z environmentálního účetnictví podniků, do systému národních účtů. Výsledkem je zpravidla nějaká verze „environmentálně upraveného hrubého domácího produktu“, populárně označovaná jako „zelený hrubý domácí produkt“.

Metodické úpravy obsahu standardního ukazatele HDP se týkají třech základních typů environmentálních nákladů :

1. Hlavní položkou jsou tzv. defenzivní výdaje, vznikající v souvislosti s tím, že výrobní proces, při kterém vzniká poškození životního prostředí, si vyžádal dodatečné náklady na nápravu a prevenci vzniku těchto škod. Výsledky těchto vynucených opatření nepřinášejí žádnou „přidanou hodnotu“, ani nezvyšují hodnotu výrobku či kvalitu životního prostředí, ale pouze udržují určitý stav životního prostředí a proto by do environmentálně upraveného makroekonomického ukazatele neměly být započteny.

2. Vedle škod na životním prostředí, které společnost kompenzovala formou defenzivních výdajů, může zůstat i řada poškození na ovzduší, půdním fondu, vodních tocích apod., které byly zanedbány a jsou dluhem vůči životnímu prostředí. Hodnota takového poškození by proto měla být od standardního ukazatele HDP odečtena.

3. Smyslem všech opatření k udržitelnosti rozvoje by mělo být zajištění přiměřených podmínek do budoucna. Vyčerpávání a poškozování životního prostředí ohrožuje zdroje ekonomiky a mělo by být považováno za formu kapitálové spotřeby a potenciálních investic. Proto koncept environmentálně upraveného HDP předpokládá, že odpisy, určené na hodnotově vyjádřené opotřebení přírodního a lidského kapitálu, budou odečteny.

Uvedení celé této koncepce v život předpokládá především rozpracování metodiky oceňování míry poškození životního prostředí. Problém je hlavně v tom, jakým způsobem toto poškození hodnotově kalkulovat, jestliže má obnova a udržení určité kvality životního prostředí proběhnout v budoucnosti.

Další metodické nejasnosti jsou spojeny s vymezením širě pojetí defenzivních výdajů. Koncepce udržitelnosti kvantitativní a kvalitativní úrovně přírodních aktiv vyžadují stanovení norem udržitelnosti. Tyto normy (standards) by vymezovaly rozsah ekonomických aktivit, který je možno uskutečňovat bez narušení životního prostředí a současně by tvořily objektivnější rámec pro vymezení okruhu defenzivních výdajů.

Z časového hlediska je možno „opravné“ položky standardního ukazatele HDP rozlišit do dvou skupin:

- Náklady ex ante, které patří mezi preventivní náklady, které mají zabránit budoucímu poškození životního prostředí a ztrátám a škodám, které to přinese rozvoji společnosti
- Náklady ex post, které jsou spojeny s kompenzací aktuálních škod a ztrát, které přineslo znečištění životního prostředí a které napravují poškození životního prostředí.

Je tedy zřejmé, že koncept environmentálně upraveného domácího produktu chápe spotřebu přírodních aktiv jako rovnocennou složku k nevyprodukovaným přírodním aktivům. Jeho využitelnost pro usměrňování národohospodářské politiky ve prospěch strategie environmentálně udržitelného rozvoje společnosti je závislá na řadě faktorů, počínaje konsensem decísní sféry s jeho kriteriálním využíváním (což se může ukázat nejen jako odborný problém, ale i jako politický problém) až po dopracování jeho metodiky v oblasti obsahu a oceňování environmentálních nákladů a v oblasti zjišťování dat.

Konečným cílem by mělo být stimulace ekonomických subjektů i domácností k internalizaci jejich environmentálních nákladů. V případě, že prioritou národohospodářské politiky bude dosažení ekologické stability, měla by tato stimulace vyústit v takovou úroveň daní a poplatků, která bude pokrývat náklady na zachování přírodních aktiv a na investice udržující stav zásob přírodních aktiv a na ochranu jejich ekologické a ekonomické funkce.

Vybudování informační základy environmentálního účetnictví je prvním krokem nejen pro kvantifikaci ekonomické náročnosti ekologické politiky, ale i pro její skutečné akceptování v praxi. Znalost výdajů např. na snížení produkce emisí nepochybně vyvolává tlak na hledání efektivnějších technologií šetřících životní prostředí. Propojení informací o spotřebě přírodních zdrojů s údaji o vytvořené přidané hodnotě umožňuje v odvětvovém členění stanovit koeficienty vlivu ekonomické činnosti v odvětví na životní prostředí. Jejich sledování v čase pak umožňuje hodnotit dosažené výsledky v prosazování trvale udržitelného rozvoje. Důležitá je také možnost identifikace těch odvětví a sektorů, kde dochází k nadhodnocování produkce, identifikace producentů znečišťujících látek a zjištění rozsahu a směrů finančních toků spojených s realizací politiky trvale udržitelného rozvoje.

Regionalizace environmentálně upraveného HDP

Dosavadní stav rozpracování metodiky započítávání ekologických aspektů do makroekonomických indikátorů se vesměs týká jen národohospodářské úrovně. Možnost konstrukce analogických indikátorů na regionální úrovni je především úzce svázána s informační základnou a dalšími podmínkami pro sestavování regionálních ekonomických indikátorů. (Podrobněji pojednává o možnostech sestavování regionálních makroekonomických indikátorů studie „**Možnosti měření ekonomické výkonnosti regionů**“, autoři: Václav Ježdík, Eduard Souček, Ludvík Prouza, Univerzita Pardubice, fakulta ekonomicko správní, 2002).

Základním problémem při použití ukazatele HDP z nabídky ČSÚ bude zřejmě okolnost, že používaná metoda „top down“ není provázána na systém ekonomického a environmentálního účetnictví regionálních ekonomických subjektů, takže případné úpravy a opravy hodnot krajských ukazatelů HDP o položku uskutečněných environmentálních výdajů na krajské úrovni by mohly být zatíženy značnou chybou. Dalším problémem bude vždy regionalizace takových nákladů na aktivity do oblasti životního prostředí, které nelze jednoznačně přiřadit k určitému území: biosféra, vodní toky apod., takže vždy bude vznikat nějaký nesoulad mezi součtem regionálních ukazatelů a celostátním ukazatelem.

Regionální výdaje na ochranu životního prostředí

Charakteristickým rysem snah konstruovat komplexní kriteriální ukazatel pro hodnocení aktivit v rámci politiky prosazující udržitelný rozvoj je nahrazení některých standardních statistických ukazatelů ekonomické výkonnosti takovými indikátory, které citlivěji reagují na rozsah aktivit v oblasti životního prostředí. Musíme však počítat s tím, že se často budeme dostávat do situace, kdy do výsledného agregátu bude vtaženo velké množství (peněžně vyjádřených) různorodých prvků a bude obtížné realizovat nějaké analytické pohledy do struktury takového agregátu. Zejména bude obtížné stanovit vazby dynamiky takového ukazatele na aktivity společnosti v jednotlivých oblastech životního prostředí z hlediska zdrojů jejich financování.

Z tohoto hlediska se jeví jako vhodnější - jako první krok – usilovat o stanovení „celkových výdajů na ochranu životního prostředí“. Zjišťování informací o výdajích na ochranu životního prostředí u podniků, domácností, veřejné správy, vlády je důležité např. pro identifikaci podílu jednotlivých sektorů na opatřeních chránících životní prostředí, pro stanovení nákladů a výnosů ekoprůmyslu a pro modelové úvahy o vlivu dopadů internalizace environmentálních nákladů na jednotlivé sektory.

Metodika sestavování ukazatele národních výdajů na ochranu životního prostředí je rozpracována Eurostatem jako součást „Účtu výdajů na ochranu životního prostředí (EPEA - Environmental Protection Expenditures Account) v rámci satelitních účtů SNA.

Cílem EPEA je:

- vyjádřit objem a směry toků finančních prostředků vynaložených na ochranu životního prostředí
- charakterizovat účast hlavních subjektů podílejících se na financování
- kvantifikovat produkci výrobků a služeb primárně určených na ochranu životního prostředí.

Předností ukazatele je, že jej lze prezentovat nejen jako agregovaný ukazatel, ale i pro jednotlivé oblasti ochrany životního prostředí: ochranu ovzduší a klimatu, odpadové hospodářství nebo speciálně pro komunální odpad, ochranu půdy a podzemních vod, ochranu biosféry apod.

I pro tento ukazatel - na krajské úrovni - platí některá omezení s územní identifikací některých nákladových položek jako pro environmentálně upravený regionální HDP. Výhodou je však možnost stanovení „krajských výdajů na ochranu životního prostředí“ metodou „zdola“, tj. přímo z podkladů o nákladech sledovaných v krajských strukturách. Současně by do tohoto ukazatele nebyly započítávány položky nákladů, které nelze územně klíčovat. To znamená, že by nutně nemusela platit vazba součtu krajských ukazatelů na celostátní hodnotu environmentálních výdajů.

Při maximálním využití stávající struktury zdrojů a za předpokladu, že bude realizováno zjišťování výdajů na životní prostředí v „podnikatelském sektoru“ by základní strukturu ukazatele regionálních výdajů na ochranu životního prostředí tvořily položky běžných a kapitálových výdajů, diferencované hlouběji podle sektorů (výrobní sektor, veřejný sektor, domácnosti a ostatní) i podle různých klasifikací oblastí životního prostředí (např. ochrana ovzduší a klimatu, odpadní vody, odpadové hospodářství, ochrana půdy a odpadních vod, ochrana biodiverzity apod.)

Svou povahou a přístupem patří mezi metody pracující na bázi peněžních ukazatelů i metoda CBA (Cost-Benefit Analysis), v které jsou konfrontovány přínosy (zisky), čímž se rozumí každé zvýšení užítku a náklady, které vyjadřují ztráty. V obou případech v pojetí „nákladů ztracených příležitostí“ (opportunity cost). Obtíže s kvantifikací jednotlivých položek navrhuje E.Tošovská řešit např. podle ochoty obyvatelstva „platit za péči o životní prostředí“.

Životní prostředí a zdraví

Analýzy vztahu životního prostředí na zdravotní stav populace jsou dlouhodobě předmětem výzkumu, ale i zájmu veřejnosti. Data k tomuto tématu v ČR shromažďuje a vyhodnocuje Ústav zdravotnických informací a statistiky v rámci Národního zdravotnického informačního systému. V letech 1991 až 1999 proběhl v gesci Akademie věd ČR ve dvou etapách výzkum Program Teplice. Hlavním cílem výzkumu bylo studium vlivu znečištění ovzduší na zdravotní stav obyvatelstva v oblastech se zdevastovaným životním prostředím (výzkum proběhl jako srovnávací analýza modelového území Teplicka v severních Čechách a Prachaticka v jižních Čechách).

Získané poznatky ukazují, že vliv znečištění ovzduší má velice komplexní vliv na zdraví člověka. Především je zřejmé ovlivňování genetického materiálu a reprodukční funkce. V běžných statistických údajích se to projevuje především v četnosti výskytu dětských nemocí, v onemocnění cest dýchacích a alergických onemocněních.

Původní pracovní hypotéza o vlivu na střední délku života se v daném výzkumu prokázala jen z části. Ani trendy ukazatelů úmrtnosti na jednotlivé příčiny úmrtní se ve srovnávaných modelových oblastech příliš nelišily. Komplikovanost hodnocení vlivu životního prostředí na zdravotní stav obyvatelstva potvrzuje i skutečnost, že v Praze je úmrtnost jednou z nejnižších v České republice, ačkoliv zátěž exhalacemi je srovnatelná či větší než v severočeských okresech.

Problémy s použitím různých charakteristik úmrtnosti pro hodnocení stavu životního prostředí dokumentují údaje tzv. standardizovaných úmrtností za rok 2000 v okresech a krajích České republiky.

Tabulka 19: Standardizované úmrtnosti v ČR

Region	Standardizovaná úmrtnost na 100000 obyvatel		Rozdíl od průměru ČR	
	muži	ženy	muži	Ženy
Hl.m. Praha	1015	637	-147	-53
Středočeský kraj				
Benešov	1144	714	-18	24
Beroun	1183	704	21	14
Kladno	1263	701	101	11
Kolín	1276	764	114	74
Kutná Hora	1172	754	10	64
Mělník	1245	737	83	47
Mladá Boleslav	1195	717	33	27
Nymburk	1153	770	-9	80
Praha – východ	1283	705	121	15
Praha – západ	1054	700	-108	10
Příbram	1187	687	25	-3
Rakovník	1164	871	2	181
Jihočeský kraj				
České Budějovice	1052	673	-110	-17
Český Krumlov	1174	768	12	78
Jindřichův Hradec	1191	707	29	17
Písek	1104	663	-58	-27
Prachatice	1121	748	-41	58
Strakonice	1039	759	-123	69
Tábor	1432	705	210	15
Plzeňský kraj				
Domažlice	1109	706	-53	16
Klatovy	1182	712	20	22
Plzeň – město	1056	687	-106	-3

Plzeň –jih	1127	688	-35	-2
Plzeň – sever	1204	736	42	46
Rokycany	1150	729	-12	39
Tachov	1432	704	210	14
Karlovarský kraj				
Cheb	1168	751	6	61
Karlovy Vary	1275	796	113	106
Sokolov	1386	803	224	113
Ústecký kraj				
Děčín	1322	757	160	67
Chomutov	1343	790	181	100
Litoměřice	1243	787	81	97
Louny	1333	772	171	82
Most	1344	786	182	96
Teplice	1320	863	158	173
Ústí nad Labem	1270	775	108	85
Liberecký kraj				
Česká Lípa	1380	836	218	176
Jablonec nad Nisou	1126	770	-36	80
Liberec	1216	715	54	25
Semily	1049	677	-113	-13
Královéhradecký kraj				
Hradec Králové	1024	583	-138	-107
Jičín	1228	666	66	-24
Náchod	1017	606	145	-84
Rychnov nad Kněžnou	1089	687	-73	-3
Trutnov	1293	671	131	-19
Pardubický kraj				
Chrudim	1124	679	-38	-11
Pardubice	1066	629	-96	-61
Svitavy	1101	679	-61	-11
Ústí nad Orlicí	1080	666	-82	-24
Vysočina				

Havlíčkův Brod	1160	683	-2	-7
Jihlava	1192	710	30	20
Pelhřimov	1096	689	-66	-1
Třebíč	1089	654	-73	-36
Žďár na Sázavou	1063	642	-99	-48
Jihomoravský kraj				
Blansko	1182	622	20	-68
Brno – město	1043	639	-119	-51
Brno -venkov	1151	667	-11	-23
Břeclav	1111	598	-51	-92
Hodonín	1231	672	69	-18
Vyškov	1158	642	-4	-48
Znojmo	1240	718	78	28

Olomoucký kraj				
Jeseník	1430	762	268	72
Olomouc	1124	647	-38	-43
Prostějov	1168	724	6	34
Přerov	1271	666	109	-26
Šumperk	1169	668	7	-22
Zlínský kraj				
Kroměříž	1266	681	104	-9
Uherské Hradiště	1251	642	89	-47
Vsetín	1223	688	61	-2
Zlín	1112	634	-50	-56
Moravskoslezský kraj				
Bruntál	1197	706	35	16
Frydek – Místek	1232	682	70	-8
Karviná	1356	723	194	33
Nový Jičín	1313	727	151	37
Opava	1251	679	89	-11
Ostrava – město	1262	728	100	38
Česká republika	1162	690	X	X

Při výpočtu standardizované míry úmrtnosti byla v uvedeném přehledu za standard vzata věková struktura teoretické evropské populace - stejná pro muže i pro ženy. Při použití standardizovaných ukazatelů pro komparace okresů je tak zajištěno, že do hodnocení nevstupuje problém rozdílnosti podmínek ve věkové struktuře.

Publikované výsledky jen do jisté míry potvrzují známé skutečnosti o regionálních rozdílech v kvalitě životního prostředí. Nejméně příznivá míra úmrtnosti je v Ústeckém kraji, kde průměr okresů přesahuje republikový průměr asi o 15%, do stejné kategorie patří i Středočeský kraj a Moravskoslezský kraj a v mužích Královehradecký kraj a v ženách Liberecký kraj. Mezi kraje s příznivou mírou úmrtnosti se zařadil Jihočeský kraj, Jihomoravský kraj a také Praha. Pro nějaké hlubší závěry o vztahu životního prostředí a úmrtností však jsou kraje příliš velké územní jednotky. Pozornost proto zaslouží spíše okresy, které výrazně vybočují od českého průměru: Kolín, Karlovy Vary, Děčín, Chomutov, Litoměřice, Louny, Most, Teplice, Ústí nad Labem, Česká Lípa, Hradec Králové, Náchod, Pardubice, Jeseník, Karviná, Nový Jičín a Ostrava. Analýzu by však bylo nutno opřít o dlouhodobější pohled na situaci v úmrtnosti, aby se eliminovalo riziko nahodilých výkyvů.

4.3 Aplikace vícekriteriálních metod

Přijmeme-li předpoklad, že kvalita životního prostředí je vícerozměrná veličina, kterou nelze vyjádřit žádným přirozeným ukazatelem, pak vhodnou syntetickou míru je možno hledat metodami vícekriteriální (vícerozměrné) analýzy. Do této oblasti matematicko statistických metod patří celá řada velmi sofistikovaných postupů. Pro rutinní analytické použití však je třeba mezi těmito metodami preferovat především takové, které poskytují možnost desagregace vypočtené syntetické míry tak, aby bylo možno souběžně hodnotit faktory, které ovlivnily její úroveň resp. její dynamiku. Splnění této podmínky je žádoucí proto, že výsledkem aplikace vícekriteriálních metod je v podstatě umělý komplexní ukazatel, který je sám o sobě neinterpretovatelný a jehož chování (časové či prostorové diference při použití pro komparace) je vždy vyvoláno řadou dílčích faktorů, které zastupují různé složky životního prostředí. Z hlediska analytických potřeb je pak důležité, v jaké struktuře se tyto dílčí faktory podílejí na určité kvantitativní hodnotě syntetické míry. Je přirozené, že volba metodického nástroje pro konstrukci syntetické míry nesmí opomenout ani problém výběru jednotlivých složek životního prostředí, které chceme pojmout do výpočtu syntetického ukazatele, protože kvalita jeho vypovídací ceny je vždy úzce spjata s tím, jak komplexně se nám podaří obsáhnout okruh relevantních faktorů určitého stavu životního prostředí.

Uvedená hlediska výběru metody vícekriteriální analýzy - spolu s přirozeným požadavkem na její relativní jednoduchost - vedla k tomu, že do návrhu řešení byly zařazeny tyto tři nejnámější metody:

- metoda pořadí
- bodovací (Benetova) metoda
- metoda normované proměnné

Nezbytným prvním krokem ve všech uvedených metodách je hledání souboru adekvátních charakteristik podmiňujících diferenciaci kvality životního prostředí. Tento krok má zásadní význam pro kvalitu syntetického ukazatele. Základní filosofie výběru vstupních charakteristik vychází z indikace negativních jevů, které zasluhují pozornost samy o sobě jako součást životního prostředí nebo mají význam jako faktor přispívající k celkové negativní charakteristice hodnoceného území. Jde tedy vlastně v této fázi o to, jak pomyslně „rozložit“ úroveň životního prostředí na rozhodující prvky (složky) a ty pak zastoupit v syntetické míře nejvhodnějšími ukazateli. Tento přístup je charakteristický pro řešení podobných úloh v jiných oblastech, např. při hodnocení regionálních disparit v životním prostředí nebo s volbou hledisek, které je třeba brát v úvahu při analýze vývoje životního prostředí v určité oblasti.

Odhlédneme-li v první fázi od problému odlišné důležitosti jednotlivých složek životního prostředí, pak je zřejmé, že základním vodítkem pro výběr indikátorů za jednotlivé složky bude tradiční třídění aktivit spojených s ochranou životního prostředí:

- ochrana ovzduší a klimatu
- ochrana vody
- nakládání s odpady
- ochrana přírody a krajiny
- redukce fyzikálních vlivů
- ochrana půdy a podzemní vody

Samotný výběr vhodných ukazatelů zastupujících uvedené skupiny je věcí expertní analýzy. Při tom je však třeba brát v úvahu i problém multikolinearity proměnných a přihlížet k tomu, do jaké míry může interkorelace proměnných modifikovat zařazení i takových ukazatelů, jejichž úloha pro hodnocení kvality životního prostředí regionů se zdála původně nesporná.

Metoda pořadí

Tato metoda poskytuje jednoduchou a srozumitelnou informaci prostřednictvím pořadí územních jednotek v jednotlivých kriteriálních ukazatelích. Souhrn resp. průměr pořadí získaných danou územní jednotkou poskytuje určitý typ syntetické charakteristiky a jednotlivá pořadí či jejich seskupení umožňují zjistit, jaké složky

životního prostředí resp. skupiny složek přispěly k pozitivnímu či negativnímu obrazu regionů. Pomyslné průměrné pořadí pak umožňuje vytvořit různé skupiny „ podprůměrných a nadprůměrných “ územních jednotek.

Základní slabinou této metody je malá citlivost na kvantitativní rozdíly jednotlivých kritériálních ukazatelů, takže o pozici regionu mohou rozhodovat zrovna tak velké jako malé odlišnosti v úrovni ukazatelů. Metodu lze proto doporučit jen pro jakousi orientační vstupní analýzu.

Bodovací (Benetova) metoda

Přijmeme-li jako metodické východisko, že pozici regionu bychom mohli měřit podle odstupu v kvantitativní úrovni kritériálního ukazatele od průměru, normy resp. nějakého standardu či žádoucího stavu, pak pro konstrukci syntetické míry lze použít bodové (nejčastěji procentní) ohodnocení každého kritériálního ukazatele regionu. Souhrn či průměr těchto bodových ohodnocení pak lze interpretovat jako syntetickou míru pozice regionu.

Pokud byla základem pro měření pozice daného regionu průměrná hodnota ze všech regionů (např. stav příslušného ukazatele v ČR), pak syntetická míra vyjadřuje, zda a v jaké míře se daný region odlišuje úrovní složek životního prostředí od tohoto průměrného stavu. Stejně tak dobře však může být kvantifikován stav jednotlivých složek životního prostředí velikostí odchylek od normativních hodnot těchto složek a ze získané syntetické míry pak můžeme vyvodit, jak se situace regionu liší od žádoucího stavu. Další možné varianty bodovací metody mohou být založeny na odchylkách od stavu ukazatelů v oblastech s nehorší či naopak nejlepší situací.

V následující části studie byl jeden z možných přístupů bodovací metody použit při komparativní analýze českých krajů, a to z hlediska míry znečištění ovzduší ze stacionárních zdrojů. Do komplexního posouzení emisní situace v krajích byly zařazeny ukazatele:

1. roční hodnota měrné emise tuhých částic
2. roční hodnota měrné emise oxidu siřičitého
3. roční hodnota měrné emise oxidů dusíku
4. roční hodnota měrné emise oxidu uhelnatého

Cílem analýzy bylo:

- charakterizovat stav ovzduší krajů souhrnným bodovým ukazatelem míry emisí
- použít vypočtené míry k hodnocení změn proti roku 1995
- zjistit pozici kraje v míře znečištění ovzduší v rámci České republiky

- zjistit rozdíl v míře znečištění v kraji od průměru České republiky

Úroveň každého ukazatele byla ohodnocena podle relace k průměru daného typu měrné emise k průměru za ČR. Jako vstupní údaje pro výpočet syntetické míry byla použita za roky 1995 a 2001

Tabulka 20: Měrné emise ze stacionárních zdrojů v jednotlivých krajích v letech 1995 a 2001 (srovnání kraje s průměrnou hodnotou za ČR v %)

Kraj	Rok	Tuhé částice	SO ₂	NO _x	CO	Průměr	Pořadí kraje
Hl.m.Praha	1995	598	363	546	642	537	14
	2001	496	196	399	355	362	14
Středočeský	1995	108	89	95	59	88	9
	2001	107	86	83	70	86	9
Jihočeský	1995	35	18	27	33	28	2
	2001	62	40	23	43	42	3
Plzeňský	1995	56	26	37	45	41	3
	2001	79	56	32	54	55	6
Karlovarský	1995	102	90	94	70	89	10
	2001	136	212	126	74	137	11
Ústecký	1995	298	744	477	96	404	13
	2001	171	444	555	99	317	13
Liberecký	1995	89	37	51	75	63	8
	2001	116	66	41	84	77	8
Královehradecký	1995	72	37	57	67	58	7
	2001	98	65	33	74	68	7
Pardubický	1995	98	149	102	68	104	11
	2001	125	151	154	76	126	10
Vysočina	1995	44	11	17	34	26	1
	2001	64	25	19	44	38	2
Jihomoravský	1995	52	28	49	57	46	5
	2001	39	17	34	29	30	1
Olomoucký	1995	68	29	47	43	47	6
	2001	68	45	40	47	50	5
Zlínský	1995	53	31	43	53	45	4
	2001	57	67	48	46	44	4
Moravskoslezský	1995	252	103	248	644	312	12
	2001	216	172	213	618	305	12

Pramen: Statistická ročenka životního prostředí České republiky a vlastní výpočty

Tabulka 21: Pořadí krajů

Kraj	Souhrnná bodová hodnota		Pořadí kraje	
	1995	2001	1995	2001
Praha hl.m.	537	362	14	14
Středočeský	88	86	9	9
Jihočeský	28	42	2	3
Plzeňský	41	55	3	6
Karlovarský	89	137	10	11
Ústecký	404	317	13	13
Liberecký	63	77	8	8
Královehradecký	58	68	7	7
Pardubický	104	126	11	10
Vysočina	26	38	1	2
Jihomoravský	46	30	5	1
Olomoucký	47	50	6	5
Zlínský	45	44	4	4
Moravskoslezský	312	305	12	12
Česká republika	100	100	X	X

Zjištěné výsledky ukazují, že v rámci České republiky se výrazně vyděluje skupina tří krajů (Praha, Ústecký Moravskoslezský kraj), v nichž v současnosti hodnoty měrných emisí v průměru převyšují republikový průměr více než třikrát. Pokud bychom republikový průměr vypočetli bez těchto krajů byl by jejich odstup od míry emisí na ostatním území ještě mnohem větší. Nicméně nelze při tom přehlédnout, že i těchto nejohroženějších krajích došlo k rozhodujícímu zlepšení :

Tabulka 22: Měrné emise v nejohroženějších krajích

Měrné emise	Praha		Ústecký kraj		Moravskoslezský kraj	
	1995	2001	1995	2001	1995	2001
Tuhé částice	14,71	2,78	7,34	0,93	6,21	1,21
Oxid siřičitý	49,84	6,06	102,18	13,73	14,16	5,32
Oxid dusíku	15,19	8,26	13,25	11,48	6,89	4,41
Oxid uhličitý	49,41	14,21	7,38	3,97	49,58	24,71

Avšak ani při tomto markantním snížení měrných emisí se odstupy od úrovně emisí ostatních krajů během pěti let podstatněji nezměnily a je zřejmé, že vysoká míra poškození kvality ovzduší v těchto krajích má dlouhodobý charakter.

Na opačném pólu v míře znečištění ovzduší jsou kraje Jihomoravský, Vysočina Jihočeský, Zlínský a Olomoucký, které podle bodového hodnocení jsou pod polovinou průměru České republiky. Výraznější vzestup syntetické míry zaznamenaly v hodnoceném období 1995 až 2001 pouze Karlovarský a Pardubický kraj. U Karlovarského kraje je příčinou stagnace měrných emisí oxidu siřičitého na dvojnásobné úrovni než má republikový průměr a současně na druhé nejvyšší úrovni mezi kraji (po kraji Ústeckém). U Pardubického kraje stagnují na nadprůměrné úrovni hodnoty měrných emisí oxidu siřičitého i dusíku.

Flexibilitu této metody můžeme ještě podstatně posílit použitím vah k jednotlivým kritériálním ukazatelům. Při volbě vah je možno použít jak deduktivní, tak induktivní přístup. Induktivní přístup se zpravidla opírá o výsledky analýzy územní variability jednotlivých ukazatelů a pracuje s předpokladem, že hlavní význam v konstrukci syntetického ukazatele by měly mít indikátory s výraznou územní diferenciací. Zpravidla však se k problému vah přistupuje z věcného hlediska a rozhodující slovo mají výsledky výzkumu o míře poškození zdraví obyvatelstva, úvahy o synergickém efektu některých složek životního prostředí na kvalitu životního prostředí nebo o interkorelaci složek. Rozhodnutí o vahách může být také dáno analytickými cíli, např. zájmem na hodnocení pouze stavu ovzduší nebo degradace půdního fondu.

Metoda normované proměnné

Při aplikaci této metody se problém nestejnorodosti proměnných z hlediska měrných jednotek řeší tím, že původní hodnoty zvolených ukazatelů se obvyklým statistickým postupem, tj. podílem odchylek od aritmetického průměru a směrodatné odchylky, transformují na normovaný tvar. V této podobě je pak možno s jednotlivými ukazateli provádět standardní operace pro konstrukci souhrnné míry, tj. agregovat je formou součtu nebo průměru.

Výhodou proti bodovací metodě je především to, že výsledky jsou méně ovlivňovány extrémními hodnotami ukazatelů, které mají často nahodilý charakter.

Převod původních hodnot ukazatelů do normovaného tvaru lze také využít k aplikaci sofistikovanější klasifikační metody - metody „vzdálenosti od fiktivního objektu“. Fiktivním objektem se rozumí jakýsi uměle vytvořený objekt (v našem případě region), který u všech zvolených ukazatelů (kritérií) dosahuje nejlepší úrovně. Matematickým kritériem pro „vzdálenosti“ daného regionu od tohoto fiktivního objektu je euklidovská vzdálenost každého regionu pojatého do srovnávání.

Koeficient ekologické stability

Značnou váhu mají v hodnocení životního prostředí určitého územního celku ty prvky, které určeny abiotickými a biotickými znaky, protože ty podmiňují schopnost vegetační složky odolávat narušení přírodního fondu území.

Pokud jsme schopni kvantitativně vyjádřit plošné zastoupení pozitivních a negativních krajinných komplexů, lze z relace těchto prvků hodnotit „ ekologickou stabilitu “ daného území. Do kategorie kultur s **pozitivním** vlivem na ekologickou stabilitu patří: lesy, rozptýlená krajinná zeleň, trvalé travnaté porosty, speciální kultury, neznečištěné vodní plochy, chráněná území, přírodní rezervace, orná půda využívaná pro pěstování víceletých plodin. Do opačné kategorie s **negativním** vlivem na ekologickou stabilitu území patří: každoročně oraná orná půda , neošetřené travní porosty, zastavěné plochy, komunikace, a zpevněné plochy, znečištěné vodní plochy, těžební prostory a devastované plochy.

Koeficient ekologické stability (KES) je poměrem mezi souhrnem ploch kultur se stabilně pozitivním vlivem ($\sum pp$) a souhrnem ploch s negativním vlivem na ekologickou stabilitu hodnoceného území ($\sum pn$)

$$KES = (\sum pp) / (\sum pn)$$

Pro interpretaci hodnot koeficientu KES se obvykle navrhuje (viz. D.Palušová, - Ekologická stabilita v regionoch, sborník Regionální politika kandidátských zemí před vstupem do Evropské unie, Ostrava 2002) následující klasifikace:

- do 0,5 - region výrazně ekologicky nestabilní
- 0,5 až 1,0 - region ekologicky nestabilizovaný
- 1,0 až 3,0 - region částečně nestabilizovaný
- 3,0 až 4,5 - region ekologicky stabilizovaný
- nad 4,5 - region ekologicky výrazně stabilizovaný

Vypovídací cena tohoto přístupu ke komplexnímu hodnocení ekologické situace regionu se zřejmě opírá o souvztažnost uvedených krajinných prvků a ekonomických aktivit na území. Nespornou předností uvedené míry je dostupnost dat pro její výpočet i pro použití za územní jednotky nižšího řádu.

Zhodnotíme-li uvedené náměty na sestavování syntetických ukazatelů kvality životního prostředí dospějeme nepochybně k závěru, že výsledkem řešení této úlohy bude vždy do určité míry umělá míra, v které se především promítá snaha zahrnout do příslušného syntetického indikátoru co nejvíc prvků podstatných pro charakterizování dané ekologické situace. Tento přirozený zájem na maximální komplexnosti indikátoru je však na druhé straně zdrojem několika metodologických problémů. Při tom nejde v daném případě prioritně o otázku volby metody syntézy, ale především o problém nalezení vah, které by odlišily důležitost prvků, které chceme zařadit do syntetické míry. Jinak řečeno, i v rámci hledání nejvhodnějších vstupních dat se neobejdeme bez toho, abychom s ohledem na cíle analýzy stanovili nejen hlavní determinanty kvality životního prostředí, ale i jejich vzájemné postavení v hierarchické struktuře vzájemných vazeb a řetězců příčin a účinků.

5 Literatura

- [1] Andrášik, L. Synergie zložitých ekonomických systémů. Ekonomický časopis, 32, 1984, č. 5
- [2] Behrens-Egge, M. Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertungen in der Umweltpolitik. Zeitschrift für Umweltpolitik, 1, 1991.
- [3] Bařa R.: Možnosti moderních komunikačních metod pro úspory nákladů vynakládaných na komunikace, Univerzita Hradec Králové, Mezinárodní konference IMEA, 2003
- [4] Baumol, W.J.- Oates, W.E.: The Theory of Environmental Policy. Cambridge: University Press, 1988
- [5] Bořek, F., Komár, A.: Methods for Prioritising Environmental Impacts. In NATO/CCMS 4th Draft of Final Report of Pilot Study on Implementation of Environmental Management Systems in Military Sectors. Anex 4, London: MOD, 1999
- [6] Braunschweig A.: Die ökologische Buchhaltung als Instrument der städtischen Umweltpolitik. Grösch Rügger, 1988
- [7] BCSD Getting Eco-efficient: How can business contribute to sustainable development? First Antwerp eco- efficiency workshop, Antwerp: UNEP, 1993
- [8] Callan, S., J.-Thomas, J.M.: Environmental Economics and Management. Chicago: Irwin, 1996
- [9] Crowards, T.: Nonuse Values and the Environment: Economic and Ethical Motivations. Environmental Values, 2, s. 143 – 167, 1997.
- [10] Darymple R., Nosek M.: Index může předejít ekologické katastrofě. Ekonom, 7, 2001
- [11] Economic evaluation of environmental impacts. Part I. and II. Manila: Asian Development Bank, 1996
- [12] Environmental protection expenditure in Europe, data 1990-99, Brusel: Eurostat. edition 2001
- [13] ExternE Externalities of Energy. Methodology Annexes. EC, Directorate-General XII, Science, Research and Development, Bruxelles 1998
- [14] Frey, R. et al.: Mit Ökonomie zur Ökologie. Basel: Halbing und Lichtenhahn, 1991
- [15] Garrod G.- Willis K: Economic Valuation of the Environment Edward Cheltenham: Elgar, 1999
- [16] Gilpin A.: Environmental Economics. A critical overview. Chichester: Wiley, 2000
- [17] Grimaldi, J.D.-Simonds, R.H.: Safety Management. Boston: Irwin, 1989

- [18] Hájek, M.: Efektivnost výdajů z veřejných rozpočtů na ochranu ŽP. Acta Universitatis Purkynianae 58. Studia Oeconomica VIII. Ústí n. Lab.: Univerzita JEP, 2000
- [19] Hájek M.: Posuzování environmentálních investic, Mezinárodní konference Ekonomické aspekty ochrany životního prostředí. Brno: MU, 2003
- [20] Haverlant, M.: Ekologické zátěže a jejich hodnocení. Ostrava: Ostravská univerzita, 1998
- [21] Hodnocení environmentálního rizika pro trvale udržitelná města. Edice: Příručky pro odborníky. Praha: CEMC, 1996
- [22] Housková R.: Posouzení efektivnosti environmentální investice. Diplomová práce, Pardubice: Univerzita Pardubice, 2001
- [23] Hlubučková H.: Vyčíslování škod na životním prostředí v důsledku průmyslové havárie. Diplomová práce. Univerzita Pardubice FES, Pardubice 2000
- [24] Investice na ochranu životního prostředí, časové řady. Praha: Český statistický úřad, 2002
- [25] Ivanička, K. Synergetika a civilizácia. Bratislava: Alfa, 1988.
- [26] ISO 14 001 Systémy environmentálního řízení: 1997
- [27] Jeníček V.: Ekologická politika Evropské Unie a trvale udržitelný rozvoj, VŠE - Aktuální otázky světové ekonomiky, 6, Praha: VŠE, 2001
- [28] Ježdík V., Souček E., Prouza L.: Možnosti měření ekonomické výkonnosti regionů. Pardubice: Univerzita Pardubice, 2002
- [29] Kocmanová A. : Strategická management nákladů pro rozhodování environmentálního managementu, Mezinárodní konference Ekonomické aspekty ochrany životního prostředí. Brno: MU, 2003
- [30] Kramer M. et all.: Internationales Umweltmanagement. Band I: Interdisziplinäre Rahmenbedingungen einer umweltorientierten Unternehmensführung. Wiesbaden : Gabler, 2003
- [31] Křenek, V.: Investování. Praha: ČVUT, 1995
- [32] Lave L.B.-Seskin E.P.: Air Pollution and Human Health, Baltimore: Johns Hopkins Press, 1977
- [33] Ludwig D., Obršálová I.: Grenzüberschreitende Luftreinhaltungspolitik am Beispiel Deutschlands und der Tschechischen Republik. Scientific Paper of University of Pardubice. Series D, 1996
- [34] Macháček, J. Environmentální riziko v ekonomických souvislostech, a EIA. Brno: ESF MU, 1997.
- [35] Manual for the statistical operation on industries expenditure on environmental protection. Brusel: Eurostat, 2001
- [36] McConell K.E.: Model Building and Judgement: Implication for Benefit Transfers with TMC. Water Sources Research, 28, 1992
- [37] Moldan B. a kol.: Ekonomické aspekty ochrany životního prostředí. Praha: Karolinum, 1997

- [38] Mueller–Wenk R.: Die ökologische Buchhaltung. Frankfurt/Main: Campus, 1978
- [39] Navrud NAVRUD S.: Cost benefit analysis of limning lakes. A study of Lake Lauvann and six Lakes in the Fjerstad Forests in Norwegian. Report from the Directorate for Nature Management. 1991
- [40] Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J. Natural Resource and Environmental Economics. London: Longman, 1996.
- [41] Obršálová I.: Možnosti stanovení škod na životním prostředí způsobených průmyslovou činností. Habilitační práce, Ostrava: TU VŠB FMFI, 1999
- [42] Obršálová I.- Machač O.: Ekonomika a řízení tvorby a ochrany životního prostředí. Vybrané kapitoly. Pardubice: Univerzita Pardubice, FCHT 1993
- [43] Odum, E. P. Základy ekologie. Praha: Academia, 1977.
- [44] OECD Eco-efficiency. Paris:OECD,1998
- [45] OECD: Towards Sustainable Development – Environmental Indicators. Paris 1998
- [46] Říha J.:Hodnocení vlivu investic na životní prostředí.Vícekriteriální analýza a EIA. Praha: Academia, 1995
- [47] Seidel E.(Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement. Berlin: Springer, 1999
- [48] Seják, J. Oceňování pozemků a přírodních zdrojů. Praha: Grada Publishing, 1999.
- [49] Schaltegger S.,Kubat R.,Hilber C.,Vaterlaus S.:Inovatives Management staatlicher Umweltpolitik.Basel:Birkhäuser,1996
- [50] Schaltegger S., Burritt R.: Contemporary Environmental Accounting. Sheffield: Greenleaf, 2000
- [51] Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě. Praha: MŽP, 1996.
- [52] Souček E., Obršálová I., Ježdík V.: Peněžní indikátory ochrany životního prostředí v České republice, Pardubice:Univerzita Pardubice, 2003
- [53] Souček E., Obršálová I., Ježdík V.:Výdaje veřejné správy a celospolečenská bilance výdajů na ochranu životního prostředí – studie, Pardubice: Univerzita Pardubice, 2003
- [54] Stieglitz J.E.: Ekonomie veřejného sektoru. Praha: Grada, 1997
- [55] Statistická ročenka životního prostředí. Praha: Ministerstvo životního prostředí, Český statistický úřad, 2000, 2001, 2002
- [56] Sturm A., Moeller K., Upasena S.: Accounting framework and Guidelines for Eco-efficient indicators, Geneva:Unctad 2002
- [57] Tichá M.,Černík B.: LCA skládkování a spalování směsného komunálního odpadu. Environmentální aspekty podnikání, č. 1, 2003, s.5-6
- [58] Tockstein, A. - Triendl, L.: Chemické oscilace. Praha: Academia, 1986
- [59] Tošovská, E. Přístup členských zemí k pojetí a rozsahu škod na životním prostředí a jejich kvantifikaci. Praha: Centrum pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy 1998.

- [60] Tříška, D., Zieleniec, J. Ekonomicko-matematický obzor, 18, 320, 1982.
- [61] Ullman's Encyklopädie der technischen Chemie. Band 6 Umweltschutz und Arbeitssicherheit. Weinheim: Verlag Chemie, 1981.
- [62] Vařata M.: Možnosti stanovení škod způsobených průmyslovou havárií. Diplomová práce. Pardubice: Univerzita Pardubice, FCHT 1994
- [63] Voráček V.: Hodnocení vlivu na životní prostředí. Praha: Ad Vitam, 1993
- [64] Vítek, M. K sociální synergetice. (Nepublikovaný materiál) 1990.
- [65] Vlček J.-Drkal F.: Technika a životní prostředí. Praha: ČVUT, 1994
- [66] Weidlich, Haag, G. Concepts and models of quantitative Sociology. Berlin: Springer Verlag, 1983.
- [67] Wicke L.: Umweltökonomie. München: Vahlen, 1991
- [68] Winpenny, J. T.: Values for Environment (A Guide to Economic Appraisal). London: HMSO, 1993
- [69] www.iceu.cz
- [70] www.ecn.cz
- [71] www.europa.eu.int
- [72] www.euroskop.cz
- [73] www.evropska-unie.cz
- [74] www.mpsv.cz
- [75] www.mze.cz
- [76] www.sgs.co.uk
- [77] <http://www.qaris.cz>
- [78] www.umweltbundesamt.de