

Kvantifikace externích nákladů dopravy v podmínkách České republiky

Periodická zpráva k řešení projektu realizovaného v rámci veřejné soutěže ve výzkumu a vývoji
v programu „Podpora realizace udržitelného rozvoje dopravy“ v roce 2009

CG712-111-520



Univerzita Karlova v Praze –
Centrum pro otázky životního
prostředí



Centrum dopravního výzkumu,
v.v.í.



SC & C spol. s r.o.

Praha, leden 2010

Obsah

ÚVOD	5
KVANTIFIKACE DOPADŮ EMISÍ Z DOPRAVY	8
ÚVOD DO PROBLEMATIKY	8
VYTVOŘENÍ ROZPTYLOVÝCH MAP HLAVNÍCH ZNEČIŠŤUJÍCÍCH LÁTEK	9
<i>Metodika výpočtu</i>	9
VÝPOČET DOPADŮ HLAVNÍCH ZNEČIŠŤUJÍCÍCH LÁTEK Z HLEDISKA NEMOCNOSTI A ÚMRTNOSTI	17
<i>Výpočtový modul RiskPoll</i>	19
<i>Hodnocené dopady na lidské zdraví</i>	20
<i>Výpočet mezních externích nákladů pro vybrané dopravní prostředky</i>	21
HODNOCENÍ DOPADŮ ZMĚNY KLIMATU	25
TEORETICKÁ VÝCHODISKA HODNOCENÍ SPOLEČENSKÝCH DOPADŮ ZMĚN KLIMATU	25
DOTAZNÍKOVÉ ŠETŘENÍ	28
<i>Popis uspořádání šetření</i>	28
<i>Popis výzkumného nástroje</i>	28
<i>Výsledky šetření</i>	29
<i>Závěr</i>	31
ODHAD EXTERNÍCH NÁKLADŮ ZMĚNY KLIMATU	31
<i>Externí náklady emisí CO₂ v pilotních lokalitách</i>	33
STANOVENÍ HLUKOVÉ ZÁTĚŽE OBYVATELSTVA SILNIČNÍ A ŽELEZNIČNÍ DOPRAVOU	36
HLUKOVÉ INDIKÁTORY	36
<i>Platná legislativa v ČR</i>	36
MODELOVÁNÍ HLUKOVÉ ZÁTĚŽE ZE SILNIČNÍ DOPRAVY NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH	38
<i>Obec Mníšek pod Brdy ve Středočeském kraji</i>	38
<i>Město Vysoké Mýto</i>	40
<i>Město Kopřivnice</i>	41
EXTERNÍ NÁKLADY HLUKU Z DOPRAVY	42
SNIŽOVÁNÍ HLUKOVÉ ZÁTĚŽE ZE SILNIČNÍ DOPRAVY	43
KVANTIFIKACE DOPADŮ HLUKU	45
OCENĚNÍ DOPADŮ	48
<i>Kardiovaskulární nemoci</i>	48
<i>Obtěžování hlukem</i>	51
<i>Rušení ve spánku</i>	53
SHRNUTÍ	54
<i>Hedonický cenový diferenciál hluku z dopravy</i>	55
DOTAZNÍKOVÉ ŠETŘENÍ NA OCENĚNÍ OBTĚŽOVÁNÍ HLUKEM	57
TEORETICKÁ VÝCHODISKA ŠETŘENÍ	57
POPIS VÝZKUMNÉHO NÁSTROJE	57
SBĚR DAT	58
PŘEHLED HLAVNÍCH VÝSLEDKŮ	59
<i>Kvalita života</i>	59
<i>Vnímání negativních dopadů dopravy a averzní chování</i>	61
<i>Peněžní hodnoty ochoty platit za změnu hladiny hluku</i>	62
<i>Srozumitelnost otázek a spolupráce s respondentem</i>	64
ZÁVĚR	65
ODHAD RIZIK U JEDNOTLIVÝCH DRUHŮ DOPRAVY	67
ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ	67
ZNEČIŠTĚNÍ VOD	69

PŮDA	70
BIODIVERZITA A FRAGMENTACE KRAJINY	72
HAVÁRIE DOPRAVNÍCH PROSTŘEDKŮ	73
ODPADY Z DOPRAVY	75
HLUKOVÉ EMISE A VIBRACE Z DOPRAVY	76
INAKTIVITA	79
PSYCHOLOGICKÉ ASPEKTY DOPRAVY	80
DOPRAVNÍ NEHODY	81
SHRNUTÍ	83
MODEL PŘEPRAVNÍHO PROUDU VYJADŘUJÍCÍ ZÁVISLOST PŘEPRAVNÍHO ČASU NA MNOŽSTVÍ VOZIDEL A RYCHLOSTI	88
ÚVOD	88
ROZDĚLENÍ MODELOVÉ OBLASTI (BRNA) NA DOPRAVNÍ ZÓNY	88
URČENÍ DOPRAVNÍCH PRODUKČÍ A ATRAKTIVIT JEDNOTLIVÝCH ZÓN	89
DISTRIBUCE CEST, VÝPOČTY MATIC PŘEPRAVNÍCH VZTAHŮ	90
VÝPOČTY DOPRAVNÍCH INTENZIT A KALIBRACE MODELU	91
VÝPOČTY ČASOVÝCH PRODLEV	93
PŘÍPRAVA EMPIRICKÉHO ŠETŘENÍ NA HODNOTU ÚSPORY CESTOVNÍHO ČASU A RIZIKA NEHODY	97
PŘÍPRAVA DOTAZNÍKU	98
<i>Struktura dotazníku</i>	99
ATRIBUTY VÝBĚROVÉHO EXPERIMENTU	100
<i>Forma prezentace atributů výběrového experimentu</i>	101
VÝSTUPY A PUBLIKACE	105
ZÁVĚR	106
PŘÍLOHA	107

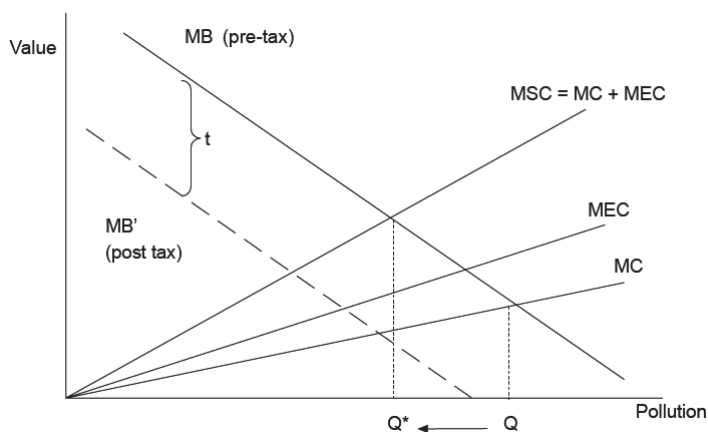
Úvod

V roce 2009 pokračovalo řešení projektu „Kvantifikace externích nákladů dopravy v podmínkách České republiky“ ve shodě s upraveným harmonogramem řešení. V tomto ohledu byl zejména dokončen sběr dat v dotazníkovém šetření na ochotu akceptovat kompenzaci za obtěžování hlukem ze silniční a železniční dopravy. Vedle toho byly zpracovávány moduly týkající se kvantifikace externalit z emisí a to jak klasických polutantů tak i skleníkových plynů. V neposlední řadě pak bylo započato s přípravou druhého dotazníkového šetření, tentokrát na ocenění hodnoty cestovního času a rizik nehod, jehož realizace je plánována v roce 2010.

Základní přístupy projektu vycházejí z neoklasické ekonomické teorie, kdy předmětem zkoumání je ztráta blahobytu v důsledku suboptimální alokace zdrojů v dopravě v přítomnosti externalit. Jednotlivé kategorie dopadů (hluk, emise, cestovní čas) přitom mají v převážné míře povahu netržních statků, a proto v souladu s dominantním proudem ekonomické teorie využíváme odhadů pro jejich ocenění odhadů ochoty platit/ochoty přijmout kompenzaci za změnu blahobytu v důsledku změny velikosti těchto dopadů. Sluší se rovněž zdůraznit, že tyto teoretická východiska jsou konzistentní s přístupy navrženými a použitými ve Strategii pro realizaci internalizace externích nákladů¹ a manuálu pro odhad externích nákladů v sektoru dopravy (Handbook on estimation of external cost in the transport sector, EC 2008).

Aktivita realizovaná v rámci řešení projektu se upínají prioritně právě k internalizaci externích nákladů z dopravy. Principiálním nástrojem je v tomto ohledu zpoplatnění (tzv. environmental costing), jako stěžejní příspěvek k optimalizaci dopravy na úrovni společenského optima. Ten představuje průsečík křivky mezních společenských nákladů (tj. sumy mezních privátních nákladů a mezních externích nákladů) a mezních společenských přínosů, tak jak to přibližuje následující obrázek.

Obrázek 1: Optimální úroveň internalizace externalit



Zdroj: OECD (2001)

Zpoplatnění mezních externích nákladů (odpovídající pigouviánské emisní dani t v grafu) bylo současně i východiskem pro podkladové výpočty v návrhu zeleného balíčku zpoplatnění dopravy (greening transport package), z nichž v omezené míře vycházel návrh revize směrnice o eurovině (COM(2008)436). I když Rada ES dosud tento návrh nepřijala (i přes kompromisní návrh českého předsednictví, který počítal s odložením náběhu zpoplatnění externích nákladů), představuje tento

¹ Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Strategy for the internalisation of external costs, COM(2008)435 final.

návrh jeden ze stěžejních kroků alespoň částečného naplnění cílů Evropské dopravní politiky. Nelze přitom opomenout, že ač se návrh týkal pouze silniční dopravy (a to ještě navíc jen těžké nákladní), samotná Strategie pro realizaci internalizace externích nákladů počítá s postupnou internalizací u všech významných dopravních módů. Stávající modely zpoplatnění užití dopravní infrastruktury přitom v žádném dopravním módu totiž zpoplatnění mezních nákladů příliš neumožňují, ať už jde o letištní poplatky a poplatky za řízení letového provozu nebo o poplatky za užití železniční cesty. Posledně zmíněné poplatky za užití železniční cesty alespoň mohou zohledňovat omezenou kapacitu a environmentální náklady.

I přes prakticky zablokovaný stav na komunitární úrovni se objevují určité náznaky aktivního přístupu v členských státech. Po rozhodnutí o odložení výkonového zpoplatnění veškerých uživatelů na celé silniční síti ve Velké Británii, se nyní pozornost přesunuje k ambicióznímu projektu zpoplatnění užití silniční sítě v Nizozemí (viz box).

Po 4 letech příprav a diskusí předložila v listopadu 2009 nizozemská vláda tamějšímu parlamentu návrh zákona o zavedení kilometrického zpoplatnění pro všechny uživatele silniční sítě. Vedle zavedení zmíněného výkonového zpoplatnění návrh předpokládá současné zrušení silniční daně a registrační daně. Mělo by tak dojít k úplnému přesunu a namísto zpoplatnění vlastnictví vozidla by napříště bylo zpoplatněno jeho užívání. Návrh přitom předpokládá, že v důsledku zavedení výkonového zpoplatnění nedojde k celkovému zvýšení výnosů (ve srovnání s výnosy obou ke zrušení navržených daní).

Předpokládané efekty zavedení výkonového zpoplatnění jsou 50% snížení počtu kongescí, mírné snížení dopravních výkonů (vkm), pokles emisí z dopravy (>10% pokles u emisí CO₂ a PM_{2,5}) a snížení počtu nehod (o 7 % méně smrtelných), naopak se předpokládá 6% nárůst využití veřejné dopravy.

Základní sazba výkonového zpoplatnění má být u osobních automobilů odvozena z emisí CO₂, u nákladní dopravy pak z hmotnosti. V období dopravních špiček se ve vybraných oblastech předpokládá uplatnění přírážek. Systém má být založen na satelitní technologii (GPS) a rozsáhlý testovací provoz je plánován od roku 2012.

Přístup mezních nákladů lépe odpovídají cíli internalizace externích nákladů, neboť na rozdíl od průměrných externalit reflektují dopady, které představuje dodatečná jednotka (např. ujetý vkm či LTO operace u letecké dopravy). To má přitom různé důsledky v praxi – zatímco v případě kongescí s rostoucím objemem dopravy roste cestovní čas (a to nelineárně dle převažující evidence ze zahraničí), a tedy i mezní externí náklady, v případě hluku mezní externí náklady klesají s rostoucí intenzitou dopravy, kdy dodatečná jednotka zvyšuje jen nepatrně celkovou hladinu hluku.

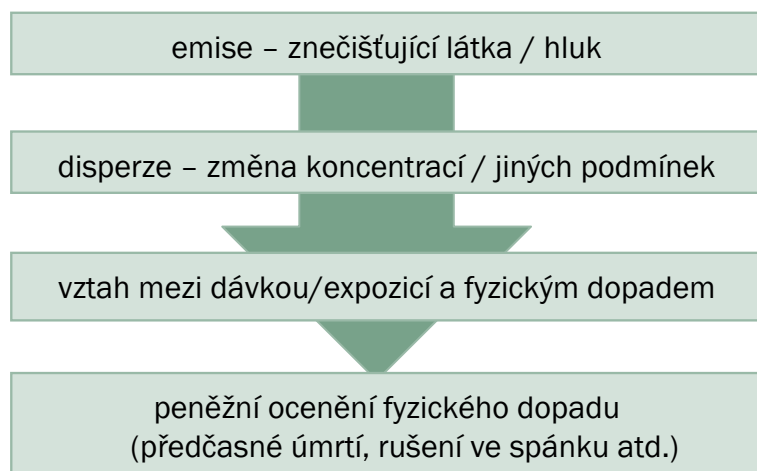
Přitom ovšem škála možného využití výsledků zahrnuje nejen samotnou internalizaci, ale také využití dosažených výsledků při analýze nákladů a přínosů investičních projektů a politik a pro vytváření indikátorů udržitelné dopravy, benchmarking a zelené účetnictví. Rovněž analýza nákladů a přínosů investičních projektů a politik, resp. zohlednění celkové efektivity dopravních politik, projektů dopravní infrastruktury a dalších dopravních opatření představuje možné využití výsledků empirických šetření realizovaných v rámci projektu. Neutuchající diskuse o optimálním rozvoji dopravní infrastruktury se totiž neobejde bez zohlednění celkových efektů, které jsou s dopravou spojeny. Zcela jednoznačně tento požadavek formuluje nedávné zhodnocení Společně dopravní politiky ve vztahu k dalšímu budování transevropské dopravní sítě TEN-T (viz box).

Aby bylo zajištěno, že omezené finanční prostředky na TEN-T byly využívány co nejefektivněji k řešení „úzkých hrdel“ v dopravní infrastruktuře, rozhodovací procesy o alokaci finančních prostředků by měly vycházet z analýzy nákladů a přínosů (...). V této analýze nákladů a přínosů by měly být zohledněny environmentální a další společenské náklady různých druhů dopravy.

Steer Davies Gleave (2009) Evaluation of Common Transport Policy.

Nedílnou součástí projektu je však i zevrubná diskuse jednotlivých kroků postupu kvantifikace externích nákladů, jejich nejistot a využití, resp. přenositelnosti hodnot z jiných kontextů. Tyto otázky se týkají prakticky všech fází používané přístupu funkce škody (damage function approach), který schématicky přibližuje Obrázek 2.

Obrázek 2: Schéma přístupu funkce škody



Tento rámec představuje základní zjednodušení reality pro kvantifikaci a modelování jednotlivých kroků. Otázka přenositelnosti hodnot ze zahraničních studií případně z jiného prostředí týká především posledních dvou kroků:

- příčinných vazeb (funkce dávka-odpověď, expozice-odpověď, vztahy rychlosti a hustoty dopravního toku)
- peněžního ocenění

Zatímco příčinné vazby jsou bezvýhradně přebírány, resp. jsou zabudovány v používaných modelech, v případě hodnot peněžního ocenění jsou využívány pouze tam, kde nejsou (už v rámci tohoto nebo předchozích projektů) získány odpovídající hodnoty pro ocenění jednotlivých kategorií dopadů. To se týká zejména dopadů na lidské zdraví, neboť rozsah působení zahrnuje množství různých onemocnění, pro jejichž ocenění nejsou k dispozici odpovídající valuační studie, které by zohlednily nejen přímé a nepřímé náklady, ale i hodnotu diskomfortu, která často představuje podstatnou část celkové hodnoty ztráty blahobytu – ilustrativním příkladem může být dále podrobně představené ocenění ztráty blahobytu v důsledku obtěžování hlukem z dopravy.

Kvantifikace dopadů emisí z dopravy

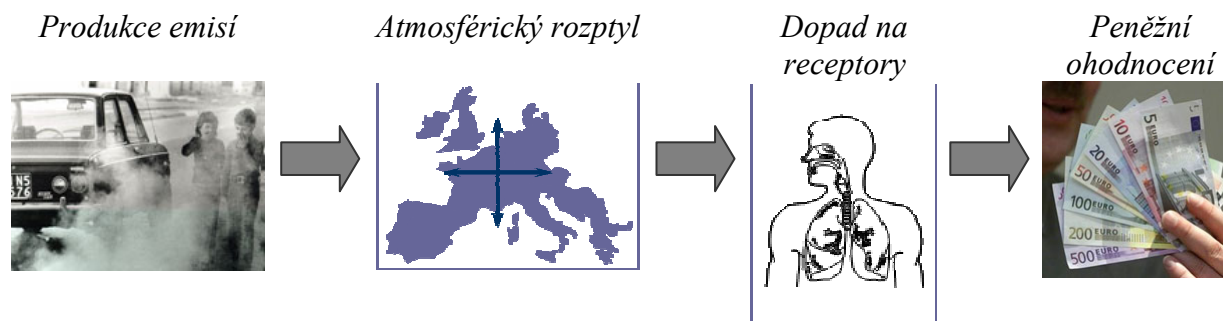
Úvod do problematiky

Doprava patří mezi významné zdroje dopadů, které ovlivňují kvalitu lidského zdraví a životního prostředí. Emise znečišťujících látek pocházející z dopravy, jako jsou např. oxidy dusíku, tuhé částice, oxid uhelnatý a benzen, působí škody na lidském zdraví, zemědělské produkci, budovách a materiálech, přírodních a polopřírodních ekosystémech. Ve většině případů tyto dopady představují externalitu, protože tyto dopady nejsou zohledněny v rozhodování firem nebo domácností.

Výzkumný modul *Kvantifikace externalit emisí z dopravy* si klade za cíl rozpracovat a rozvinout metodologii, která vychází při kvantifikaci externích nákladů dopravy z využití analýzy drah dopadů (*Impact Pathway Approach, IPA*). IPA přistupuje k analýze externalit ze zdola nahoru, jedná se tedy o *bottom-up* přístup. Výhodou *bottom-up* přístupu je využití detailních disperzních modelů a skutečnost, že jsou při kvantifikaci externích nákladů rozlišovány typy jednotlivých paliv, použité dopravní technologie a specifické podmínky v lokalitě (místní a regionální meteorologické podmínky, hustota populace atd.).

Analýza drah dopadů, jak ukazuje Obrázek 3, sleduje cestu vybraných emisí od místa, kde jsou látky emitovány, až po dotčené receptory (obyvatelstvo, zemědělská produkce, lesní ekosystémy, budovy atd.). Následně je v rámci této analýzy zjišťována závislost mezi zvýšenou koncentrací dané škodliviny vyvolané dopravou a výší dopadu na vybraný receptor, který je vyjádřen ve fyzikálních jednotkách. Pro tento účel se využívají funkce dávková-odpověď (dávková jako například zvýšené koncentrace NO_x a odpověď jako je počet astmatických záchvatů nebo hospitalizací v populaci). V posledním kroku se provádí ekonomické ohodnocení dopadů na lidské zdraví, zemědělskou produkci, budovy, materiály a ekosystémy.

Obrázek 3: Zobrazení analýzy fáze drah dopadů



Zdroj: (European Commission, 2005)

Epidemiologické studie, které byly publikovány v minulých deseti letech, se snaží přesněji popsat provázanost mezi znečištěním ovzduší a dopady na lidské zdraví. Přehled těchto studií podává např. WHO (WHO, 2003) nebo AIRNET Work Group 2 report (Katsouyanni et Hoek (eds.), 2004). Snaží-li se ekonomové v současnosti vyjádřit dopady znečištění ovzduší na lidské zdraví v monetárních jednotkách, je pro ně epidemiologický výzkum tohoto druhu nepostradatelný. Ekonomické ocenění těchto dopadů není proveditelné, pokud není prokázán kauzální vztah mezi rizikem onemocnění a znečištěním ovzduší. Avšak i když je dopad znečištění ovzduší na jedince minimální, celkové náklady na léčení mohou být značné, protože bývá těmto škodlivinám vystavena velká část populace. V takovémto případě je ekonomické hodnocení velmi důležitým a užitečným nástrojem, a to zejména v oblasti politického rozhodování a přijímání opatření v oblasti životního prostředí nebo zdravotní péče.

V evropských zemích byl od začátku devadesátých let zahájen intenzivní výzkum v oblasti oceňování environmentálních, externích a společenských nákladů, které jsou vyvolány znečištěním ovzduší (European Commission, 1995, 1999, 2000, 2003, 2005)². Na základě tohoto výzkumu podporovaného z 3. – 5. rámcového programu Evropské komise (EK) pro výzkum a technologický vývoj byla podpořena některá politická opatření EK a byly vydána řada dokumentů a směrnic. Přímé využití tohoto evropského výzkumu lze najít v ekonomickém hodnocení (*cost-benefit analýza, CBA; cost-effectiveness analýza, CEA*) koncepčních materiálů a politik týkající se snížení emisí³ nebo při stanovení národních emisních stropů⁴. Oceňování společenských nákladů, včetně dopadů na lidské zdraví, je dále rozvíjeno v rámci 6. rámcového programu Evropské komise pro výzkum a technologický vývoj. Jedním z těchto projektů je VERHI⁵, jehož cílem je monetárně ohodnotit dopady znečištěného ovzduší na úmrtnost u dětí.

V rámci této zprávy byly týmem COŽP UK a CDV provedeny následující aktivity:

- Vytvoření rozptylových map hlavních znečišťujících látek (A803). V této části zprávy budou prezentovány výsledky rozptylové mapy pro město Kopřivnici.
- Výpočet dopadů hlavních znečišťujících látek na vybrané receptory (A901). Zde budou prezentovány dopady na lidské zdraví ve formě zvýšené nemocnosti a rizika úmrtí.
- Hodnocení dopadů na vybrané receptory pro jednotlivé dopravní linie a lokality (A902 a A903). Zde budou prezentovány dopady lokálního a regionálního charakteru pro město Praha, lokality ulice Wilsonova, Evropská a Novořeporyjská.
- Výpočet mezních externích nákladů pro vybrané dopravní prostředky (A904). Zde budou prezentovány odhady externích nákladů pro osobní automobily, dodávky, nákladní automobily a autobusy.

Vytvoření rozptylových map hlavních znečišťujících látek

Na základě informací a dat zpracovaných v aktivitách A707 a A710 byly vybrány reprezentativní úseky a oblasti pro stanovení rozptylových map z dopravy. Jedná se o obce Mníšek pod Brdy, Vysoké Mýto, Česká Třebová, Kopřivnice a Praha. Charakteristika vybraných oblastí je uvedena v dalších částech zprávy. Rozptylové studie zpracovány v rámci tohoto projektu jsou určeny jako podkladový materiál pro hodnocení externích nákladů způsobených emisemi z dopravy. Cílem studií je zpracování emisních charakteristik souvisejících s provozem na vybraných lokalitách. Vlivy spočívající v ovlivnění kvality ovzduší vlivem dalších zdrojů znečištění ovzduší, které jsou v dosahu zpracovávaných lokalit i vliv dálkového přenosu znečištění atmosféry jsou zahrnuty jako součást stávající zátěže znečištění ovzduší a nebyly uvažovány jako samostatné zdroje vcházející do výpočtu rozptylových studií. Součástí této zprávy je detailní vyhodnocení rozptylové studie města Kopřivnice.

Metodika výpočtu

Rozptylová studie je matematický výpočet znečištění ovzduší na hodnoceném území. Vyhodnocení zatížení ovzduší se vytváří z důvodu nemožnosti (finanční náročnost, množství technického vybavení) měřit toto zatížení ovzduší na všech místech na hodnoceném území. Výsledky tohoto modelování mají

² V minulých letech byl výzkum v této oblasti zaměřen zejména na oceňování externích nákladů a to zejména prostřednictvím několika projektů Evropské komise, v kterých byla rozvíjena tzv. metodika ExternE (*External Costs of Energy*).

³ např. hodnocení směrnice ES o tuhých částicích, NO₂, SO₂ a olova (IVM, 1999), směrnice ES o CO a benzenu (AEA Technology, 1999), směrnice ES o rtuti, kadmiu, niklu a arsenu (ENTEC, 2000).

⁴ např. hodnocení Gothenburského protokolu ke snížení acidifikace, eutrofizace a přízemního ozónu v Evropě (OSN/EHK) (Holland et al. 1999).

⁵ Valuation of Environment-Related Health Impacts: Accounting for Differences Across Age and Latency with a Particular Focus on Children.

napomoci k vyhodnocení, zda jsou na hodnoceném území dodržovány zákonem stanovené limity znečištění ovzduší a jakým podílem se na znečištění ovzduší podílejí různé skupiny zdrojů znečišťování ovzduší. Jaké imisní zatížení produkují velké, střední, malé zdroje a jakým způsobem se na znečištění ovzduší podílí automobilová doprava. Charakteristika výpočtu, postup získávání vstupních údajů a limity dané legislativou byly podrobně popsány ve výroční zprávě za rok 2008. Přesto pro stručné shrnutí uvádíme základy metodiky pro výpočet rozptylových studií.

Pro potřeby tohoto projektu byla zvolena metodika „SYMOS 97“, která byla vydána MŽP ČR v roce 1998 a její softwarová aplikace SYMOS 97 v 2005. Metodika je založena na předpokladu Gaussovského profilu koncentrací na průřezu kouřové vlečky. Umožňuje počítat krátkodobé i roční průměrné koncentrace znečišťujících látek v síti referenčních bodů, dále doby překročení zvolených hraničních koncentrací (např. imisních limitů a jejich násobků) za rok, podíly jednotlivých zdrojů nebo skupin zdrojů na roční průměrné koncentraci v daném místě a maximální dosažitelné koncentrace a podmínky (třída stability ovzduší, směr a rychlost větru), za kterých se mohou vyskytovat. Metodika zahrnuje korekce na vertikální členitost terénu, počítá se stáčením a zvyšováním rychlosti větru s výškou a při výpočtu průměrných koncentrací a doby překročení hraničních koncentrací bere v úvahu rozložení četností směru a rychlosti větru. Výpočty se provádějí pro 5 tříd stability atmosféry (tj. 5 tříd schopnosti atmosféry rozptylovat příměsi) a 3 třídy rychlosti větru. Charakteristika tříd stability a výskyt tříd rychlosti větru vyplývají z následující tabulky:

Tabulka 1: Stabilitní třídy atmosféry

Třída stability	rozptylové podmínky	výskyt tříd rychlosti větru (m/s)		
I	silné inverze, velmi špatný rozptyl	1,7		
II	inverze, špatný rozptyl	1,7	5	
III	slabé inverze nebo malý vertikální gradient teploty, mírně zhoršené rozptylové podmínky	1,7	5	11
IV	normální stav atmosféry, dobrý rozptyl	1,7	5	11
V	labilní teplotní zvrstvení, rychlý rozptyl	1,7	5	

Metodika SYMOS'97 v. 2005 však musela být oproti původní verzi upravena. Tyto změny zahrnují např.:

- stanovení imisních limitů pro některé znečišťující látky jako hodinových průměrných hodnot koncentrací nebo 8-hodinových průměrných hodnot (dříve 1/2-hodinové hodnoty)
- stanovení imisních limitů pro některé znečišťující látky jako denních průměrných hodnot koncentrací
- hodnocení znečištění ovzduší oxidy dusíku také z hlediska NO₂ (dříve pouze NO_x)

Znečištění ovzduší oxidy dusíku se dříve hodnotilo pomocí sumy oxidů dusíku (NO_x). Pro tuto sumu byl stanovený imisní limit a zároveň jako NO_x byly (a dodnes jsou) udávány nejen emise oxidů dusíku, ale i emisní faktory z průmyslu, energetiky i z dopravy. Suma NO_x je přitom tvořena zejména dvěma složkami, a to NO a NO₂. Nová legislativa ponechává imisní limit pro NO_x ve vztahu k ochraně ekosystémů, ale zavádí nově imisní limit pro NO₂ ve vztahu k ochraně zdraví lidí, protože pro člověka je NO₂ mnohem toxičtější než NO.

Ze zdrojů oxidů dusíku (zejména při spalovacích procesech) je společně s horkými spalinami emitován převážně NO, který teprve pod vlivem slunečního záření a ozónu oxiduje na NO₂, přičemž rychlost této reakce značně závisí na okolních podmínkách v atmosféře. Protože vstupem do výpočtu zůstaly emise NO_x, bylo nutné upravit výpočet tak, aby jednak poskytoval hodnoty koncentrací NO₂ a jednak zahrnoval rychlost konverze NO na NO₂ v závislosti na rozptylových podmínkách.

Podle dostupných informací obsahují průměrné emise NO_x pouze 10 % NO₂ a celých 90 % NO. Rychlost konverze NO na NO₂ popisuje parametr k_p, jehož hodnota závisí na třídě stability atmosféry.

Zároveň platí, že i po dostatečně dlouhé době zbývá 10 % oxidů dusíku ve formě NO. Vztah pro výpočet krátkodobých koncentrací NO₂ z původních hodnot koncentrací NO_x pak má tvar:

$$c = c_0 \cdot \left(0,1 + 0,8 \cdot \left(1 - \exp \left(-k_p \cdot \frac{x_L}{u_{h1}} \right) \right) \right)$$

kde c je krátkodobá koncentrace NO₂
 c_0 je původní krátkodobá koncentrace NO_x
 x_L je vzdálenost od zdroje
 u_{h1} je rychlost větru v efektivní výšce zdroje

Symos 97 je tzv. dlouhodobý model, což znamená, že vstupní meteorologická data (rychlost větru a stabilita ovzduší) vstupují do model po statistickém zpracování skutečných meteorologických pozorování. Modelování tzv. průměrných dlouhodobých koncentrací se pak provádí pro všechny směry větru a výsledku je přiznána taková váha, jaká je četnost výskytu použité kombinace počasí v daném směru větru. Výsledek tedy odráží průměrný výskyt počasí za modelované období. V rozptylové studii byly použity průměrné roční data o zdrojích i roční průměry meteorologických dat. Výsledkem jsou tedy vyhodnocené průměrné roční koncentrace modelovaných znečišťujících látek.

Pro výpočet imisních koncentrací byly použity údaje o intenzitách silničního provozu (ŘSD) na sledované lokalitě a emisní faktory dle metodiky MEFA.

Výpočet rozptylové studie a srovnání s platným limitem

Pro charakterizaci imisní situace byly modelovány následující škodliviny: oxidů dusíku, oxidu uhelnatého, pevných částic, benzenu, benzo(a)pyrenu. Imisní koncentrace byly propočteny schválenou metodikou pro zvolenou síť referenčních bodů. Modelový výpočet byl proveden jako příspěvek dopravy ke stávajícímu imisnímu zatížení lokality. Vlastní výpočty rozptylové studie byly zpracovány jako průměrné roční a maximální koncentrace. Z důvodu možného zkreslení modelovaného imisního zatížení nebyly do konečného hodnocení zahrnuty hodnoty z referenčních bodů ležících přímo ve zdroji tj. nad komunikacemi.

Stručný popis dopravní situace města Kopřivnice

Základním problémem města Kopřivnice z hlediska znečištění ovzduší je Moravskoslezská aglomerace, která svou masou vypouštěných emisí zásadním způsobem ovlivňuje svoje okolí, tedy i město Kopřivnici. To se týká především škodlivin, u kterých na území města dochází k překračování imisních limitů. Tedy škodlivin Benzo(a)Pyren a PM₁₀. Pro škodliviny, u kterých nedochází k překračování imisních limitů, tedy NO₂ a benzen, je základním zdrojem stávající automobilová doprava.

V obecné rovině lze konstatovat, že 50 až 70 % veškerého imisního dopadu víceméně pro všechny hodnocené škodliviny je způsobeno zdroji mimo území města Kopřivnice. Záleží samozřejmě na umístění toho konkrétního místa. Nicméně pro většinu území města výše uvedené podíly platí. V místech hlavních dopravních tahů skrze město Kopřivnice jsou tyto podíly nižší. Jedná se především o komunikace Záhumenní, Čsl. Armády a Štefánikova. Poblíž těchto komunikací je větší vliv automobilové dopravy, i když zdroje mimo území města mají na situaci značný podíl.

Je také důležité upozornit na skutečnost, že s přibývajícimi léty dochází také k obměně vozového parku a výměně starých aut s horšími emisními parametry za nové s lepšími emisními parametry. Jelikož ale lze jen obtížně definovat kdy (ve kterém roce) jaká komunikace bude uzavřena anebo nahrazena jinou, uvažujeme se stejnými emisními parametry automobilů u všech variant výpočtu.

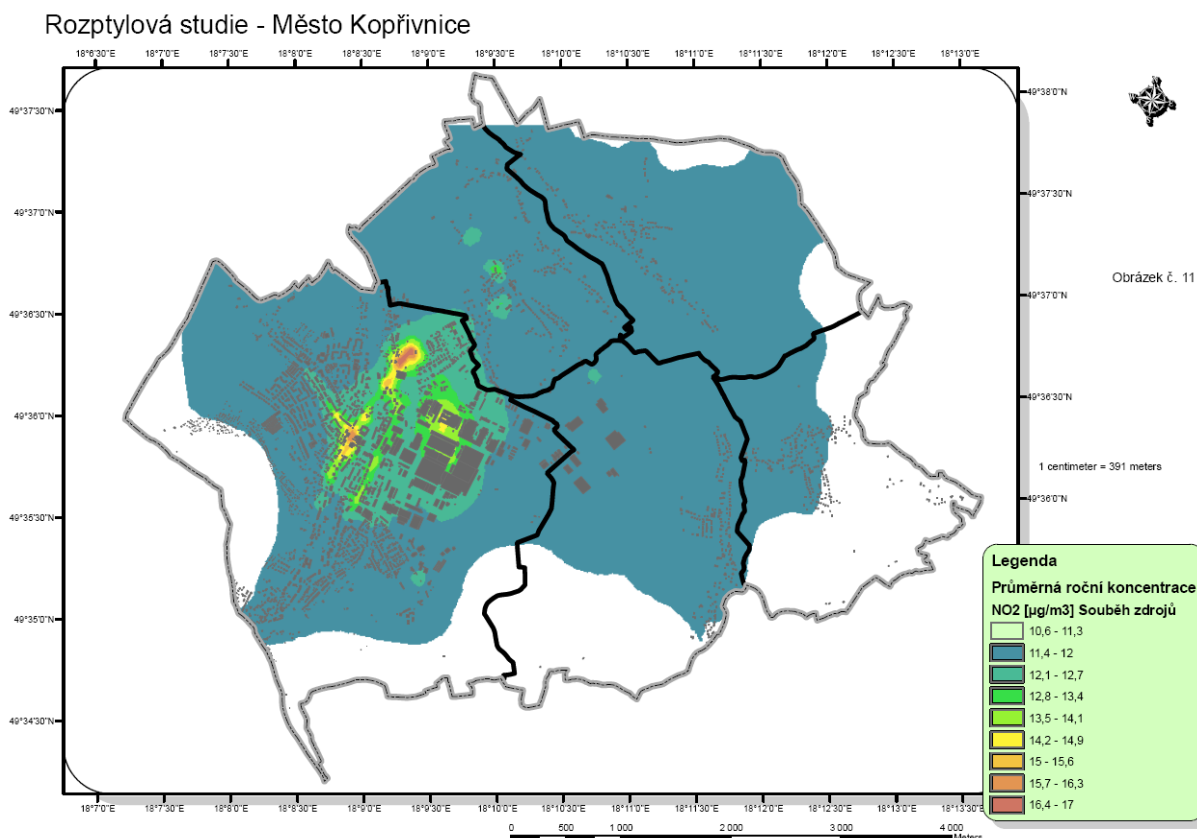
Dále pak k výsledkům studie je důležité ještě konstatovat, že nejmenší imisní dopad má automobilová doprava za podmínky plynulého provozu a za podmínky, že automobil z bodu A do bodu B ujede co nejmenší vzdálenost. Tedy pokud například v rámci zklidnění dopravy ve městě bude uzavřena některá z průjezdných tras, musíme pak počítat s tím, že auto z bodu A do bodu B pojede delší vzdálenost. Pak logicky musí dojít k nárůstu dopravy především na hlavních tazích. Obecně lze ale konstatovat, že tento nárůst dopravy se projeví nárůstem imisních koncentrací víceméně pouze do vzdálenosti cca 100 metrů od tělesa hlavních komunikací. Na ostatním území se nemá šance projevit, protože všude jinde dominantně převažuje vliv zdrojů umístěných mimo území města Kopřivnice. Dále pak tento nárůst imisního zatížení není ten rozhodující pro skutečnost, zda ve městě Kopřivnici budou dodržovány limity znečištění ovzduší.

Zobecněné závěry rozptylové studie Kopřivnice

Škodlivina NO₂

Základním a zásadním zdrojem imisního zatížení touto škodlivinou je automobilová doprava a to především po dálnicích a rychlostních komunikacích, po kterých jezdí nejvíce automobilů s výrazným podílem TNV. Stacionární zdroje znečišťování pro tuto škodlivinu nepředstavují výrazný problém. Z hlediska průměrných ročních koncentrací nedochází k překračování platných imisních limitů pro tuto škodlivinu v žádném z referenčních bodů na území Města Kopřivnice. V pozadové lokalitě města Kopřivnice na kopci Pískovna (výpočtový bod 1154) se vypočtené koncentrace pohybují na úrovni 6,8 µg/m³. V zastavěné části Vlčovic (výpočtový bod 5557) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni 9,3 µg/m³. V zastavěné části Drnholce nad Lubinou (výpočtový bod 4274, 10063) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni do 10,11 µg/m³. V lokalitě zastavěné části Větřkovic u Lubiny (výpočtový bod 7437, 10358, 10359) jsou vypočtené koncentrace do 9,2 µg/m³. V lokalitě Mniší (výpočtový bod 6045) jsou vypočtené koncentrace na úrovni 7,3 µg/m³. V zastavěné části Kopřivnice (výpočtový bod 1225, 2051, 2689,3447, 6632) jsou nejvyšší vypočtené hodnoty na úrovni do 13,136 µg/m³.

Obrázek 4: Průměrné roční koncentrace NO₂, Město Kopřivnice



Dolní mez pro posuzování je překročena v 515 referenčních bodech, horní mez je překročena v 223 referenčních bodech. Jedná se o lokality poblíž hlavních silničních tahů, na významných komunikacích města především v centrální části města.

Škodlivina Benzen

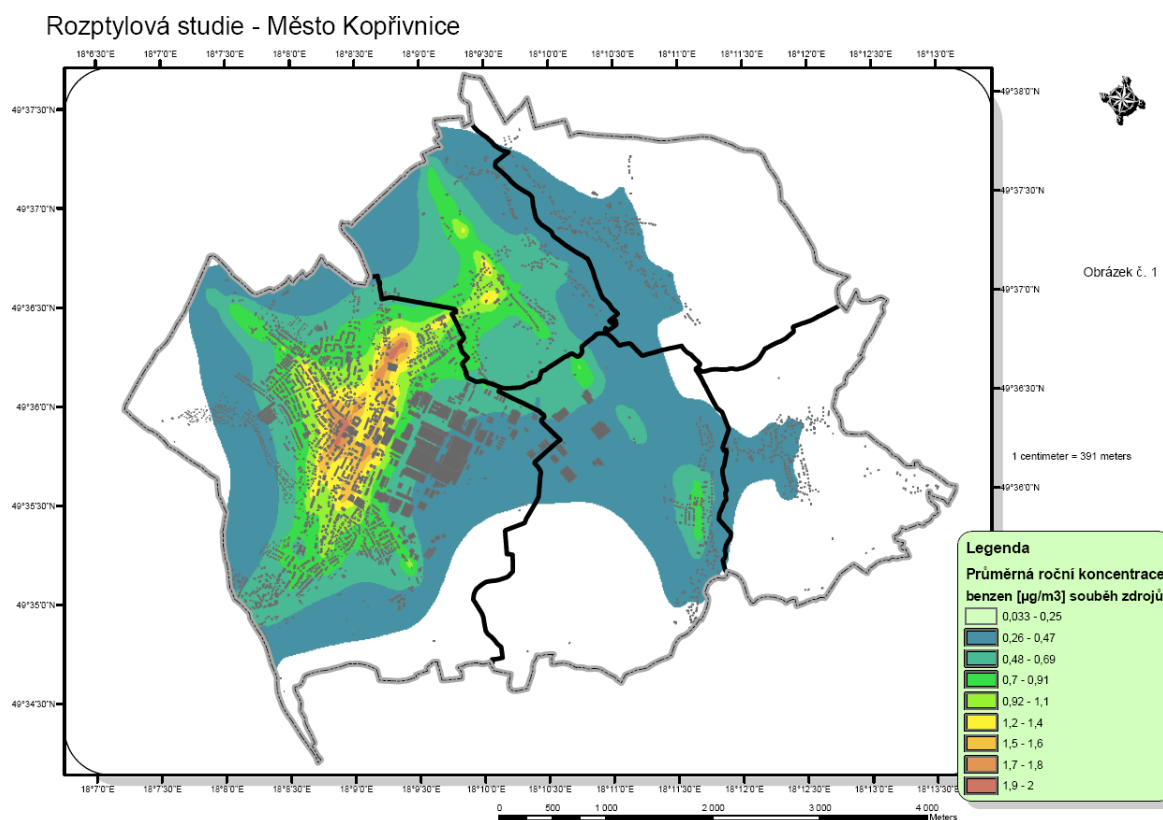
Obdobné závěry platí také pro škodlivinu benzen. Tedy základním zdrojem znečišťování ovzduší touto škodlivinou je automobilová doprava a na území města nejsou překračovány imisní limity. Změny v dopravě ve výhledových variantách neznamenají i přes mírný nárůst koncentrací takovou zátěž, že by mohlo docházet k překračování platných imisních limitů.

Pro znečišťující látku benzen platí, že dominantním zdrojem znečištění ovzduší je doprava. Vypočtené hodnoty imisního zatížení se na území Města Kopřivnice pohybují v rozmezí 0,25 až 2 mikrogramy/m³. Překročení dolní meze pro posuzování bylo vypočteno v 15 referenčních bodech umístěných v blízkosti hlavních komunikací. Překročení horní meze pro posuzování nebylo vypočteno v žádném z referenčních bodů.

Z hlediska průměrných ročních koncentrací nedochází k překračování platných imisních limitů pro tuto škodlivinu v žádném z referenčních bodů na území Města Kopřivnice. V pozadové lokalitě města Kopřivnice na kopci Pískovna (výpočtový bod 1154) se vypočtené koncentrace pohybují na úrovni 0,0709 µg/m³. V zastavěné části Vlčovic (výpočtový bod 5557) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni 0,24 µg/m³. V zastavěné části Drnholce nad Lubinou (výpočtový bod 4274, 10063) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni do 0,35 µg/m³. V lokalitě zastavěné části Větrkovic u Lubiny (výpočtový bod 7437, 10358, 10359) jsou vypočtené koncentrace do 0,15 µg/m³. V lokalitě Mniší (výpočtový bod 6045) jsou vypočtené koncentrace na úrovni 0,1 µg/m³. V zastavěné části

Kopřivnice (výpočtový bod 1225, 2051, 2689,3447, 6632) jsou nejvyšší vypočtené hodnoty na úrovni do 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Obrázek 5: Roční průměrné koncentrace benzenu, Město Kopřivnice



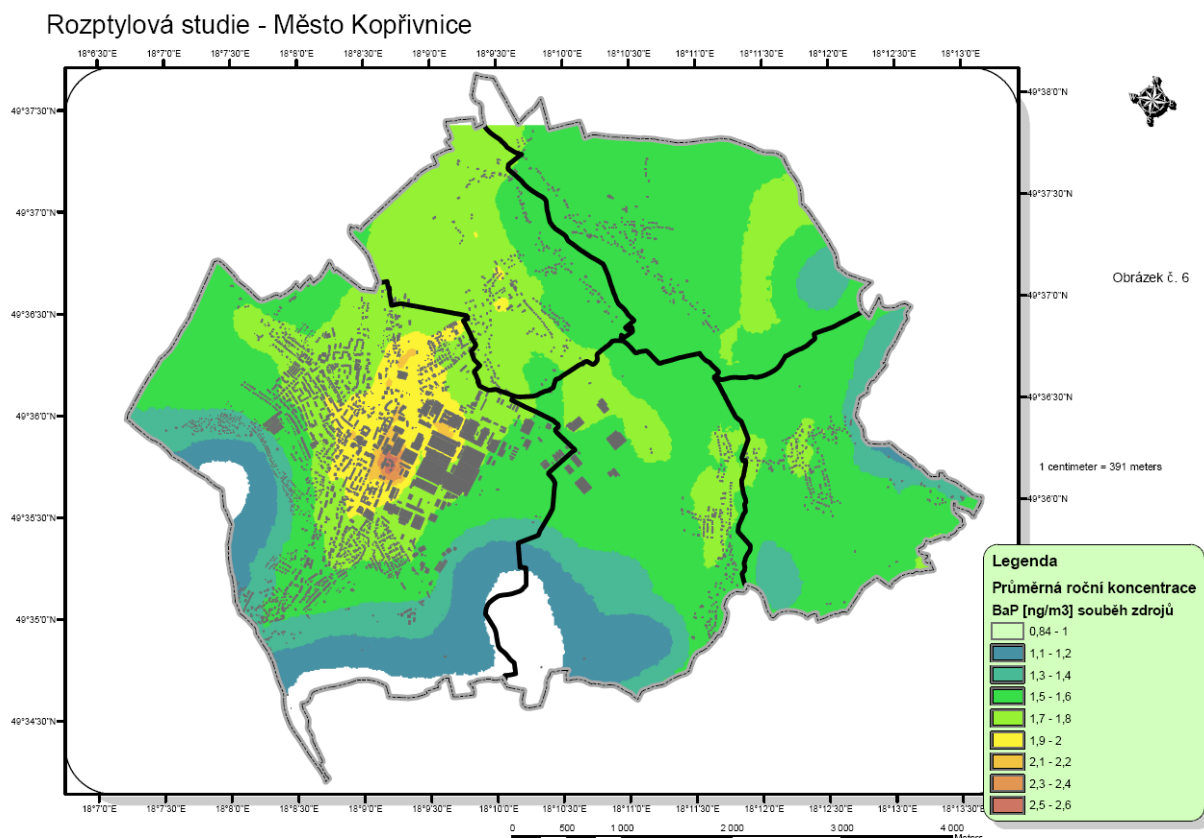
Dolní mez pro posuzování je překročena v 15 referenčních bodech, horní mez je překročena v 0 referenčních bodech. Jedná se o lokality poblíž hlavních silničních tahů, na významných komunikacích města především v centrální části města.

Škodlivina Benzo a Pyren

Jedná se o škodlivinu, jejíž vypočtené imisní koncentrace jsou vysoce nad úrovní planých imisních limitů. Největší podíl na této skutečnosti mají spalovací zdroje Moravskoslezské aglomerace, které „dotují“ ovzduší v Kopřivnici nejvíce. Stávající automobilová doprava by sama o sobě překračování platných imisních limitů nezpůsobovala, i když podél nejzatíženějších komunikací dosahují vypočtené koncentrace 1/2 imisního limitu. Změny v dopravě ve výhledových variantách neznamenají i přes mírný nárůst koncentrací takovou zátěž, že by vlivem nárůstu automobilové dopravy mohlo docházet k překračování platných imisních limitů. I nadále zůstane spalování fosilních paliv v Moravskoslezském Regionu jako zásadní pro skutečnost zda budou či nebudou dodržovány imisní limity.

Podíl zdrojů REZZO 1 se na imisním zatížení znečišťující látkou benzo(a)pyren ve Městě Kopřivnici pohybuje řádově v desítkách %. Zdroje REZZO 2 mají podíl na imisním zatížení výrazně menší. O to významnější je podíl REZZO 3 a REZZO 4. Podíl REZZO 3 se pohybuje na úrovni od 8 do 96 % v závislosti na umístění referenčního bodu a podíl REZZO 4 pak na úrovni od 3 do 35%. Nicméně pro tuto škodlivinu obecně platí, že je spíše problémem spalovacích zdrojů Moravskoslezského kraje, než zdrojů v Kopřivnici a to včetně zdrojů automobilové dopravy. Vypočtené hodnoty imisního zatížení se na území Města Kopřivnice, vč. místních částí pohybují v rozmezí 0,84 až 2,6 nanogramu/ m^3 .

Obrázek 6: Roční průměrné koncentrace benzo(a)pyrenu, Město Kopřivnice



V pozad'ové lokalitě města Kopřivnice na kopci Pískovna (výpočtový bod 1154) se vypočtené koncentrace pohybují na úrovni 0,995 ng/m³. V zastavěné části Vlčovic (výpočtový bod 5557) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni 1,573 ng/m³. V zastavěné části Drnholce nad Lubinou (výpočtový bod 4274, 10063) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni do 1,7 ng/m³. V lokalitě zastavěné části Větrkovic u Lubiny (výpočtový bod 7437, 10358, 10359) jsou vypočtené koncentrace do 1,6 ng/m³. V lokalitě Mniší (výpočtový bod 6045) jsou vypočtené koncentrace na úrovni 1,6 ng/m³. V zastavěné části Kopřivnice (výpočtový bod 1225, 2051, 2689, 3447, 6632) jsou nejvyšší vypočtené hodnoty na úrovni do 1,9 ng/m³.

Dolní mez pro posuzování je překročena ve všech 10 852 referenčních bodech, horní mez je překročena ve všech 10 852 referenčních bodech.

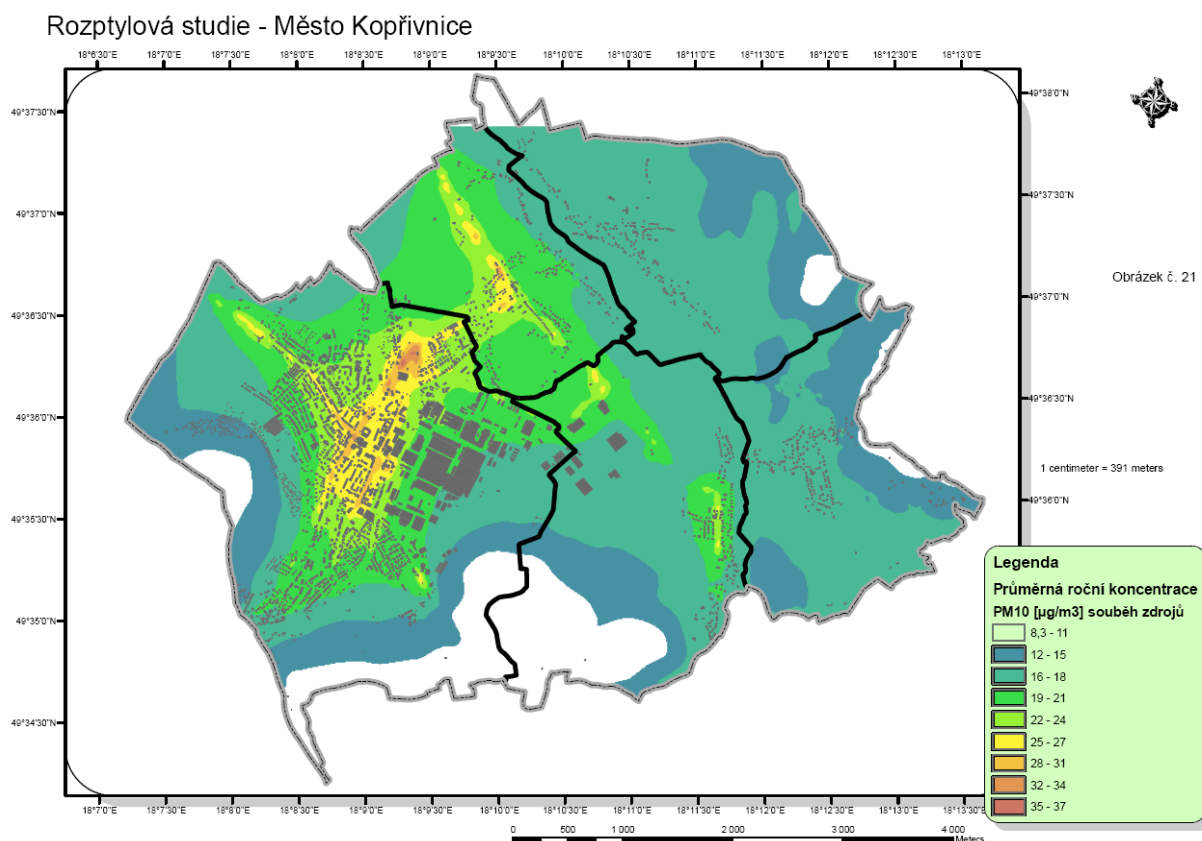
Škodlivina PM₁₀

Jedná se o škodlivinu, jejíž vypočtené imisní koncentrace jsou vysoce nad úrovní planých imisních limitů. Největší podíl na této skutečnosti mají spalovací zdroje Moravskoslezské aglomerace a resuspenze tuhých znečišťujících látek, které „dotují“ ovzduší v Kopřivnici nejvíce. Stávající automobilová doprava by sama o sobě překračování platných imisních limitů nezpůsobovala.

Doprava se podílí na imisním zatížení nejméně 0,3 % a její podíl je průměrně na úrovni 15,6%, pokud budeme uvažovat resuspenzi vlivem automobilové dopravy, pak její podíl bude od 10 do 62 %. Malé zdroje se na imisním zatížení podílejí od 30 do 80 % a velké od 12 do 21,7 % v závislosti na lokalitě. Podíl středních zdrojů je minoritní.

Pro průměrné roční koncentrace lze konstatovat, že model potvrdil překračování platných imisních limitů pro některé části Města Kopřivnice. V některých lokalitách města lze očekávat, že při tuhých zimách a zvláště pak při četnějších inverzních stavech bude docházet k překračování platných imisních limitů i v místech, kde běžně k překračování nedochází. V pozadové lokalitě města Kopřivnice na kopci Pískovna (výpočtový bod 1154) se vypočtené koncentrace pohybují na úrovni 11,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V zastavěné části Vlčovic (výpočtový bod 5557) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni 17,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V zastavěné části Drnholce nad Lubinou (výpočtový bod 4274, 10063) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni do 17,18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V lokalitě zastavěné části Větrkovic u Lubiny (výpočtový bod 7437, 10358, 10359) jsou vypočtené koncentrace do 12,85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V lokalitě Mniší (výpočtový bod 6045) jsou vypočtené koncentrace na úrovni 15,04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V zastavěné části Kopřivnice (výpočtový bod 1225, 2051, 2689, 3447, 6632) jsou nejvyšší vypočtené hodnoty na úrovni do 23,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dolní mez pro posuzování je překročena v 10 525 referenčních bodech, horní mez je překročena v 8 901 referenčních bodech.

Obrázek 7: Průměrné roční koncentrace PM10, Město Kopřivnice



Škodlivina CO

Oxid uhelnatý je bezbarvý plyn bez chuti a zápachu, lehčí než vzduch, nedráždivý. Vzhledem k jedovatosti je jednou z významných znečišťujících látek. Vzniká při nedokonalém spalování uhlíku a organických látek, je emitován např. automobily, lokálními topeništi, energetickým a metalurgickým průmyslem. Tento imisní limit není v Kopřivnici, vč. místních částí dosahován. Vypočtené koncentrace pro 8-hod klouzavý průměr CO dosahují hodnot na úrovni 8 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tedy na úrovni 8/10 platných imisních limitů. Základním zdrojem znečištění ovzduší touto škodlivinou jsou zdroje Tatry Kopřivnice. Avšak ne ty nejvíce emisně vydatné, ale ty s nízkými výdychy.

Ostatní typy zdrojů se na imisním zatížení města podílejí o řád nižšími koncentracemi a to na drtivě většině hodnoceného území včetně automobilové dopravy. Pro 8-hod maximální koncentrace jakékoli

látky nelze stanovit podíly jednotlivých skupin zdrojů na imisní zatížení. Jedná se pouze o krátkodobou charakteristiku. Nicméně dá se zkonstatovat jaké jsou nejvyšší vypočtené koncentrace z jednotlivých skupin zdrojů.

V pozadové lokalitě města Kopřivnice na kopci Pískovna (výpočtový bod 1154) se vypočtené koncentrace pohybují na úrovni 4 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V zastavěné části Vlčovic (výpočtový bod 5557) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni 4164 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V zastavěné části Drnholce nad Lubinou (výpočtový bod 4274, 10063) se pohybují vypočtené koncentrace na úrovni do 3918 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V lokalitě zastavěné části Větrkovic u Lubiny (výpočtový bod 7437, 10358, 10359) jsou vypočtené koncentrace do 4791 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V lokalitě Mniší (výpočtový bod 6045) jsou vypočtené koncentrace na úrovni 3589. V zastavěné části Kopřivnice (výpočtový bod 1225, 2051, 2689, 3447, 6632) jsou nejvyšší vypočtené hodnoty na úrovni do 3746 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dolní mez pro posuzování je překročena v 2 856 referenčních bodech, horní mez je překročena ve 165 referenčních bodech. Dolní mez pro posuzování je překročena na cca 30 % územní rozlohy města Kopřivnice, vč. místních částí. Horní mez pro posuzování je překročena na 6% rozlohy města Kopřivnice, vč. místních částí.

Výpočet dopadů hlavních znečišťujících látek z hlediska nemocnosti a úmrtnosti

Výpočet externích nákladů, které působí doprava v České republice, vychází z použití metodiky ExternE (European Commission, 2005). Tato metodika byla použita pro odhad vybraných kategorií silničních motorových vozidel, které reprezentují jednotlivé druhy používaných pohonných hmot a emisní úrovně v České republice.

Použitá data

Výpočet externích nákladů pro vybrané kategorie silničních motorových vozidel byl proveden prostřednictvím softwarového programu RiskPoll 1.51 (Spadaro, 2004). Tento program vyžaduje specifická data o daných technologiích. Jedná se především o emisní data, technické charakteristiky daných zdrojů, meteorologická data a údaje o hustotě populace.

Emisní charakteristiky jednotlivých typů vozidel byly převzaty z databáze emisních faktorů automobilů MEFA (Šebor et al., 2002). Aktivní data, tedy samotné hodnoty vstupující do modelu zobrazuje Tabulka 2. Emisní faktory pro emise NO_x , SO_2 , PM_{10} a benzen pro rok 2007 byly vybrány podle toho, zda vozidlo se pohybuje v hustě, středně a mírně osídleném městském prostředí, dále se emisní faktory lišili podle kategorie vozidla (osobní automobil, dodávka, nákladní automobil a autobus) a podle typu paliva (benzin, diesel, LPG, CNG). Emisní charakteristiky byly vypočteny pro emisní úroveň EURO 3, pouze BUS LPG byl na úrovni EURO 2.

Pro hustě osídlené prostředí jsme vycházeli z průměrné rychlosti 20 km za hodinu, plynulosti provozu 9, tedy špatná plynulost. Ve středně osídleném prostředí jsme použili průměrnou rychlost 40 km za hodinu a plynulost provozu 4. V mírně osídleném prostředí to byla rychlost 70 km za hodinu a plynulost provozu 2. U všech typů prostředí uvažujeme 0% sklon vozovky.

Tabulka 2: Emisní charakteristiky hodnocených vozidel, g/km

Kategorie	Palivo	NO_x	SO_2	PM_{10}	benzen
<i>Plynulost provozu 9, sklon vozovky 0, Rychlost vozidel 20 km/hod.</i>					

OA	benzin	0,2365	0,0181	0,0016	0,0085
OA	diesel	0,8175	0,0124	0,1117	0,0027
OA	LPG	0,1298	0	0,0016	0,0006
OA	CNG	0,1298	0	0,0016	0,0003
LDV	diesel	1,0786	0,0134	0,2688	0,0052
HDV	diesel	10,3145	0,0506	1,5044	0,0854
BUS	diesel	12,8467	0,0502	0,8952	0,0557
BUS	LPG	10,4161	0	0,0265	0,016
BUS	CNG	7,708	0	0,0179	0,0026
<i>Plynulost provozu 4, sklon vozovky 0, Rychlost vozidel 40 km/hod.</i>					
OA	benzin	0,175	0,0066	0,0007	0,0032
OA	diesel	0,4518	0,0045	0,0465	0,0008
OA	LPG	0,0772	0	0,0007	0,0002
OA	CNG	0,0772	0	0,0007	0,0001
LDV	diesel	0,5666	0,0067	0,0949	0,0017
HDV	diesel	3,1466	0,0171	0,3947	0,0253
BUS	diesel	5,7121	0,0239	0,2681	0,0153
BUS	LPG	4,6288	0	0,0074	0,003
BUS	CNG	3,4273	0	0,0054	0,0005
<i>Plynulost provozu 2, sklon vozovky 0, Rychlost vozidel 70 km/hod.</i>					
OA	benzin	0,1471	0,004	0,0009	0,0031
OA	diesel	0,3441	0,003	0,042	0,0005
OA	LPG	0,0465	0	0,0009	0,0001
OA	CNG	0,0465	0	0,0009	0
LDV	diesel	0,443	0,0051	0,0665	0,0012
HDV	diesel	2,1086	0,0126	0,2216	0,0144
BUS	diesel	4,0209	0,0196	0,2047	0,0149
BUS	LPG	3,2506	0	0,0034	0,0011
BUS	CNG	2,4126	0	0,0041	0,0003

Poznámka: OA - osobní automobil, HDV - nákladní automobil, LDV – dodávka, BUS - autobus

Zdroj: (Šebor et al., 2002)

Data počtu projetých vozidel na vybraných komunikacích byly poskytnuta Útvarem rozvoje hlavního města Prahy (URM). Jedná se o data reprezentující Kartogram intenzity automobilové dopravy pro rok 2007, období 6-22 h, která byla zjišťována Ústav dopravního inženýrství hlavního města Prahy (ÚDI Praha). Z těchto dat byly vypočteny celkové počty vozidel, které projeli vybranými úseky za rok.

Jako hustě osídlené prostředí v Praze byla vybrána ulice Wilsonova, úsek dlouhý 650 metrů s hustotou populace 11 412 na ha. Středně osídlenou lokalitu reprezentoval dopravní úsek Evropská, dlouhý 740 metrů a s hustotou populace 2 400. A konečně mírně osídlenou oblast představovala ulice Novořeporyjská s délkou 3,1 km a hustotou obyvatel 297. Data o hustotě populace pro sledované lokality byly převzaty od URM. Data o počtu vozidel, délky jednotlivých úseků a hustota okolní populace uvádí Tabulka 3.

Tabulka 3: Počty vozidel na vybraných dopravních liniích za den (6-22 hod), 2007

	Wilsonova	Evropská	Novořeporyjská
<i>Směr 1</i>			
OA1	43 600	17 600	20 700
LDV1	1 286	572	2 267
HDV1	223	119	3 730
BUS1	91	690	103
<i>Směr 2</i>			
OA2	54 400	16 800	19 200
LDV2	1 432	495	2 107
HDV2	245	114	4 111
BUS2	123	672	82
<i>Celkem</i>			
OA	98 000	34 400	39 900
LDV	2 718	1 067	4 374
HDV	468	233	7 841
BUS	214	1 362	185
Délka úseku (m)	650	740	3 100
Hustota obyvatelstva	11 412	2 400	297

Poznámka: OA - osobní automobil, HDV - nákladní automobil, LDV – dodávka, BUS - autobus

Zdroj: (URM)

Výpočtový modul RiskPoll

Pro vybrané kategorie silničních motorových vozidel a typy lokalit byly vypočítány externí náklady za pomoci softwarové aplikace RiskPoll 1.51 (Spadaro, 2004). Tento model byl primárně určen na kvantifikaci externích nákladů ze stacionárních zdrojů znečištění, takže jsme k aproximaci výsledků na podmínky městské zástavby zvolili a s autorem metody konzultovali aproximaci na městské podmínky dopravy (Spadaro, 2003). Přesnější představu ukazuje Obrázek 8.

Obrázek 8: Aproximace městských podmínek pomocí modelu RiskPoll

$$\text{Externí náklady} = \text{SUWM} \times (P_{\text{road}}/P_{\text{reg}}) \times (K/K_{\text{adj}})$$

Kde *SUWM* je výsledek z modelu *Simple Uniform World Model* softwarového balíčku RiskPoll, P_{reg} a P_{road} jsou hustoty populace v regionu, respektive v okolí sledovaného úseku silnice. K a K_{adj} je rychlost usazování znečišťujících látek (normální a upravená). Upravená rychlost usazování je umělý koncept začleněný do kalkulace, který reflektuje specifické podmínky (městské prostředí, malá výška zdroje znečišťování ovzduší) a tím zvyšuje rychlost tohoto přirozeného procesu.

$$K_{\text{adj}} = -\ln(1-q/Q) \times (u \times h_{\text{mix}}) / R_{\text{impact}}$$

Kde q/Q je podíl polutantu usazeného v místě, u je rychlost větru, h_{mix} je výška promíchávání a R_{impact} je rádius dopadu.

Hodnocené dopady na lidské zdraví

Z hlediska jednotlivých dopadů jednotlivých znečišťujících látek byly kvantifikovány dopady na lidské zdraví, na nemocnost a úmrtnost. Pro tyto účely byly vybrány funkce expozice odpověď, které měří vztah mezi určitou koncentrací škodliviny ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) a konkrétním typem dopadu na lidské zdraví (počet případů onemocnění za rok). Potřebné informace byly získány z projektu NEEDS, který poskytl nejnovější revizi epidemiologických studií.

Současně pro každý typ funkce expozice a odpověď bylo zjištěno ekonomická hodnota těchto dopadů. Pro účely ekonomického hodnocení byly k dispozici dva základní typy informací. Jedná se o náklady na nemoc-zdraví ve smyslu ztráty produkce a náklady na léčení. Oboje náklady vznikají při poškození zdraví. Náklady na ztracené pracovní dny nebo dny s omezenou aktivitou jsou pak obvykle odhadovány z průměrných výdělků, náklady na léčení bylo možné odhadnout z nákladů na poskytovanou zdravotní péči. Součástí nákladů je také složka *diskomfortu*, tzn. hodnota toho, co by lidé byli ochotni zaplatit, aby snížili riziko nemoci nebo úmrtí. Jak uvažované funkce expozice a odpověď, tak i monetární hodnoty těchto dopadů uvádí Tabulka 4.

Tabulka 4: Funkce expozice odpověď a náklady jednotlivých dopadů (€2000)

Funkce expozice-odpověď	Sklon ERF	Jednotkové náklady
PM10 - Úmrtnost YOLL [Pope 2002]	2,90E-04	40000
PM10 – Dny s omezenou aktivitou [Ostro 1987]	1,98E-02	130
PM10 – Hospitalizace na respirační onemocnění [Dab 1996]	2,07E-06	2000
PM10 – Kašel, děti [Dockery 1989]	4,14E-04	38
PM10 - Hospitalizace na kardiov. onemocnění [Schwartz/Morris 1995]	2,59E-06	2000
PM10 - Kašel, dospělý [Dusseldorp 1995]	9,39E-03	38
PM10 – Užití bronchodilátoru, dospělý [Dusseldorp 1995]	4,56E-03	1
PM10 - Menší respirační onemocnění, dospělý [Dusseldorp 1995]	1,70E-03	38
PM10 - Kašel, děti astmatici [Pope/Dockery 1992]	1,87E-03	38
PM10 - Užití bronchodilátoru, děti [Roemer 1993]	5,43E-04	1
PM10 - Kašel, děti astmatici [Roemer 1993]	7,20E-04	38

PM10 - Kašel, děti astmatici [Abbey 1995]	3,92E-05	200000
SO2 - Úmrtnost YOLL [Anderson/Toulomi 1996]	5,34E-06	60000
SO2 - Hospitalizace na respirační onemocnění [Ponce de Leon 1996]	2,40E-06	2000
Sulfates - Úmrtnost YOLL [Pope 2002]	4,83E-04	40000
Sulfates - Kašel, děti astmatici [Abbey 1995]	6,24E-05	200000
Sulfates - Dny s omezenou aktivitou [Ostro 1987]	3,32E-02	130
Sulfates - Hospitalizace na respirační onemocnění [Dab 1996]	3,46E-06	2000
Sulfates - Kašel, děti [Dockery 1989]	6,91E-04	38
Sulfates - Hospitalizace na kardiov. onemocnění [Schwartz/Morris 1995]	4,33E-06	2000
Sulfates - Kašel, děti astmatici [Dusseldorp 1995]	1,56E-02	38
Sulfates - Užití bronchodilátoru, dospělý [Dusseldorp 1995]	7,60E-03	1
Sulfates - Menší respirační onemocnění, dospělý [Dusseldorp 1995]	2,83E-03	38
Sulfates - Kašel, děti astmatici [Pope/Dockery 1992]	3,11E-03	38
Sulfates - Užití bronchodilátoru, děti [Roemer 1993]	9,04E-04	1
Sulfates - Kašel, děti astmatici [Roemer 1993]	1,20E-03	38
Nitrates - Úmrtnost YOLL [Pope 2002]	1,45E-04	40000
Nitrates - Chronická bronchitida [Abbey 1995]	1,96E-05	200000
Nitrates - Dny s omezenou aktivitou [Ostro 1987]	9,89E-03	130
Nitrates - Hospitalizace na respirační onemocnění [Dab 1996]	1,04E-06	2000
Nitrates - Kašel, děti [Dockery 1989]	2,07E-04	38
Nitrates - Hospitalizace na kardiov. onemocnění [Schwartz/Morris 1995]	1,30E-06	2000
Nitrates - Kašel, děti astmatici [Dusseldorp 1995]	4,69E-03	38
Nitrates - Užití bronchodilátoru, dospělý [Dusseldorp 1995]	2,28E-03	1
Nitrates - Menší respirační onemocnění, dospělý [Dusseldorp 1995]	8,48E-04	38
Nitrates - Kašel, děti astmatici [Pope/Dockery 1992]	9,34E-04	38
Nitrates - Užití bronchodilátoru, děti [Roemer 1993]	2,71E-04	1
Nitrates - Menší respirační onemocnění, děti [Roemer 1993]	3,60E-04	38
Benzen - Rakoviny [Crump 1994]	4,00E-06	40000

Zdroj: Spadaro, 2004; Rab et. al, 2007; NEEDS, 2008

Výpočet mezních externích nákladů pro vybrané dopravní prostředky

Modelování dopadů znečišťujících látek (SO₂, NO_x, PM₁₀ a benzen) a následně jejich peněžní ohodnocení pro vybrané kategorie vozidel bylo provedeno na třech zmiňovaných pilotních oblastech – centrum Prahy (Wilsonova ulice, metropolitní oblast), periférie Prahy (Evropská ulice, urbální oblast) a okraj Prahy (Novořepečská ulice, rurální oblast). Externí náklady byly kvantifikovány pro následující technologie:

- osobní automobil (OA) s pohonem na benzin, motorovou naftu, LPG a CNG, emisní úroveň EURO 3,
- dodávka (LDV) s pohonem na motorovou naftu, emisní úroveň EURO 2,

- nákladní automobil (HDV) s pohonem na motorovou naftu, emisní úroveň EURO 3,
- autobus (BUS) s pohonem na motorovou naftu, CNG a LPG, emisní úroveň EURO 3.

Podle kategorizace jednotlivých typů vozidel, použitých pohonných hmot, zvolených emisních úrovní a pohybu vozidla v metropolitní, urbální nebo rurální oblasti bylo vytvořeno pro výpočet externích nákladů 27 modelových scénářů. Odhady externích nákladů pro jednotlivé druhy vozidel ilustruje Tabulka 5, kde jsou zobrazeny hodnoty dopadů na lidské zdraví, jednak v agregátní podobě v Kč za rok a daný úsek, a jednak jako mezní odhady v Kč na vozo-kilometr.

Tabulka 5: Odhady celkových a mezních nákladů, v Kč roku 2008

Kategorie vozidla	Palivo	Externality celkem (Kč ₂₀₀₈)	Externality (Kč ₂₀₀₈ /voz/km)
<i>Wilsonova</i>			
OA	benzin	604 494	8,3
OA	diesel	2 538 655	35,0
OA	LPG	289 682	4,0
OA	CNG	289 671	4,0
LDV	diesel	114 264	56,8
HDV	diesel	153 522	442,9
BUS	diesel	73 499	463,7
BUS	LPG	49 319	311,1
BUS	CNG	36 473	230,1
<i>Evropská</i>			
OA	benzin	164 709	6,0
OA	diesel	516 937	18,9
OA	LPG	68 190	2,5
OA	CNG	68 188	2,5
LDV	diesel	23 098	27,3
HDV	diesel	25 446	137,6
BUS	diesel	177 506	206,9
BUS	LPG	125 704	146,5
BUS	CNG	93 058	108,5
<i>Novořepeyjská</i>			
OA	benzin	662 618	5,4
OA	diesel	1 991 701	16,1
OA	LPG	205 570	1,7
OA	CNG	205 562	1,7
LDV	diesel	299 436	22,1
HDV	diesel	2 300 333	94,6
BUS	diesel	90 630	158,0
BUS	LPG	63 179	110,2
BUS	CNG	46 981	81,9

Poznámka: OA - osobní automobil, HDV - nákladní automobil, LDV – dodávka, BUS - autobus

Výše uvedená Tabulka 5 přibližuje skutečnost, že externí náklady jsou ovlivněny nejen technologií – tedy množstvím polutantu, ale zejména lokalitou, ve které se vozidlo pohybuje. V celkovém hodnocení jde většinou o dopady v rurálním prostředí jsou nižší než v prostředí městské a metropolitní. Tato skutečnost je zřejmá pro nákladní automobily a autobusy, které spalují naftu. Pro osobní automobily jsou tyto rozdíly mnohem menší.

Nejhorší ze sledovaných vozidel jsou autobusy a nákladní automobily (nad 3,5 t), které mají diesellové motory s emisními parametry odpovídající úrovni EURO 3. Pokud takový automobil projíždí hustě obydlenou oblastí, jako je centrum Prahy generuje externí náklady (škody na zdraví) více než 450 Kč na km.

Z hlediska působení dopadů na lidské zdraví vycházejí nejlépe osobní automobily využívají CNG a LPG. Pro metropolitní oblasti jsou hodnoty kolem 4 Kč/vkm a pro venkovské oblasti jsou hodnoty kolem 2 Kč/vkm.

Literatura

AEA Technology (1999): Economic valuation of air quality targets for CO and benzene. Report to European Commission DG XI. Brussels.

ENTEC (2000): Economic evaluation of air quality limits for heavy metals. Report to European Commission DG XI, Brussels.

European Commission (1995): Externalities of Energy: Volume 1: Summary; Volume 2: Metodology; Volume 3: Coal and Lignite; Volume 4: Oil and Gas; Volume 5: Nuclear; Volume 6: Wind and Hydro Fuel Cycles. European Commission, Directorate-General XII. Science, Research and Development. Brussels.

European Commission (1999): ExternE: Externalities of Energy. Vol.7: Methodology 1998 Update (EUR 19083); Vol.8: Global Warming (EUR 18836); Vol.9: Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport and Waste (EUR 18887); Vol.10: National Implementation (EUR 18528). Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the European Communities, L-2920 Luxembourg.

European Commission (2000): External Costs of Energy Conversion - Improvement of the Externe Methodology And Assessment Of Energy-Related Transport Externalities. Final Report for Contract JOS3-CT97-0015, published as Environmental External Costs of Transport. R. Friedrich & P. Bickel, editors. Springer Verlag Heidelberg 2001.

European Commission (2003): External costs: Research results on socio-environmental damages due to electricity and transport. Published by European Commission, Directorate-General for Research. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.

European Commission (2005): ExternE: Externalities of Energy, Methodological 2005 Update. European Commission, Directorate-General for Research. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. 2005, ISBN 92-79-00423-9.

Holland, M.R., Forster, D., King, K. (1999): Cost-benefit analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe. Publication nr. 133. The Hague, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

IVM (1999): Economic evaluation of air quality targets for fine particles, SO₂, NO₂ and lead. Report to European Commission DG XI: Brussels.

Katsouyanni, K. and Hoek, G. (eds.) (2004): Air pollution and risks to human health – Epidemiology, AIRNET Work Group 2 report, Institute for Risk Assessment Science, University of Utrecht.

Šebor, G. et al (2002): MEFA - Emission factor for motor vehicles, Ministry for the Environment of the Czech Republic, Prague.

Rabl, A., Torfs, R., Hurley, F., Miller, B. (2007): A set of concentration-response functions. Deliverable 3.7 – RS1b/WP3. Report of NEEDS project. European Commission.

Spadaro J.V. et A. Rabl (2003): Pathway Analysis for Population-Total Health Impacts of Toxic Metal Emissions, Draft paper prepared for the Environmental Science and Policy. 15 March 2003.

Spadaro, J.V. (2004): RiskPoll manual and reference documentation (version 1.05). Impact assessment tools to estimate the health and environmental risks from exposure to routine atmospheric emissions. January 2004.

WHO (2003): Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Oxide, Report on a WHO Working Group, WHO Regional Office for Europe, Bonn.

Hodnocení dopadů změny klimatu

Teoretická východiska hodnocení společenských dopadů změn klimatu

Společenské náklady klimatické změny neboli náklady škod, je možné predikovat komplexními modely integrovaného posouzení, které srovnávají celkové náklady a přínosy predikované strukturními makro modely ve velice dlouhém období, například model DICE (Nordhaus 2008), FUND (Tol 2005, 2009), WITCH (Bosetti et al. 2009), PAGE (Hope 2005; Stern 2007); viz OECD (2008) pro přehled.

Jak uvádí Zpráva projektu TranExt pro rok 2008 hodnota odhadů společenských nákladů změny klimatu se pohybuje od několika jednotek až po desítky Euro na tunu CO₂. Variabilitu hodnoty společenských nákladů klimatických změn odhadnutých různými modely ilustruje Tabulka 6, která shrnuje výsledek přehledu 103 studií, který provedl Tol (2005). Z tohoto přehledu je patrné, že její průměrná hodnota se pohybuje mezi 70 až 4 USD na tunu CO₂, přičemž průměr vypočtený pouze z recenzovaných studií činí 13,6 USD a po vážení autorem 35,2 USD na tunu CO₂. Hodnoty mediánu jsou výrazně nižší, což indikuje šikmost distribuce odhadů hodnot.

Tabulka 6: Variabilita hodnot společenských nákladů klimatických změn

\$/tC (\$1995)	Mode	Mean	5%	10%	Median	90%	95%
Base	1.5	93	-10	-2	14	165	350
Author-weights	1.5	129	-11	-2	16	220	635
Peer-reviewed only	5.0	50	-9	-2	14	125	245
No equity weights	1.5	90	-8	-2	10	119	300
Equity weights	-0.5	101	-20	-2	54	250	395
PRTP=3% only	1.5	16	-6	-2	7	35	62
PRTP=1% only	4.7	51	-14	-2	33	125	165
PRTP≤ 0% only	6.9	261	-24	-2	39	755	1610

Zdroj: Tol 2005.

OECD (2008) shrnuje hlavní faktory této variability. Prvním jsou **nekompletní nebo neznámé funkce škod**. Tato zpráva uvádí, že zahrnutí rizik spojených s katastrofami zvyšuje škody ze změn klimatu z úrovně 2,1 % současné spotřeby na 5,0 %, rozšíření kategorií dopadů o netržní statky a služby zvyšuje odhad hodnoty škody na 10,9 % a zahrnutí zpětných vazeb až na 14,4 % (viz Tabulka 7).

Tabulka 7: Odhady současné hodnoty environmentálních škod

Table 3.11. Estimates of present value of environmental damages

	% loss in terms of current consumption equivalents due to climate change ¹	5th percentile	95th percentile
Market impacts	2.1	0.3	5.9
+ Risk of Catastrophe	5.0	0.6	12.3
+ Non-Market impacts	10.9	2.2	27.4
+ Feedbacks	14.4	2.7	32.6

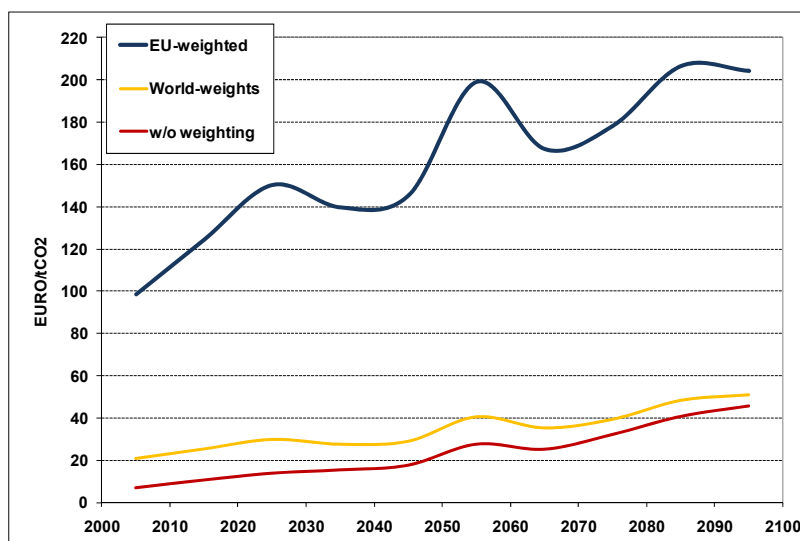
Zdroj: OECD 2008

Druhým faktorem je míra **zahrnutí adaptivních opatření**. Adaptivní opatření můžeme dělit na:

- ekologické, které představují efekty změn klimatických podmínek na ekosystémy a druhy,
- fyziologické, které představují efekty z vystavení novým nemocem a chorobám na odolnost druhů (například na zemědělskou úrodu nebo lidské zdraví),
- ekonomické, které mohou představovat dopady investic jako například budování hrází nebo instalace klimatických zařízení v domácnostech, volbu produktů (například pěstovaných zemědělských plodin) nebo volbu vstupů do výroby (například hnojiv).

Třetím faktorem je **vážení přínosů a nákladů**, které dopadnou na regiony s různou úrovní bohatství. Argumenty vážení osvětluje Zpráva 2008, na tomto místě pouze stručně zmíníme myšlenku vážení. Důvodem vážení je reflexe intra-generační spravedlnosti (rovnosti), která stojí na faktu, že užitek z mezního příjmu klesá, v souladu se zákonem klesajícího mezního užítku, s růstem bohatství, tedy, že chudý má větší užitek z dodatečného dolaru než bohatý. V rámci projektu NEEDS, Anthoff (2008) simuloval dopady změny klimatu modelem FUND pro různé předpoklady vážení efektů pro emise vypouštěné v dekadách do roku 2100. Čistá současná hodnota dopadů změny klimatu dosahuje nejnižší hodnotu bez vážení přínosů a nákladů, tj. jestliže předpokládáme hodnoty dopadů, které pozorujeme na příslušných trzích. Naopak nejvyšší hodnoty dopadů model generuje pro případ, kdy jsou náklady a přínosy váženy vzhledem k průměru úrovně HDP na obyvatele v zemích EU. Jestliže vážíme hodnoty vzhledem k průměru HDP na obyvatele ve světě, dostáváme jen o málo vyšší hodnoty nákladů změny klimatu než bez vážení.

Obrázek 9: Simulace dopadů změn klimatu modelem FUND



Zdroj: Anthoff 2008.

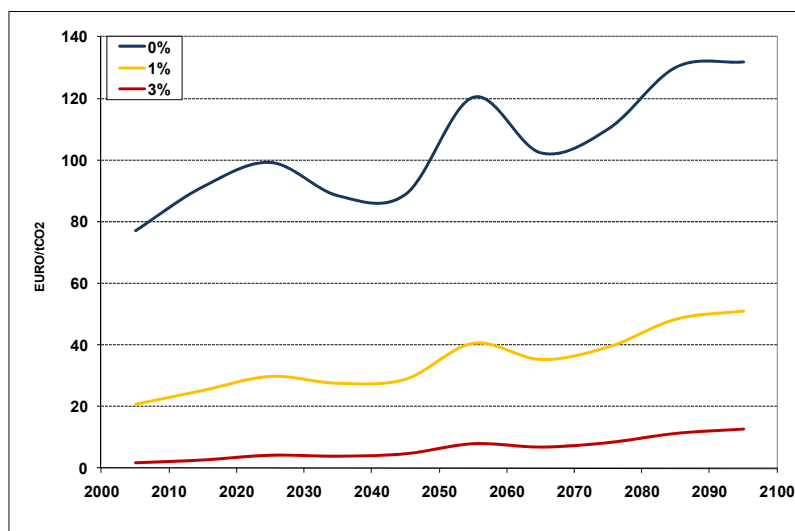
Poněvadž dopady klimatické změny se týkají velice dlouhého časového horizontu, **vliv diskontování** při odvození čisté současné hodnoty toku nákladů a přínosů během tohoto období hraje velice významnou roli. Pro pochopení problému diskontování v modelech postavených na Ramseyově uživatelské funkci musíme nejprve rozlišit koncept diskontování spotřeby a užítku.

Jak uvádí například Heal (2008) společenská diskontní míra sestává ze dvou komponent. Čistá míra časové preference (PRTP) představuje její první složku a odpovídá míře netrpělivosti. Tato míra je právě ta, která je užitá při odvození čisté současné hodnoty užítku plynoucího ze spotřeby obvykle předpokládající uživatelskou funkci s ostře klesajícím užítkem ze spotřeby.

Druhá složka společenské diskontní míry bere v úvahu vliv bohatství na užitek a formálně je dána násobkem změny čisté spotřeby na obyvatele a míře jak změna této spotřeby ovlivňuje užitek, tj. elasticitě mezního užítku vzhledem ke spotřebě (Ramsey 1928; Heal 2005).

Zatímco čistá míra časové preference je vhodná míra pro modely, které analyzují efekty v rámci obecné rovnováhy během celé trajektorie růstu analyzované ekonomiky, diskontování spotřeby (společenskou diskontní mírou) je oprávněné pro analýzy postavené na dílčí rovnováze, je trajektorie růstu a alokace zdrojů dána. V případech dílčí rovnováhy jsou tak předmětem analýzy mezní změny, zatímco v rámci obecné rovnováhy jsou jak trajektorie růstu, tak alokace zdrojů endogenní. Předmětem kontroverze je výše čisté míry časové preference. Jak je vidět z Tabulka 6 výše dokumentující přehled 103 studií, průměr hodnoty společenských nákladů uhlíku z analyzovaných studií se pohybuje kolem 70 USD na t CO₂ při 3% PRTP, 14 USD na t CO₂ při PRTP=1% a 4,4 USD na t CO₂ při nulové čisté míře časové preference. Na tomto místě je potřeba zdůraznit, že i při nulové PRTP, je při odvození čisté současné hodnoty dopadů brána kladná diskontní míra, jestliže reálná spotřeba (endogenně) roste. K podobným výsledkům dospěl projekt NEEDS, který použil model FUND (Anthoff 2008). Hodnota škod ze změny klimatu se při nulové PRTP pohybuje kolem 80 až 130 Euro na tunu CO₂, zatímco při PRTP=1% se pohybuje v rozmezí 20 až 50 Euro a při 3% čisté míře časové preference pouze do 15 Euro, přičemž na začátku období je blízko nule.

Obrázek 10: Simulace dopadů změn klimatu modelem FUND, použití různé PRTP



Zdroj: Anthoff 2008.

Vliv obou posledně jmenovaných faktorů na hodnotu odhadu společenských nákladů změny klimatu (vážení rovnosti a diskontování) ilustruje v kombinaci následující Tabulka 8, kde EW značí případ, kdy jsou efekty váženy vzhledem k průměrným EU hodnotám a SS případ, kdy náklady a přínosy váženy nejsou. Weitzman indikuje scénář s použitím hyperbolického diskontování, tj. s klesajícími mírami PRTP (OECD 2008).

Tabulka 8: Vliv faktorů vážení rovnosti a diskontování na hodnotu odhadu společenských nákladů změny klimatu

Decade	0%		1%		3%		Weitzman	
	SS	EW	SS	EW	SS	EW	SS	EW
2005	14,8	16,9	4,1	5,4	0,4	0,6	5,9	7,0
2015	14,4	15,8	4,0	4,8	0,4	0,6	5,8	6,5
2025	13,9	14,8	3,7	4,2	0,4	0,5	5,5	6,0
2035	13,4	13,7	3,3	3,7	0,4	0,4	5,2	5,5
2045	12,7	12,7	3,0	3,2	0,3	0,3	4,9	5,0
2055	12,0	11,7	2,6	2,7	0,2	0,2	4,6	4,5
2065	11,2	10,8	2,3	2,3	0,2	0,2	4,2	4,1
2075	10,5	9,9	2,0	1,9	0,1	0,1	3,9	3,7
2085	9,8	9,1	1,7	1,6	0,1	0,1	3,5	3,3
2095	9,1	8,3	1,5	1,4	0,1	0,1	3,2	3,0

Důležitost a kontroverznost užití diskontování při posuzování dopadů politik v dlouhém časovém horizontu rozpoznal Martin Weitzman (2001). Ten kontaktoval 2,800 PhD předních ekonomů ze 48 zemí s dotazem, aby zjistil, jakou diskontní míru považují oni za odpovídající („*Taking all relevant considerations into account, what real interest rate do you think should be used to discount over time the (expected) benefits and (expected) costs of projects being proposed to mitigate the possible effects of global climate change?*”, Weitzman, 2001, str. 266). Jeho závěrem je, že společnost by měla použít efektivní diskontní míru, která klesá z průměrné hodnoty, kolem 4% p.a. aplikovanou pro efekty v blízké budoucnosti, až k nule pro velice časově vzdálené efekty. Navzdory tomu, že se jedná o ojedinělý a výjimečný experiment, Heal (2005) poukazuje na jeden jeho závažný problém, kterým je to, že tento experiment přesně nerozlišoval, zda má respondent stanovit výši společenské diskontní míry, nebo její jedné komponenty, kterou je čistá míra časové preference.

V projektu TranExt navazujeme na Martina Weitzmana s cílem zjistit preference lidí ke dvěma klíčovými faktorům odhadů hodnot dopadů klimatické změny, a to k vážení rovnosti a diskontování. Za tímto účelem bylo realizováno pilotní dotazníkové šetření.

Dotazníkové šetření

Popis uspořádání šetření

Šetření proběhlo ve dvou fázích. Jednak byli osloveni jednotlivci z řad odborné veřejnosti, kteří se účastnili mezinárodní konference o společenských dopadech klimatické změny. Jednalo se o odborníky, kteří se profesně zabývají problematikou klimatické změny z řad neziskových organizací, vědecké obce, státní správy a průmyslu. Ve druhé fázi byli osloveni studenti magisterského ročníku ekonomie na FSV UK v Praze, jejichž odbornost spočívá naopak výhradně v oblasti ekonomie.

Dotazování proběhlo anonymně, část dotazníků byla vyplněna formou tištěných dotazníků, část byla vyplněna ve webovém formuláři. Struktura dotazníku byla v obou fázích zachována ve stejné podobě.

Protože se jedná o mezinárodní vzorek respondentů, je dotazník vyhotoven v anglickém jazyce.

Popis výzkumného nástroje

Data byla sebrána formou dotazníku, který byl strukturován do 3 základních částí:

- diskontování,
- koncept měření rovnosti (equity weighting)
- socio-demografické charakteristiky a postoje respondentů.

První část dotazníku je věnována problematice diskontování, především stanovení vhodné diskontní míry. Ta se skládá ze dvou základních komponent – i) čisté míry časové preference a ii) změn v reálné spotřebě vážené elasticitou mezního užítku ke spotřebě (Heal 2005). V dotazníku je přitom primárně sledován první z obou parametrů společenské diskontní míry, s cílem vyhnout se problému pionýrského experimentu Weitzmana (2001). Dále jsou v této části dotazníku sledovány postoje respondentů vůči diferenciaci použití diskontní míry podle různých parametrů.

V úvodu je nejprve stručně popsána problematika určování diskontní míry a na příkladech jsou znázorněny efekty použití různé diskontní míry. Následně je respondent dotazován na vlastní odhad čisté míry časové preference, vhodné pro aplikaci v souvislosti s očekávanými efekty klimatické změny a na své postoje k diferenciaci jejího použití.

Druhá část dotazníku je, v obdobné struktuře jako první část, zaměřena na postoje respondentů vůči použití konceptu vážení rovnosti při měření dopadů klimatické změny.

Poslední část sleduje socio-demografické charakteristiky respondentů a vybrané postojové proměnné.

Výsledky šetření

Socio-demografické charakteristiky

Celkem bylo sebráno 21 dotazníků, z toho více než polovina (57,1 %) byli respondenti české národnosti. Ostatní národnosti ukazuje Tabulka 1.

Tabulka 9: Národnosti respondentů

Národnost	Počet	%
Belgická	1	4,8
Česká	12	57,1
Dánská	1	4,8
Holandská	1	4,8
Německá	3	14,3
Moldavská	1	4,8
Mexická	1	4,8
Jiná	1	4,8
Celkem	21	100

Většina respondentů byla muži (76 %) a celkově byl vzorek spíše mladší, průměrný věk byl 28 let (min=20; max=54).

Ve vzorku byli rovnoměrně zastoupeni aktéři různých profesních zaměření, největší skupinu přitom tvořili zástupci neziskových organizací a výzkumníci z oblasti společenských věd. Valná většina respondentů byla vysokoškolsky vzdělaná (81 %), z toho 36 % v ekonomii.

Postojové proměnné

Odpovědi na otázky sledující postoje respondentů vůči problematice ochrany životního prostředí a klimatické změně indikují, že se jedná o respondenty se zvýšeným zájmem o toto téma.

Většina respondentů (90,5 %) se zabývá problematikou klimatické změny ve své profesi, 81 % vzorku se do určité míry angažuje v otázkách ochrany životního prostředí - aktivně či pasivně a 19 % pravidelně finančně přispívá nějaké neziskové organizaci působící v environmentální oblasti.

Dále byli respondenti konfrontováni se sadou 4 tvrzení, která se týkala některých obecně řešených otázek v souvislosti s problematikou životního prostředí. Respondenti měli vyjádřit, do jaké míry s uvedeným tvrzením souhlasí, či naopak nesouhlasí. Následující tabulka shrnuje výsledky.

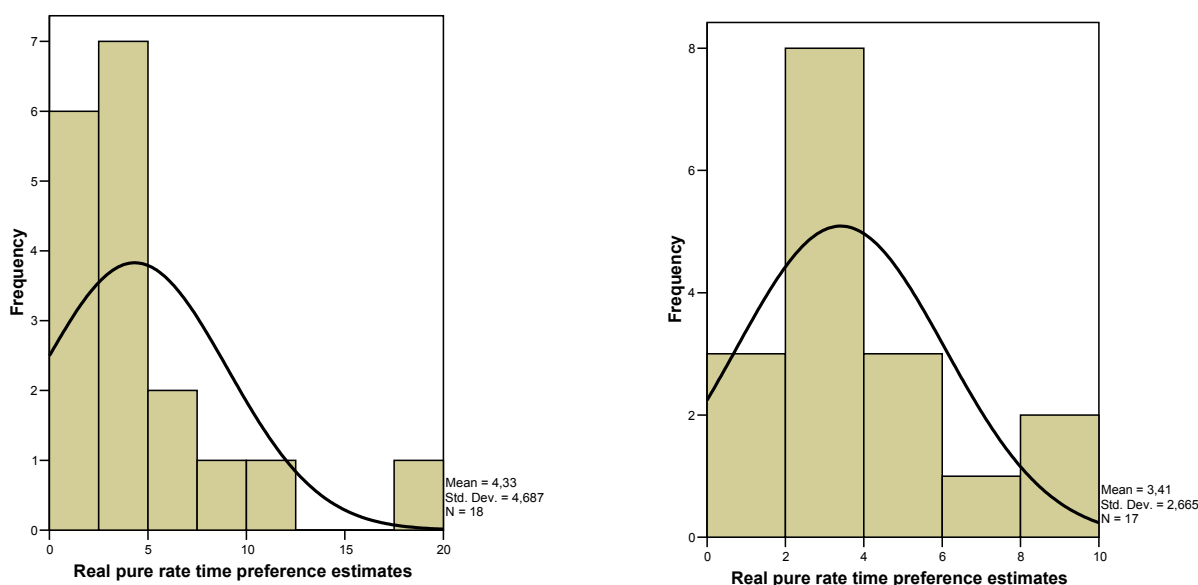
Tabulka 10: Vyjádření souhlasu s tvrzeními.

	Souhlasím (%)	Nesouhlasím (%)	Nevím / Nedokáži posoudit (%)
Každý jednotlivec/domácnost může přispět k lepšímu životnímu prostředí	95,2	4,8	-
Environmentální dopady jsou často přehnané	14,3	76,2	9,5
Problémy životního prostředí by měly řešit především budoucí generace	23,8	76,2	-
Problémy životního prostředí budou vyřešeny především pomocí technologickému pokroku	66,7	23,8	9,5

Část 1 – diskontování

Hlavním cílem šetření je stanovení odhadu čisté míry časové preference. Průměrná hodnota vyjádřená oslovenými respondenty byla 4,33 % za rok (respektive 3,41 % po oříznutí extrémního pozorování). Následující grafy ukazují rozdělení udaných hodnot pro všechny pozorování a po oříznutí extrémního pozorování. Nejčastěji udávanou hodnotou přitom byla hodnota 3 % za rok. Nejnížší udanou hodnotou byla 0, kterou udali 2 respondenti, nejvyšší hodnota 20, kterou udal 1 respondent. Naše předběžné výsledky jsou srovnatelné s výsledky Weitzmana (2001), který odhadl průměr ve výši 3,96% (respektive 4,09%) se směrodatnou odchylkou 2,94% (resp. 3,07%) ze vzorku 216,0 PhD ekonomů, respektive 50 předních expertů v oboru (medián se rovnal kolem 3 % a nejčastější hodnotou byla 2 %).

Obrázek 11: Odhady čisté míry časové preference (v % / rok)



Respondenti byli dále dotazováni, zda by se výše použité diskontní míry měla lišit mezi regiony, typy dopadů nebo různými projekty. Většina dotazovaných (66,7 %) si myslí, že by se použití mělo lišit,

nejvíce z nich by přitom používalo odlišnou míru mezi regiony (57,1 %), 38,1 % by ji diferencovalo při posuzování politik a pouze 19 % by používalo různou diskontní míru při posouzení nákladů vs. přínosů.

Část 2 – Vážení rovnosti (equity weighting)

V této části dotazníku byli respondenti dotazováni na jejich postoje vůči použití konceptu vážení rovnosti při posuzování nákladů za škody vzniklé v důsledku klimatické změny.

Nejprve byla ve stručnosti nastíněna souvislost mezi vážením rovnosti a dopady klimatické změny, poté byli respondenti dotázáni, zda by s použitím tohoto konceptu souhlasili.

Většina respondentů (81 %) s popsaným konceptem souhlasila, přičemž jako referenční úroveň pro vážení nákladů a přínosů v různých regionech by z toho 53 % respondentů zvolilo světový průměr a 23,5 % průměr Evropské unie.

Závěr

Testování výzkumného nástroje pro analýzu preferencí vůči parametrům mezigenerační (diskontování) a intra-generační spravedlnosti (vážení rovnosti) indikuje na heterogenitu preferencí, navzdory tomu však nemůže potvrdit užití nulové čisté míry časové preference.

Tento výzkumný nástroj bude dále v projektu aplikován s cílem rozšířit zkoumaný vzorek dotazovaných respondentů. Výsledkem bude také návrh parametrů diskontování a vážení efektů klimatické změny.

Odhad externích nákladů změny klimatu

Přehled hodnot odhadu společenských nákladů změny klimatu integrovanými modely posouzení shrnuje Zpráva projektu pro rok 2008 a úvodní část kapitoly popisující experiment. Jak uvádí naše shrnutí, tato hodnota se může pohybovat v řádu jednotek až několika desítek Euro na tunu CO₂ dle zvolených předpokladů a rozsahu zahrnutých kategorií dopadů v modelu.

S ohledem na dominantně přehledový charakter (resp. omezení empirického zkoumání pouze na normativní aspekty odhadu společenských nákladů) tohoto dílčího cíle vycházíme zde z provedených nejnovějších odhadů. Tím byl nedávno dokončený projekt NEEDS, jehož součástí byla také diskuse nově odhadnutých hodnot pro účely kvantifikace externích nákladů. Vyjdeme-li z těchto závěrů, pak výsledkem je volba tří scénářů: dolní interval odhadu, střední odhad a horní interval odhadu. Hodnoty uvedené ve třech tabulkách níže jsou uvedené v Euro v cenách roku 2000 na tunu látky.

Dolní interval odhadu

je postaven na mezních škodách, tj. společenských nákladech změny klimatu odhadnutých Anthoffem (2008) při použití PRTP=1%, bez vážení efektů a 1% trimovaného průměru hodnot odvozených po 1 000 simulacích provedených modelem FUND. Tyto hodnoty se pohybují na úrovni 10 Euro (ceny 2000) na tunu CO₂.

Tabulka 11: dolní odhad interval společenských nákladů změny klimatu (v EUR)

	2000- 2009	2010- 2019	2020- 2029	2030- 2039	2040- 2049	2050- 2059	2060- 2069	2070- 2079	2080- 2089	2090- 2100
CO2	6.96	10.54	13.67	15.21	17.39	27.06	24.73	31.56	39.87	44.73
CH4	304.26	368.64	460.83	640.68	723.49	995.37	1225.15	1309.28	1811.42	2019.93
N2O	11816.09	16776.62	19311.12	25846.08	31426.10	45866.55	47826.01	62810.22	58477.70	84407.64
SF6	593.29	836.95	1036.14	1036.71	1609.77	1775.47	2315.51	2461.41	3417.25	3543.15

Střední odhad

Střední odhad společenských nákladů změny klimatu vychází z mezních nákladů na zamezení, a to ze přehledu studií provedeným Kuikem a kol. (2007).

Tabulka 12: střední odhad interval společenských nákladů změny klimatu (v EUR)

	2000	2010	2015	2020	2025	2030	2040	2050
CO2	19	19.0	19.0	19.0	20.7	26.9	41.3	54.8
CH4	399	399.0	399.0	399.0	426.6	571.1	860.3	1005.8
N2O	5890	5890.0	5890.0	5890.0	6291.4	8429.5	10567.7	14843.0

Horní hodnota odhadu

Předpokládá 30% snížení emisí v EU (tj. vyšší z cílů klimaticko-energetického balíčku EU předpokládající obdobné angažmá ostatních vyspělých států a seskupení BRIC) a odpovídající mezní náklady na zamezení ke splnění tohoto cíle.

Tabulka 13: horní odhad interval společenských nákladů změny klimatu (v EUR)

	2000	2010	2020	2030	2040	2050
CO2	19.0	19.0	74.0	99.4	133.7	179.6
CH4	399.0	399.0	1554.0	2088.4	2806.7	3772.0
N2O	5890.0	5890.0	22940.0	30829.4	41432.2	55681.4

Exogenní cena emisních povolenek – obchodovaných na trhu EU v rámci EU ETS – odhadnutých modelem PRIMES (Capros et al., 2008) pro DG TREN (Energy Trends 2030) uvádí Tabulka 14. Jedná se o odhad nákladů na zamezení užívaných pro modelování dopadů politik makroekonomickým modelem E3ME (viz např. Ščasný et al. 2009). Tyto odhady jsou v souladu s přehledem Carraro a Favelli (2009), kteří analyzují cenovou nejistotu CO2 a navrhují průměrnou hodnotu 21 € na tunu CO2 zamezenou v roce 2009, resp. 31 € na tunu zamezenou v roce 2012. Pro delší období pak citovaní autoři navrhují 22 € pro dosažení cíle koncentrací CO2 v atmosféře na úrovni 550 ppm nebo 64 € pro úroveň koncentrací 450 ppm v roce 2030.

Tabulka 14: odhad ceny emisní povolenky ekonometrickým modelem (v EUR)

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
Euro/t C	81	83	86	89	92	94	97	101	104	107	110	114	118	122	125	129	134	138	143	147	152
Euro/t CO2	22,0	22,7	23,5	24,2	25,0	25,7	26,5	27,4	28,3	29,2	30,0	31,1	32,1	33,1	34,2	35,2	36,4	37,7	38,9	40,1	41,3

Pro kvantifikaci externích nákladů v projektu TranExt jsme zvolili následující hodnoty dopadů spojených změny klimatu

- **střední hodnotu 20 Euro na tunu CO₂eq.**
- **pro citlivostní analýzu hodnoty ve výši 10 Euro a 30 Euro na tunu CO₂eq.**

Externí náklady emisí CO₂ v pilotních lokalitách

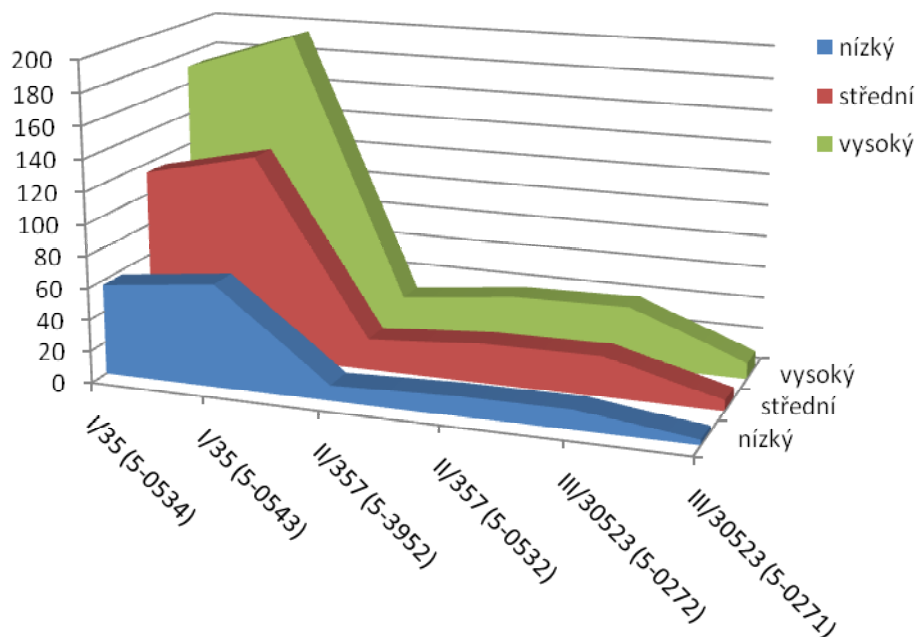
Při odhadu průměrných (a zároveň i mezních) externích nákladů vycházíme z inventarizace emisí skleníkových plynů, která byla prezentována ve zprávě za rok 2008. Pro výpočet jsou používány následující vstupní parametry:

- průměrné emise CO₂ pro vozidla osobní i nákladní dopravy vzniklé spálením 1 kg benzínu dosahují hodnoty 3183 g, v případě spálení 1 kg nafty pak 3138 g. O něco nižší hodnoty vykazují alternativní paliva - pro zkapalněný ropný plyn (LPG) je uváděna hodnota 3030 g/kg paliva, pro stlačený zemní plyn (CNG) hodnota 2770 g/kg paliva a pro kategorii biomasy je uvedena hodnota 2760 g/kg paliva;
- spotřeby paliv
- u nízko-objemových osobních vozidel se pohybuje mezi 120 a 140 g/km, u vozidel vyšších objemů se pohybuje v rozsahu 180-220 g/km (střední hodnota 180 g CO₂/vkm)
- silniční nákladní doprava - hodnoty 550-700 g CO₂/vkm (střední hodnota 600 g CO₂/vkm);
- dopravní intenzity dle kartogramů ŘSD pro rok 2005 s uplatněním přepočtových koeficientů pro rok 2008.

Jelikož spotřeba paliva na ujetou jednotku vzdálenosti má zásadní význam pro odhad externích nákladů emisí skleníkových plynů, bude tento odhad ještě podroben citlivostní analýze, která bude pro klasické škodliviny provedena v roce 2010.

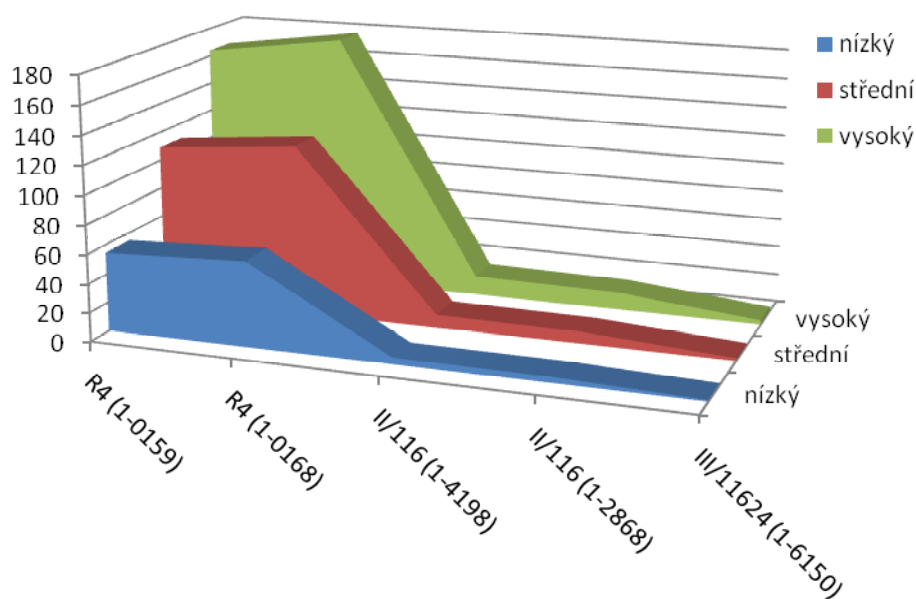
Odhad externích nákladů je představen v lokalitách Vysoké Mýto a Mníšek pod Brdy a vychází ze součtu emisí na jednotlivých úsecích komunikací nacházejících se v intravilánu těchto obcí. Při vyjádření na 1 km komunikace dosahují externí náklady klimatické změny v pilotní lokalitě Vysoké Mýto při použití střední hodnoty částek v rozsahu od 130 € na kilometr silnice první třídy až po 7 € na kilometr silnice třetí třídy. Při použití nízké a vysoké hodnoty pro citlivostní analýzu se pak rozmezí pohybuje od 195 € na kilometr až po méně než 4 € na kilometr.

Obrázek 12: externí náklady klimatické změny na kilometr komunikace, Vysoké Mýto (v EUR)



V pilotní lokalitě Mníšek pod Brdy pak na 1 km komunikace dosahují externí náklady klimatické změny při použití střední hodnoty částek v rozsahu od bezmála 120 € na kilometr silnice první třídy až po 2 € na kilometr silnice třetí třídy. Při použití nízké a vysoké hodnoty pro citlivostní analýzu se pak rozmezí pohybuje od téměř 180 € na kilometr až po méně než 1 € na kilometr.

Obrázek 13: externí náklady klimatické změny na kilometr komunikace, Mníšek pod Brdy (v EUR)



Tyto odhady jednoznačně ukazují jednoduchý lineární vztah mezi intenzitou dopravy, případně podílem nákladní dopravy a celkovými externími náklady emisí CO₂.

Literatura:

- Anthof, D. (2008). Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions. Delivery n° 5.4 - RS 1b. R&D Project NEEDS – New Energy Externalities Developments for Sustainability. Project report prepared for DG Research European Commission.
- Bosetti, V., Carraro, C., Sgobbi, A., Tavoni, M. (2009). Delayed action and uncertain stabilisation targets. How much will the delay cost? *Climatic Change* 96, 299–312.
- Capros P, Mantzos L, Papandreou V, Tasios N (2008): European Energy and Transport. Trends to 2030 – Update 2007. European Commission, Directorate-General for Energy and Transport. Luxembourg, European Communities.
- Carraro, C., Favelli, A., 2009. The Economic and Financial Determinants of Carbon Prices. *Finance a Uver*, 59, 396-409.
- Heal, G (2008), *Climate Change Economics: A Meta-Review and Some Suggestions*. Paper presented at the 17th EAERE Conference, Gothenburg, June 2008.
- Heal, G. (2005), *Intertemporal Welfare Economics and the Environment*. In: Mäler K G and Vincent J R (ed), *Handbook of Environmental Economics*, 3, Elsevier B.V., 1105-1145.
- Heal, G. (2009). The economics of climate change: a post-stern perspective. *Climatic Change*, 96, 275–297.
- Hope, C. (2005): 'Integrated assessment models' in Helm, D. (ed.), *Climate-change policy*, Oxford: Oxford University Press, pp 77-98.
- Kuik, O. (2007) "The Avoidance Costs of Greenhouse Gas Damage: A Meta-Analysis", , CASES project, WP3.
- Nordhaus, W.D. (2007). *The Challenge of Global Warming: Economic Models and Environmental Policy*. Yale University New Haven, Connecticut USA. [available online at: http://www.econ.yale.edu/~nordhaus/homepage/dice_mss_072407_all.pdf], accessed September 2009.
- Nordhaus, W.D. (2008). *A Question of Balance: Weighing the Options on Global Warming Policies*. Yale University Press, New Haven, CT
- OECD (2008), *Costs of Inaction of Key Environmental Challenges*, Paris.
- Ščasný, M., Pollitt, H., Chewpreecha, U., Píša, V., Vitek, L. (2009), *Analysing Macroeconomic Effects of Energy Taxation by Econometric E3ME Model*. *Czech Journal of Economics and Finance (Finance a úvěr)* 5/2009.
- Stern N. (2007), *The Economics of Climate Change, the Stern Review*, Cambridge University Press, Cambridge, MA.
- Tol, R.S.J. (2005). The Marginal Damage Costs of Carbon Dioxide Emissions, *Energy Policy*, 33,2064-2084.
- Tol, R.S.J. (2009). The Feasibility of Low Concentration Targets: An Application of FUND. ESRI Working Paper, no. 285, March.
- Weitzman, ML (2001). Gamma Discounting, *American Economic Review*, March 2001, pp. 260-271.

Stanovení hlukové zátěže obyvatelstva silniční a železniční dopravou

Hlukové indikátory

Při hodnocení vlivu hluku ve venkovním prostoru se postupuje podle hodnot hluku vyjádřených v ekvivalentních hladinách akustického tlaku L_{Aeq} (tedy v časově integrovaných hodnotách hluku) a dalších kritérií ve vazbě na způsob využití území, druhy zdrojů hluku atd. Takové vyjádření vlivu hluku však není dokonalé, nepříznivé účinky hluku záleží i na jeho dalších vlastnostech, jako je maximální hladina hlukových událostí, jejich frekvence v čase nebo denní době. Převládající způsob hodnocení hluku dle ekvivalentní hladiny je však užitečný, srovnáváme-li vzájemně podobné hlukové situace. V běžné praxi se podle ekvivalentních hladin posuzuje ustálený nebo proměnný hluk jako např. hluk z dopravy, hluk z většiny průmyslových zdrojů apod. Předpokládá se, že souhrnný efekt hlukových událostí vnímaných člověkem je úměrný součtu jejich zvukové energie (princip stejné energie). Proto se stanovuje jako průměr celkové energie za určitý čas T (16 hodin, 8 hodin, 1 hodina apod.), tj. ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,T}$, která je odvozena integrací hlukových úrovní s váhovým filtrem A, který záznam hluku přizpůsobuje citlivosti lidského sluchového orgánu.

Podle platných právních předpisů jsou v ČR pro hodnocení vlivu hluku ve venkovním prostoru stanoveny hlukové indikátory časově vztažené na:

- Denní doba - $L_{Aeq,16h}$ = ekvivalentní hladina akustického tlaku stanovená pro celou denní dobu (délka 16 hodin, od 6 do 22 hodin),
- Noční doba - $L_{Aeq,8h}$ = ekvivalentní hladina akustického tlaku stanovená pro celou noční dobu (délka 8 hodin, od 22 do 6 hodin).

Hodnota těchto hlukových indikátorů může být zjišťována měřením nebo výpočtem. Výpočet pomocí hlukového modelování je např. pro účely územního plánování vhodnější a z hlediska možnosti podchycení připravovaných změn je jedině možným způsobem. Pro hlukové modelování různých zdrojů hluku byly vyvinuty odpovídající výpočtové metody, které moderní výpočtové programy ve svém algoritmu zahrnují.

Platná legislativa v ČR

Pro venkovní prostor je vymezení požadavků nejvyšších přípustných hladin hluku v zájmovém území dán nařízením vlády č.148/2006 Sb. Stanovení nejvyšší přípustné ekvivalentní hladiny hluku vychází ze základní hladiny hluku $LAZ = 50 \text{ dB(A)}$ a korekcí přihlížejících k místním podmínkám a denní době. Podle nařízení vlády č.148/2006 Sb. platí korekce pro základní hladinu 50 dB(A) , kde stanovení hodnot hluku ve venkovním prostoru je dáno přílohou, která je uvedena v následující tabulce.

Tabulka 15: Korekce pro stanovení hygienických limitů hluku v chráněném venkovním prostoru staveb a v chráněném venkovním prostoru.

Druh chráněného prostoru	Korekce dB(A)			
	1)	2)	3)	4)
Chráněný venkovní prostor staveb lůžkových zdravotnických zařízení včetně lázní	-5	0	+5	+15
Chráněný venkovní prostor lůžkových zdravotnických zařízení včetně lázní	0	0	+5	+15

Chráněný venkovní prostor ostatních staveb a chráněný ostatní venkovní prostor	0	+5	+10	+20
--	---	----	-----	-----

Korekce uvedené v tabulce se nesčítají. Pro noční dobu se pro chráněný venkovní prostor staveb přičítá další korekce -10 dB, s výjimkou hluku z dopravy na železničních drahách, kde se použije korekce - 5dB.

Vysvětlivky:

- 1) Použije se pro hluk z veřejné produkce hudby, hluk z provozu služeb a dalších zdrojů hluku (§30 odst. I zákona č. 258/2000 Sb.), s výjimkou letišť, pozemních komunikací, nejde-li o účelové komunikace, a dále s výjimkou drah, nejde-li o železniční stanice zajišťující vlakotvorné práce. Zejména rozřadování a sestavu nákladních vlaků, prohlídky vlaků a opravy vozů.
- 2) Použije se pro hluk z pozemní dopravy na pozemních komunikacích s výjimkou účelových komunikací, a drahách.
- 3) Použije se pro hluk z dopravy na hlavních pozemních komunikacích v území, kde hluk z dopravy na těchto komunikacích je převažující nad hlukem z dopravy na ostatních pozemních komunikacích. Použije se na hluk na drahách v ochranném pásmu dráhy.
- 4) Použije se v případě staré hlukové zátěže z dopravy na pozemních komunikacích a drahách, který je v chráněných venkovních prostorech staveb a v chráněném venkovním prostoru vznikl do 31. prosince 2000. Tato korekce zůstává zachována i po položení nového povrchu vozovky, výměně kolejového svršku, popřípadě rozšíření vozovek při zachování směrového nebo výškového vedení pozemní komunikace nebo dráhy, při které nesmí dojít ke zhoršení stávající hlučnosti v chráněném venkovním prostoru staveb a v chráněném, venkovním prostoru a pro krátkodobé objízdne trasy.

Hygienické limity hluku v ČR jsou dány nařízením vlády č.148/2006 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací.

Pro hluk ze silniční dopravy jsou stanoveny následovně:

Použije-li se korekce pro starou hlukovou zátěž z pozemních komunikací, v chráněném venkovním prostoru staveb:

$L_{Aeq,16h} = 70$ dB pro denní dobu (6.00 - 22.00 hod).

$L_{Aeq,8h} = 60$ dB pro noční dobu (22.00 - 6.00 hod).

Nepoužije-li se korekce pro starou hlukovou zátěž z pozemních komunikací, v chráněném venkovním prostoru staveb pro hluk v okolí hlavních pozemních komunikací, kde hluk z dopravy na těchto komunikacích je převažující:

$L_{Aeq,16h} = 60$ dB pro denní dobu (6.00 - 22.00 hod).

$L_{Aeq,8h} = 50$ dB pro noční dobu (22.00 - 6.00 hod).

V chráněném venkovním prostoru staveb pro hluk z dopravy na pozemních komunikacích, s výjimkou účelových komunikací:

$L_{Aeq,16h} = 55$ dB pro denní dobu (6.00 - 22.00 hod).

$L_{Aeq,8h} = 45$ dB pro noční dobu (22.00 - 6.00 hod).

Pro hluk z drážní dopravy jsou stanoveny následovně:

V chráněném venkovním prostoru v ochranném pásmu drah 60 m:

$L_{Aeq,16h} = 60$ dB pro denní dobu (6.00 - 22.00 hod).

$L_{Aeq,8h} = 55$ dB pro noční dobu (22.00 - 6.00 hod).

V chráněném venkovním prostoru mimo ochranné pásmo drah:

$L_{Aeq,16h} = 55$ dB pro denní dobu (6.00 - 22.00 hod).

$L_{Aeq,8h} = 50$ dB pro noční dobu (22.00 - 6.00 hod).

Pro hluk ze stacionárních zdrojů (průmyslové objekty) v chráněném venkovním prostoru staveb:

$L_{Aeq,8h} = 50$ dB pro denní dobu (6.00 - 22.00 hod).

$L_{Aeq,1h} = 40$ dB pro noční dobu (22.00 - 6.00 hod).

Závazné stanovení nejvyšších přípustných hodnot hluku pro chráněný venkovní prostor je oprávněně provádět pouze příslušný orgán ochrany veřejného zdraví. Při dokladovaném splnění nejvyšších přípustných hodnot hluku v definovaném venkovním prostoru, lze rovněž předpokládat splnění i nejvyšších přípustných hodnot hluku ve vnitřních chráněných prostorách např. staveb pro bydlení nebo staveb občanského vybavení.

Modelování hlukové zátěže ze silniční dopravy na vybraných lokalitách

Na základě dat o intenzitách dopravního provozu ze sčítání, při využití prostorových dat pro GIS spolu s údaji o počtech obyvatel, které jsou důležité pro následné určení počtu obyvatel žijících pod určitou hlukovou zátěží, je možné provést konkrétní simulace. Případně lze též využít vyhodnocení strategických hlukových map, na které je bezprostředně navázána tvorba akčních plánů do července 2008. Zde byla navržena opatření snižující hluk, jež dle potřeby zahrnují plánování dopravy, územní plánování, technická opatření u zdrojů hluku, výběr méně hlučných zdrojů i regulativní, ekonomická opatření či podněty (2002/49/EC). S výhodou některé z údajů ze strategického hlukového mapování a tvorby akčních plánů lze využít jako vstupní podklady pro zpracování dílčí části tohoto projektu.

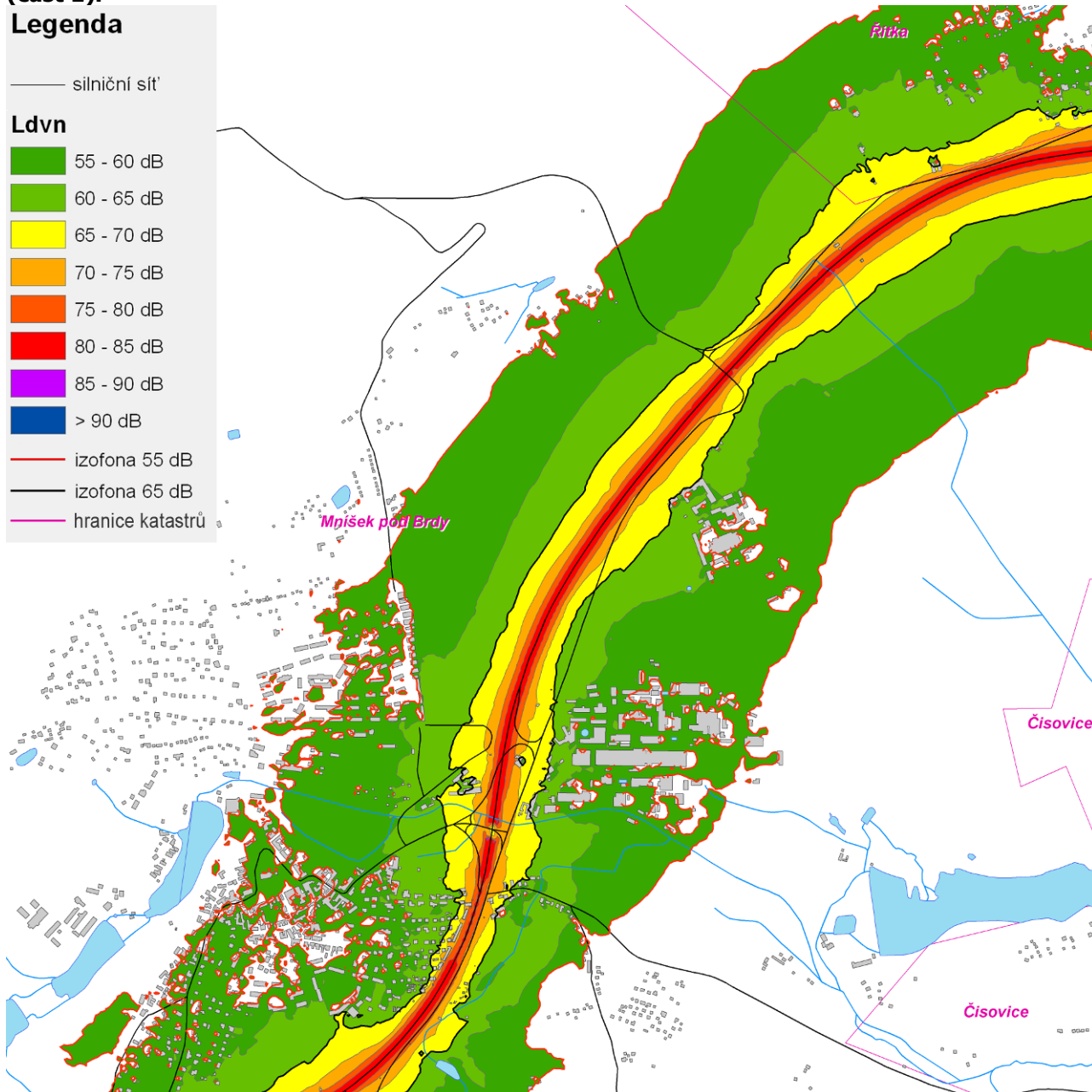
Pro případné modelování hlukové zátěže ze silniční dopravy bude použita (v souladu s vyhláškou 523/2006 Sb., směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES a Doporučením Komise 2003/613/ES) francouzská národní metodika výpočtu „NMPB-Routes-96 (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB)“, uvedená v „Arrêté du 5 mai 1995 relatif au bruit des infrastructures routières, Journal Officiel du 10 mai 1995, Article 6“ a ve francouzské normě „XPS 31-133“.

Výběr lokalit pro další výzkum byl ovlivněn zejména ohledem na současnou lidskou populaci. Vybraná navržená místa představují určitý typ v oblasti dopravy i jejich interakce s okolním prostředím.

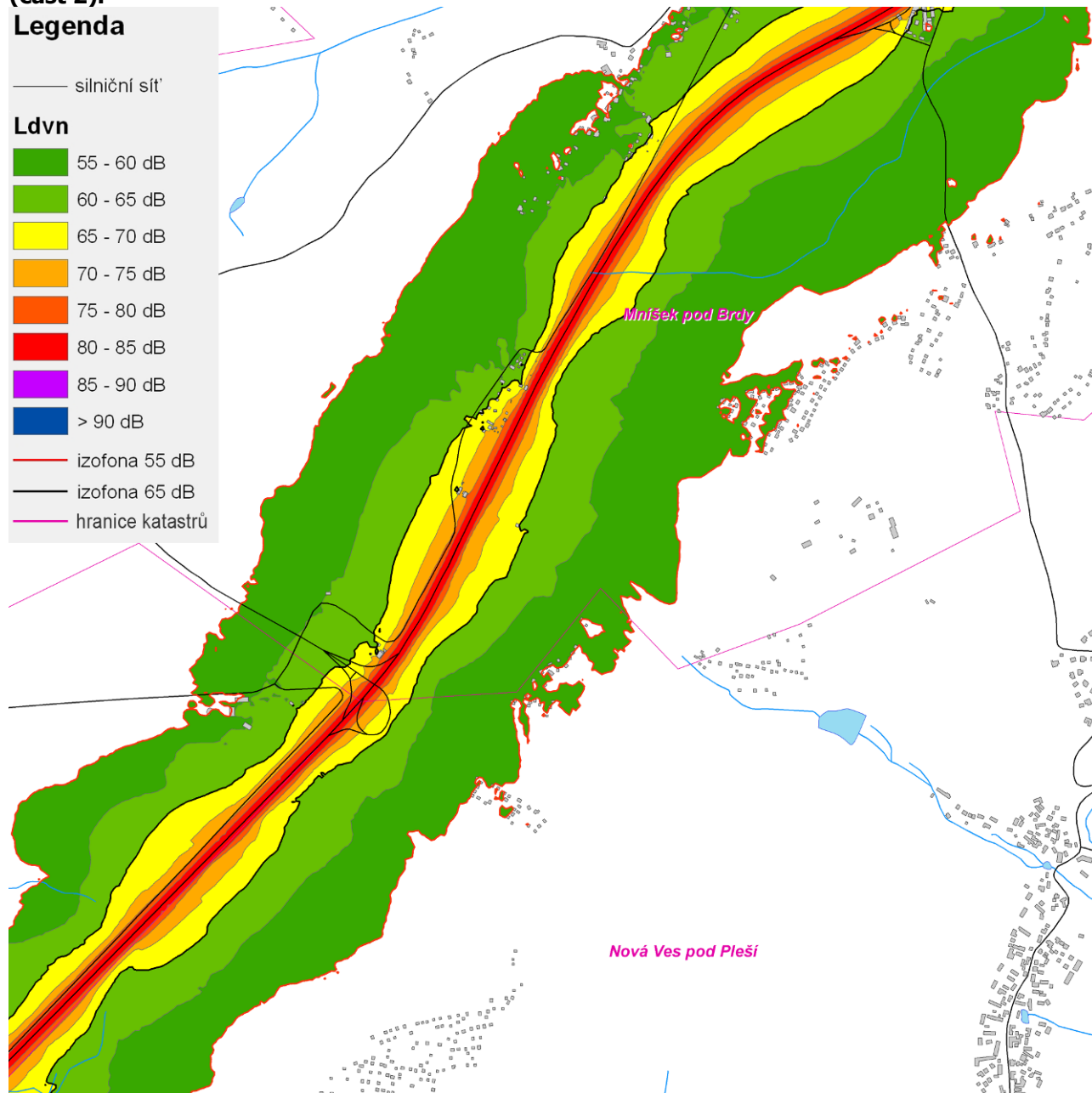
Obec Mníšek pod Brdy ve Středočeském kraji

Lokalita Mníšek pod Brdy reprezentuje typ venkovské zástavby s dominantní hlavní komunikací procházející v těsné blízkosti obce. Vstupními daty jsou data ze strategického hlukového mapování a tvorby hlukových akčních plánů. Na následujících obrázcích (Obrázek 14 a Obrázek 15) je prezentován stav akustické situace v okolí hlavní komunikace před aplikací vhodných protihlukových opatření.

Obrázek 14 : Mapa ze strategického hlukového mapování obce Mníšek pod Brdy (část 1).



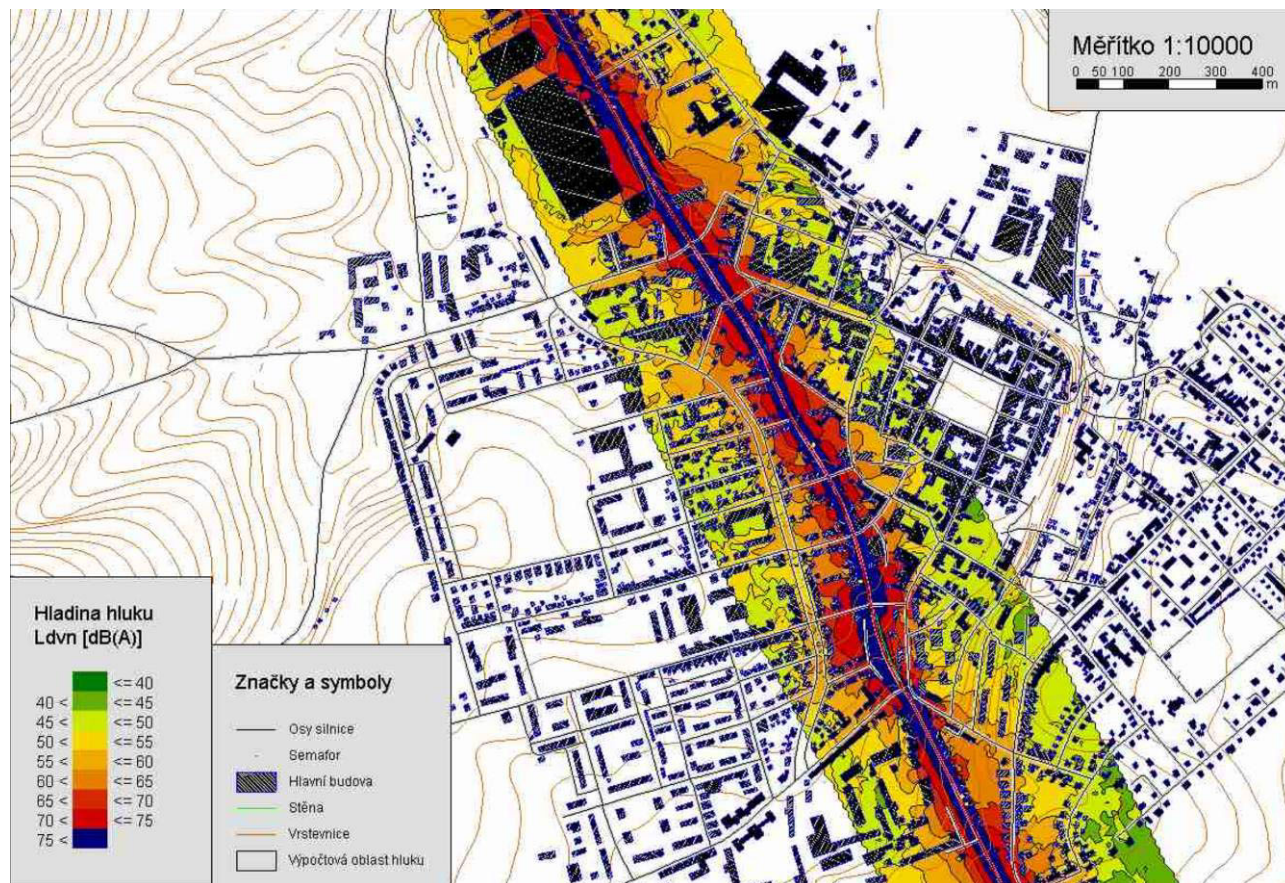
Obrázek 15: Mapa ze strategického hlukového mapování obce Mníšek pod Brdy (část 2).



Město Vysoké Mýto

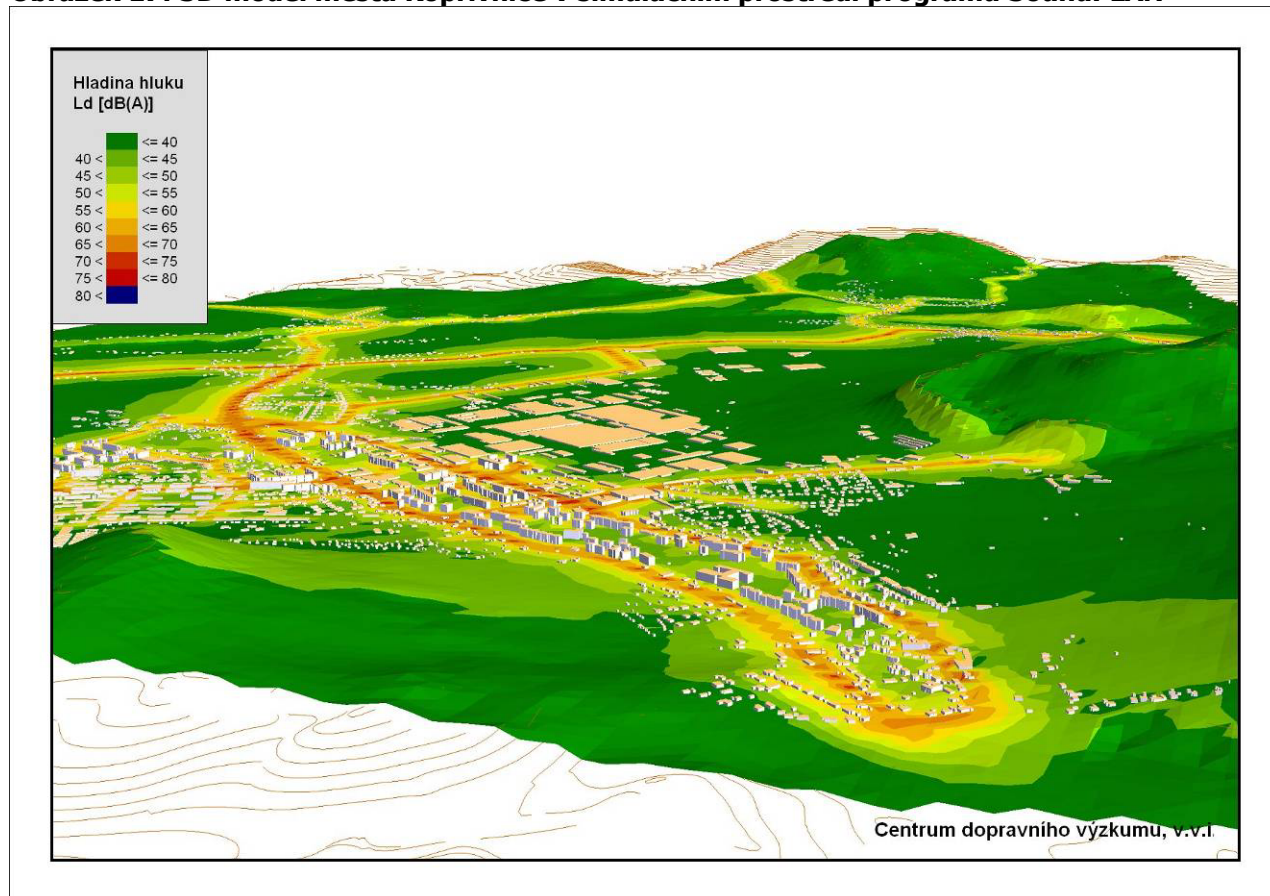
Další vybranou lokalitou je město Vysoké Mýto, kde na základě vstupních podkladových materiálů byl vytvořen model v prostředí programu SoundPLAN. Základem pro výpočty hluku jsou údaje o automobilové dopravě na posuzované komunikaci I/35 a parametrech uvedené komunikace. Následující Obrázek 16 prezentuje stav akustické situace podél hlavní komunikace před aplikací vhodných protihlukových opatření.

Obrázek 16: Model města Vysoké mýto v simulačním prostředí programu SoundPLAN.



Město Kopřivnice

Z dalších vybraných lokalit bylo zvoleno město Kopřivnice, v jehož okolí je silné průmyslové zázemí. Město Kopřivnice leží mimo hlavní dopravní tahy, proto zde není intenzita dopravy oproti jiným lokalitám v tomto regionu příliš kritická, přesto místy dosahuje intenzita dopravy vysokých hodnot. Městem Kopřivnice prochází železniční trať 325 Studénka–Veřovice. Kopřivnické nákladové nádraží slouží primárně potřebám areálu Tatry Kopřivnice. Hlavní průmyslovou oblastí města Kopřivnice představuje areál Tatry a nově vybudovaná průmyslová zóna o ploše přibližně 80 ha v katastru místní části Vlčovice. Simulační model této oblasti byl opět vytvořen v prostředí programu SoundPLAN což dokumentuje následující Obrázek 17.

Obrázek 17: 3D model města Kopřivnice v simulačním prostředí programu SoundPLAN

Externí náklady hluku z dopravy

Odhady ocenění změny dopravního hluku o 1dB(A) obyvatelstvem jsou zavádějící – intenzita hluku nemá lineární průběh, a proto nelze stanovit jakousi „průměrnou“ hodnotu pro změnu o 1 dB(A). Např. v pásmu 75 – 79 dB(A) lze očekávat výrazně vyšší hodnocení snížení intenzity hluku o 1 dB(A), než v pásmu do 64 dB(A). Studie CEMT navrhuje používat pro odhad celkových externích nákladů nadměrného dopravního hluku ve výši 0,3 % HDP (z toho silniční doprava 64 %). V roce 2001 podle těchto odhadů dosáhly externí náklady nadměrného dopravního hluku 7,597 mld. Kč (silniční doprava 4,862 mld. Kč).

Vhodnou hodnotící metodou, kterou je však třeba upravit pro podmínky aplikovatelné v ČR je indikátor „Index využití nákladů“ – KNI (Danthine and Oerdi). Toto kritérium výběru spadá pod analýzu efektivity nákladů (Cost-effectiveness analysis - CEA), kde však je podíl C/E (nejnižší náklady C na jednotku výstupu E) - výběr ukazatele výstupu spojen většinou s celou řadou problémů. Nejvýraznější z nich jsou případy, kdy existuje více druhů užitků nebo není možné jednotlivé užitky navzájem porovnat.

Index využití nákladů od švýcarských autorů Roger Danthine a Jakob Oerdi vychází z konceptu optimálního znečištění, jak jej zná environmentální ekonomie. Index užitečnosti vložených nákladů je ústředním kritériem, pomocí kterého může být jednoduše hodnoceno působení opatření a dovoluje srovnání v jiných oblastech. Popisuje poměr mezi náklady jednoho opatření a jeho prospěšnosti. Vyjadřuje se následovně:

$$KNI = \frac{I_a}{\Delta dB(A) \cdot P'}$$

kde I_a jsou roční náklady protihlukového opatření, $\Delta dB(A)$ je změna hlukové zátěže po implementaci protihlukového opatření, P je velikost zasažené populace.

Roční náklady (I_a) zahrnují anualizované investiční náklady a provozní náklady daného opatření/zařízení. Snížení hlukové zátěže je dáno jako vážený průměr změn u jednotlivých receptorů v dB. Vážení se provádí z toho důvodu, že stejné snížení v různých hlukových pásmech má jiný dopad na percepci hluku zasaženými obyvateli. Počet zasažených obyvatel (P) indexu KNI se odhaduje z hustoty zalidnění daného prostoru.

Interpretace KNI je jednoduchá: čím je KNI nižší, tím lépe. KNI v zásadě udává roční náklady na „obyvatele-decibel“. KNI se snižuje se snižováním investičních nákladů, zvyšováním redukce hluku a počtu obyvatel. Opatření s nižšími náklady na jednotku výstupu jsou proto preferována před opatřeními s vyššími náklady na jednotku výstupu. Proto též platí, že čím je KNI nižší, tím je projekt akceptovatelnější. Index KNI je vhodný pro srovnávání variant takových protihlukových opatření, u kterých jsou známy investiční a provozní náklady, doba životnosti, počet zasažených obyvatel a vážený průměr snížení hlukové zátěže u všech receptorů.

Snížování hlukové zátěže ze silniční dopravy

V různé míře je možné dosáhnout snížení hlukové zátěže z různorodých zdrojů hluku. V rozsáhlé oblasti opatření pro snížení hlukové zátěže ze silniční dopravy, která zahrnuje opatření u zdroje hluku, na dráze šíření hluku a u příjemce resp. na budovách, existují různé přístupy ke členění těchto opatření (AEA Technology 2004, Inventory of noise mitigation methods 2002, Slovenská správa ciest 2002, MZ ČR 2001). Následující přehled zohledňuje hierarchický přístup (Veverka 1998), dle kterého z hlediska priorit lze protihluková opatření strukturovat následovně:

- Urbanisticko-architektonická protihluková opatření (v rámci územního plánování).
- Urbanisticko-dopravní protihluková opatření (dopravní systém).
- Dopravně-organizační protihluková opatření (omezení rychlosti, intenzity vozidel).
- Stavebně-technická protihluková opatření (zahrnují opatření u zdroje hluku, opatření na dráze šíření hluku a opatření na budovách).

První dvě skupiny opatření se uplatňují především při návrzích a koncepci budování nových komunikací. Dopravně organizační opatření z hlediska omezení rychlosti lze uplatňovat např. vybudováním příčných prahů, které i zamezují vyšší intenzitě nákladních vozidel pohybující se po této komunikaci. Zbývající možnosti snížování hlukové zátěže obyvatelstva tak představují stavebně-technická protihluková opatření.

Mezi stavebně-technická protihluková opatření patří akusticky dostatečně neprůzvučné překážky na dráze šíření zvukových vln, snižující vytvářením zvukového stínu hladiny akustického tlaku za překážkou. Vhodným řešením je vytváření překážek, jako jsou: protihlukové stěny, zemní valy, hmotné objekty a vegetace při náležité šířce. Protihlukové stěny mohou redukovat hlukovou hladinu až o 15 dB, používá se množství různých druhů materiálů a existuje mnoho různých druhů konstrukcí. Tato opatření však nelze realizovat v omezeném prostoru, kde na ně není místo, případně jsou neúčinná ve vyšších patrech u výškových budov. Jisté řešení představuje aplikace nízkohlučných povrchů místo stávající vozovky. Nízkohlučné povrchy se vyznačují vyšší pořizovací cenou, potřebou větší údržby i kratší životností, avšak lze pomocí nich dosáhnout plošného snížení hlukové zátěže na předemtné komunikaci.

Literatura:

- 2002/49/EC: 2002. *Směrnice Evropského parlamentu a Rady ze dne 25. června 2002 o hodnocení a řízení environmentálního hluku v životním prostředí.*
- AEA Technology. *IMAGINE project – State of the Art.* 97s. Netherlands 2004. Dostupné na internetu: [http://www.imagine-project.org/bestanden/D2 \(v32\) + appendices.pdf](http://www.imagine-project.org/bestanden/D2 (v32) + appendices.pdf).
- DANTHINE, R., OERDI, J. *Beurteilungskriterien für Lärmschutzmassnahmen – Theorie.* Durchführung, Ergebnisse.
- Inventory of noise mitigation methods.* Working Group (WG 5) on Abatement., 18. July 2002, Dostupné na internetu: <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport-inventaire-methodes-reduction-bruit-ambient-2002.pdf>.
- MZ ČR: *Metodický návod pro měření a hodnocení hluku v mimopracovním prostředí*, ze dne 11. 12. 2001 vydaný pod č.j. HEM-300-11.12.01-34065.
- Návrh a posúdenie protihlukových opatrení pre cestné komunikácie.* Slovenská správa ciest, 2002. Dostupné na internetu: http://www.ssc.sk/custom/tp/2002/TP_09_2002 Protihlukov%E9 opatrenia.pdf.
- VAVERKA, J. *Stavební fyzika I.*, VUTIUM, Brno 1998.

Kvantifikace dopadů hluku

Dopady environmentálního (komunitního) hluku lze rozdělit na⁶:

- přímý stínící efekt (tzv. masking, např. rušení při hovoru);
- behaviorální odezvy / přizpůsobení (např. zavření oken) a stěžování si;
- sociální odezvy jako rozmrzelost (obtěžování) nebo rušení ve spánku;
- akutní fyziologické odezvy (endokrinní a neurofyziologické reakce) – přechodné zvýšení krevního tlaku, srdeční aktivita ve spánku a změny fází spánku);
- kognitivní (rozpoznávací) odezvy jako je rušení při práci, dopady na učení u dětí;
- chronické fyziologické odezvy (např. hypertenze);
- klinická morbidita - např. kardiovaskulární nemoci (ischemická choroba srdeční, infarkt myokardu), oslabení imunitního systému, poruchy duševního zdraví (nespavost, deprese, únava, bolesti hlavy), poruchy a ztráta sluchu.

Předpokladem pro ocenění těchto dopadů hluku je nalezení kauzálního vztahu mezi expozicí a škodlivým následkem. Povýtce největší pozornost je věnována přímým zdravotním dopadům a to jak krátkodobým tak chronickým. Nejnovější poznatky o dopadech expozice hluku – např. na vývoj kognitivních schopností dětí zatím neumožňují takové zobecnění i když experimentálně byla sledována vazba mezi expozicí leteckému hluku a opožděným učením se čtení (Stansfeld et al., 2005).

Současný stav poznání dovoluje kvantifikovat působení hluku z dopravy v podobě následujících dopadů (van Hout et al., 2009):

Obtěžování / rušení

Individuální funkce expozice-odezvy byly vyčísleny v meta-analýze (Miedema & Oudshoorn, 2001) pro obtěžování hlukem ze silniční, železniční, a letecké dopravy. Tento odhadnutý funkční vztah umožňuje předpovídat procento lidí, kteří jsou působením hluku mírně, středně nebo velmi rozmrzelí (obtěžování).

Procento lehce (LA), středně (A) a silně (HA) obtěžovaných ze silničního hluku lze vypočítat následovně:

$$\%LA = -6.235 \times 10^{-4} (L_{D\text{VN}} - 32)^3 + 5.509 \times 10^{-2} (L_{D\text{VN}} - 32)^2 + 0.6693 (L_{D\text{VN}} - 32)$$

$$\%A = 1.795 \times 10^{-4} (L_{D\text{VN}} - 37)^3 + 2.110 \times 10^{-2} (L_{D\text{VN}} - 37)^2 + 0.5353 (L_{D\text{VN}} - 37)$$

$$\%HA = 9.868 \times 10^{-4} (L_{D\text{VN}} - 42)^3 - 1.436 \times 10^{-2} (L_{D\text{VN}} - 42)^2 + 0.5118 (L_{D\text{VN}} - 42)$$

Procento lehce (LA), středně (A) a silně (HA) obtěžovaných ze železničního hluku lze určit obdobným způsobem:

$$\%LA = -3.229 \times 10^{-4} (L_{D\text{VN}} - 32)^3 + 4.871 \times 10^{-2} (L_{D\text{VN}} - 32)^2 + 0.1673 (L_{D\text{VN}} - 32)$$

$$\%A = 4.538 \times 10^{-4} (L_{D\text{VN}} - 37)^3 + 9.482 \times 10^{-3} (L_{D\text{VN}} - 37)^2 + 0.2129 (L_{D\text{VN}} - 37)$$

$$\%HA = 7.239 \times 10^{-4} (L_{D\text{VN}} - 42)^3 - 7.851 \times 10^{-3} (L_{D\text{VN}} - 42)^2 + 0.1695 (L_{D\text{VN}} - 42)$$

⁶ Viz blíže zprávu o řešení projektu za rok 2007 nebo nedávnou rešerši van Hout et al. (2009).

Rušení ve spánku

Individuální funkce expozice-odezva byly vyčísleny v meta-analýze (Miedema & Vos, 2007) pro rušení ve spánku hlukem ze silniční, železniční, a letecké dopravy. Rovněž tento odhadnutý funkční vztah umožňuje předpovídat procento lidí, kteří uvádějí, že jsou působením hluku lehce, středně či silně rušení ve spánku.

Procento osob vysoce rušených ve spánku (% HSD – highly sleep annoyed) lze vypočítat následovně:

$$\text{silniční hluk: } \%HSD = 20.8 - 1.05 * L_{noc} + 0.01486 * L_{noc}^2$$

$$\text{železniční hluk: } \%HSD = 11.3 - 0.55 * L_{noc} + 0.00759 * L_{noc}^2$$

$$\text{letecký hluk: } \%HSD = 18.147 - 0.956 * L_{noc} + 0.01482 * L_{noc}^2$$

Kardiovaskulární nemoci

Meta-analýza (Babisch, 2006, 2008) odvodila následující vztah mezi silničním hlukem, jehož hladina L_{day} přesahuje 60 dB(A), a infarktem myokardu.

$$OR = 1.629657 - 0.000613(L_{den,16h})^2 + 0.000007357(L_{den,16h})^3$$

S ohledem na stanovení tohoto vztahu jako procento pravděpodobnosti (odds ratio), je pro odhad v rámci exponované populace nezbytné znát incidenci infarktu myokardu.

Pro letecký hluk odvodila van Kempen et al. (2002) příčinný vztah vedoucí k hypertenzi při expozici hlukové hladině v rozmezí 63 až 75 dB(A) $L_{Aeq,7-19hr}$.

Zvýšení relativního rizika hypertenze při zvýšení úrovně hluku o 5 dB(A) je následující:

$$RR_{5\text{ dB(A)}} = 1.26 \text{ (CI 1.14-1.39)}$$

I v tomto případě je pro odhad v rámci exponované populace nezbytné znát incidenci hypertenze.

Jak již bylo zmíněno v úvodu této zprávy, zásadní předpoklad využití těchto kauzálních vztahů předpokládá jejich jednoduchou přenositelnost a/nebo převoditelnost. U obtěžování hlukem a rušení spánku však třeba van Kempen et al. (2005) připomínají, že zde hraje roli nejen osobní expozice, ale také kulturní a společenský kontext – vnímání obtěžování hlukem by mohlo být podmíněno nejen klimatickými podmínkami (otevřená okna), rozdílným vnímáním společenské škodlivosti expozice hluku z dopravy, možnosti realizace odhlučnění atd. V rovině individuální potom hraje význam různá citlivost vůči dennímu a nočnímu hluku, a jeho působení na zdraví a pohodu.

Pro nastínění použití uvedených kauzálních vztahů je následně, po odvození ocenění jednotlivých dopadů, demonstrován postup kvantifikace pro území aglomerace Praha s využitím dat o počtu obyvatel zasažených hlukem ze silniční a železniční dopravy ze strategického hlukového mapování (Akustika Praha 2007).

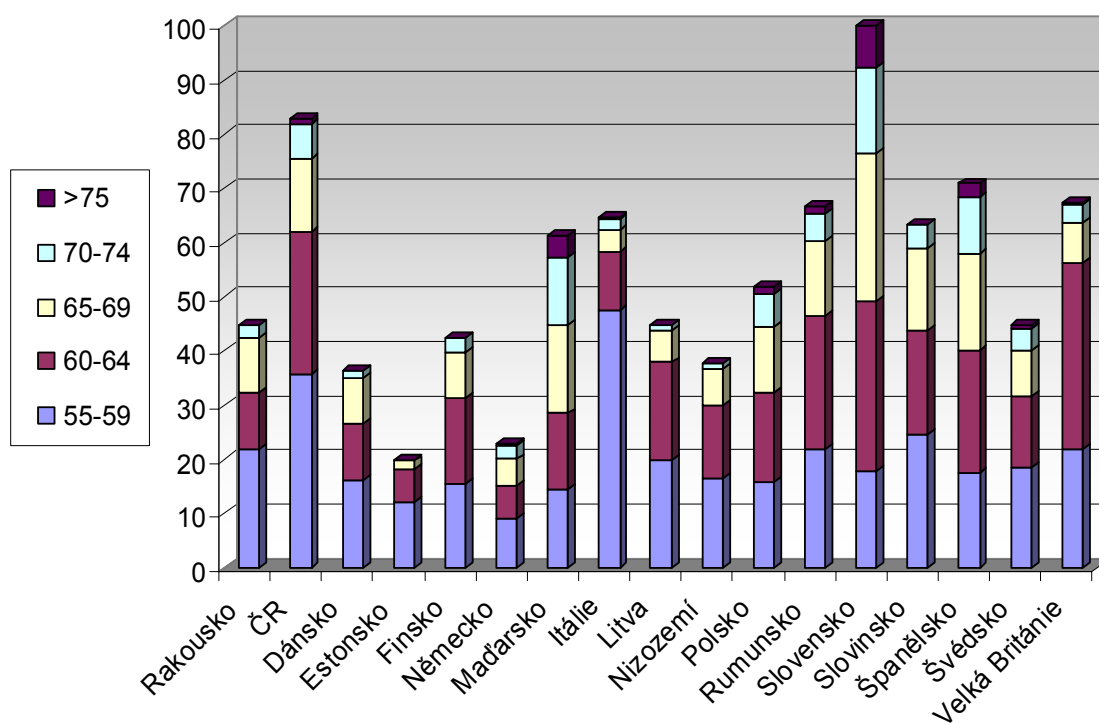
Tabulka 16: Počty osob zasažených hlukem ze silnic, železnic, letišť a průmyslu v aglomeraci Praha

Rozpětí (dB)	Silnice		Železnice		Letiště		Průmysl	
	L _{dvn} (dB)	L _n (dB)	L _{dvn} (dB)	L _n (dB)	L _{dvn} (dB)	L _n (dB)	L _{dvn} (dB)	L _n (dB)
40 – 44		116 186		66 655		1 704		162
45 – 49		463 735		57 066		27		68
50 – 54	95 443	312 864	64 229	45 281	7 382	0	69	0
55 - 59	465 303	144 161	50 918	52 627	719	0	0	0
60 - 64	334 963	68 919	44 339	26 188	0	0	0	0
65 - 69	146 682	16 512	49 629	408	0	0	0	0
70 - 74	68 978	623	12 298	4	0	0	0	0
>75	12 633	0	4	0	0	0	0	0

Pozn.: celkový počet obyvatel aglomerace Prahy je 1,234 mil.

Zdroj: Akustika Praha (2007)

Tento přehled jasně ukazuje, že silniční hluk představuje jednoznačně dominantní zdroj komunitního hluku v Praze, značný počet osob je zasažen i železničním hlukem, zatímco počet osob zasažených leteckým hlukem je o řád resp. dva nižší než u silničního hluku. Celkově je podíl obyvatelstva vystaveného hluku ze silničního provozu ve srovnání s expozicemi obyvatel aglomerací v dalších evropských zemích mapovaných podle směrnice o hluku ve vnějším prostředí jedno z nejvyšších, zejména pokud jde o podíly obyvatel v pásmech 55-59 dB (38 %) a 60-64 dB (27 %).

Obrázek 18: Podíl obyvatel aglomerací nad 250 000 obyvatel vystavených silničnímu hluku (souhrn v %, pásma dle L_{dvn})


Zdroj dat: ETC-LUSI (2009)

Ocenění dopadů

Dopady na blahobyt v důsledku strpění nebo odvracení dopadů expozice hluku mohou zahrnovat následující komponenty:

1. náklady spojené s léčbou onemocnění v důsledku expozice hluku, včetně oportunních nákladů času stráveného léčením,
2. ušlou mzdu, resp. ztrátu produktivity,
3. obranné výdaje spojené s úsilím zabránit škodlivému působení hluku a dalším vlivům (např. obtěžování hlukem),
4. nepohoda spojená s příznaky onemocnění a ztráta příležitostí trávení volného času,
5. snížení průměrné délky života / riziko předčasného úmrtí.

U různých dopadů můžeme kvantifikovat některé či všechny z uvedených komponent celkové hodnoty změny blahobytu. Tak v případě kardiovaskulárních onemocnění (akutního infarktu myokardu) budou do kvantifikace zahrnuty všechny složky s výjimkou obranných výdajů, zatímco v případě obtěžování hlukem jsou zohledněny pouze dopady v podobě nepohody působené expozicí zvýšené hladině hluku a v případě rušení ve spánku pak (s ohledem na potenciální překryv se subjektivním vnímáním obtěžování hlukem) jen ztrátu v podobě snížení produktivity.

Kardiovaskulární nemoci

Infarkt myokardu

Dle statistik byla v ČR v roce 2007 incidence akutního infarktu myokardu (resp. propuštění z nemocničního ošetření) 201 případů na 100 000 obyvatel (OECD, 2009)⁷. Standardizovaná úmrtnost pro akutní infarkt myokardu (AMI) pak v roce 2007 byla 45,8 případů na 100 000 obyvatel (OECD, 2009)⁸. Vzhledem k tomu, že úmrtí je počítáno jako jeden z důvodů propuštění z nemocničního ošetření, lze dovodit (odhlédneme-li od neznámého počtu případů AMI, které nevyžadovaly ústavní léčbu), že přibližně čtvrtina případů AMI byla fatálních (22,8 %)⁹.

Odvození počtu AMI lze provést pomocí následujícího vzorce (Babisch, 2006):

$$PAR\% = P_e/100 * (RR-1) / (P_e/100 * (RR-1) + 1) * 100$$

Kde:

RR ... relativní riziko

P_e ... procento exponované populace

PAR% ... odpovídající riziko populace

Využijeme-li údaje o populaci exponované silničnímu hluku podle jednotlivých hlukových pásem, které uvádí Tabulka 16 a zmíněnou incidenci infarktu 201 případů na 100 000 obyvatel, pak odpovídající riziko populace (PAR%) dosahuje 3,28 %, což v přepočtu na počet exponovaných obyvatel v Praze

⁷ ÚZIS pro rok 2007 uvádí 217,4 případů hospitalizace s AMI na 100 000 obyvatel (ÚZIS, 2008). Prevalence (resp. dispenzarizace u odborného a praktického lékaře) u AMI pak dosahovala 10,8 dispenzarizovaných pacientů na 1000 registrovaných pacientů (ÚZIS, 2009).

⁸ ÚZIS uvádí hospitalizační letalitu 78,1 (ÚZIS, 2008).

⁹ Srovnávací studie v zemích OECD (Moise et Jacobzone, 2003) uvádí, že úmrtnost při AMI roste od cca 10 % u věkové kategorie 40-64 let až po 45 % u věkové kategorie 80-84 let.

znamená 81,5 (dodatečných) případů akutního infarktu myokardu z důvodu expozice hluku ze silniční dopravy.

Tabulka 17: Dodatečné případy akutního infarktu myokardu

dB(A)	PAR%	případy
60-64	0.73	17.99
65-69	1.07	26.64
70-74	1.10	27.32
>75	0.38	9.49

Přímé náklady na léčení

Dle metodiky IR DRG¹⁰ se průměrná délka hospitalizace pro akutní infarkt myokardu pohybuje mezi 5,14 dne u nekomplikovaných případů, 8,08 u případů s komplikacemi až po 11,33 dne u případů s přidruženou chorobou. S ohledem na značně komplikovaný způsob úhrady poskytované zdravotní péče z veřejného zdravotního pojištění¹¹, orientačním ukazatelem mohou být relativní váhy stanovené pro jednotlivé skupiny diagnóz, které jsou 0,65 u AMI bez komplikace, 0,95 v případě AIM s komplikacemi a 1,5 u AMI s komorbiditou.

I když zdravotní pojišťovny nezveřejňují výši úhrady za DRG, lze výši nákladů odhadnout na základě dat za rok 2004 poskytnutých VZP z pilotního projektu DRG pro účely výzkumného projektu COŽP UK, které zahrnovaly údaje o nákladech na léčení cca 11 tis. případů akutního infarktu myokardu. Tyto náklady zahrnovaly jak úhradu léčebných výkonů, tak spotřebované léčebné přípravky a materiál.

Tabulka 18: Náklady na hospitalizaci s akutním infarktem myokardu (v Kč, rok 2004)

DRG skupina	Náklady	Podíl
AMI bez komplikace	36 975	35%
AIM s komplikacemi	35 906	44%
AMI s komorbiditou	44 217	21%

Zdroj: VZP

Pro přepočítání na hodnotu roku 2008 je s ohledem na specifika úhrady zdravotní péče patrně nejvhodnější použít meziroční indexy nákladů VZP pro ústavní péči v nemocnicích, jak je shrnuje následující tabulka.

Tabulka 19: meziroční indexy nákladů na ústavní péči

	2004/2005	2005/2006	2006/2007	2007/2008
--	-----------	-----------	-----------	-----------

¹⁰ Klasifikace IR-DRG (International Refined Diagnosis Related Groups – Mezinárodní zpřesněné skupiny vztahované k diagnóze) umožňuje klasifikovat pacienty v akutní nemocniční péči na základě jejich klinické podobnosti a srovnatelnosti nákladů na jejich nemocniční pobyt.

¹¹ Dominantní část úhrady akutní lůžkové péče byla v roce 2008 financována formou paušálu, což neumožňuje odvození jednotkových nákladů na případ konkrétní diagnózy. Do budoucna by snazší odvození nákladů na léčení mělo umožnit postupné rozšíření úhrad za skupiny diagnóz (DRG).

Index (%)	105	109,5	108,2	110,1
-----------	-----	-------	-------	-------

Zdroj: Výroční zprávy VZP

Náklady v roce 2008 jsou takto odhadovány v rozmezí přibližně 50 tis. Kč pro nekomplikované a komplikované případy a 60 tis. Kč pro případy s komorbiditou. Vážený průměr pak dosahuje částky 52 tis. Kč, což přibližně odpovídá i odhadu založenému na studii OECD (Moise et Jacobzone, 2003), který pro nekomplikované případy uvádí odhad nákladů na případ odpovídající přibližně 15 % HDP na osobu – to je v případě ČR cca 51 tis. Kč.

Odhad ztráty produktivity je opět pouze přibližný a to s ohledem na omezenou dostupnost dat. Tento odhad může být založen na statistických údajích o pracovní neschopnosti (ÚZIS). Pro rok 2006 bylo v průměru 41 případů práce neschopných z důvodů AMI na 100 tisíc osob pojištěných pro případ pracovní neschopnosti¹² s průměrnou délkou pracovní neschopnosti 161 kalendářních dnů (v roce 2007 pak 160,4 dne). S ohledem na to, že v roce 2006 byl průměrný počet hospitalizovaných pacientů s AMI na 100 tisíc obyvatel 216, indikuje to (odhlédneme-li od možných opakovaných případů AMI nebo opakovaných pracovních neschopností), že méně než 20% pacientů léčených AMI bylo v době léčby v produktivním věku (ostatně průměrný věk pacientů léčených pro AMI je v ČR 68 let).

Pokud uvažujeme se ztrátou produktivity na zaměstnance odpovídající délce pracovní neschopnosti při AIM 161 dní, avšak pouze ve 20 % případů, pak na jeden případ AIM připadá ztráta produktivity přibližně ve výši 63 tis. Kč.

V případě ocenění ztráty užítu v důsledku infarktu myokardu, nebyla v provedené rešerši nalezena studie, která by se specificky zabývala diskomfortem spojeným s aspektem nemoci (naopak existuje množství studií zabývajících se oceněním rizika úmrtí při AIM). Pokoušíme se proto odvodit zástupnou hodnotu následujícím způsobem. Vycházíme zde z patrně jediné dostupné zahraniční studie na ochotu platit za zdravotní služby při akutním infarktu myokardu (Yasunga et al. 2006). V souladu s ekonomickou teorií přitom předpokládáme, že tato hodnota ochoty platit představuje pro respondenta jak ochotu platit za zdravotní péči tak u související spotřebitelský přebytek. Protože je tato částka součástí celkové užité hodnoty, předpokládáme, že část přesahující skutečné náklady na zdravotní péči může představovat spodní odhad WTP za zamezení AMI. Yasunga et al. odhadli ochotu platit za zdravotní péči při akutním infarktu myokardu na 8 928 USD (jednorázová platba). Po převedení na českou měnu paritou kupní síly a odečtení odhadnutých nákladů léčení se tak dostáváme k částce 52 500 Kč.

Předčasné úmrtí

Pro ocenění předčasného úmrtí je v zásadě možné požit dvě alternativní metriky. Ztrátu blahobytu v důsledku předčasného úmrtí lze ocenit buď pomocí hodnoty ztraceného roku života (year of life lost – YOLL, resp. value of life year - VOLY), tj. násobením počtu ztracených let (YOLLs) jednotkovou hodnotou roku ztraceného života (VOLY), nebo pomocí hodnoty statistického života (value of statistical life – V(O)SL), kdy se zpravidla použije jediná hodnota pro každý případ předčasného úmrtí bez ohledu na počet ztracených let života.

Přístup ztracených let života předpokládá v prvním kroku odhad/stanovení počtu ztracených let života v důsledku fatálního infarktu. Ztracené roky života (YOLL), jsou definovány jako rozdíl mezi průměrnou délkou života (LE) a specifickým věkem úmrtí pro danou chorobu¹³. V roce projekt UNITE, bylo odhadnuto, že v případě fatálního infarktu myokardu dochází v průměru ke ztrátě 7 let života (Hunt 2001, Suter 2002), nedávné švýcarská studie tuto dobu odhaduje dokonce na 9,9 let (ARE, 2005) a z údajů o úmrtnosti na ischemické srdeční choroby v ČR lze vypočítat ztrátu 6,9 roku života u mužů a 6,8 u žen (v jiných zemích EU se tato ztráta pohybuje v rozmezí 6,5 a 9 let).

¹² Zatímco nemocensky pojištění jsou ze zákona všichni zaměstnanci, účast osob samostatně výdělečně činných je dobrovolná (a poměrně nízká).

¹³ S ohledem na dostupnost dat zde uvažujeme nadřazenou kategorii nemocí - ischemické choroby srdeční.

V rámci výzkumného projektu NEEDS bylo v 8 evropských zemích (včetně ČR) provedeno dotazníkové šetření s cílem odvodit hodnotu roku statistického života (Desaigues et al., 2007). Mediánová hodnota VOLY odvozená ze scénáře prodloužení dožití o 6 měsíců byla pro ČR odhadnuta ve výši 11 439 EUR (přepočteno paritou kupní síly), pro sloučená data za ČR, Polsko a Maďarsko pak mediánová hodnota VOLY dosahovala 7 955 EUR ve scénáři 6ti měsíčního prodloužení života. Při rozhodování o použití některé z těchto hodnot je potřeba brát v potaz odlišný kontext případu předčasného úmrtí u AMI – zatímco v dotazníkovém šetření byli respondenti dotazováni na ochotu platit za prodloužení délky života o 3 resp. 6 měsíců, u AMI se jedná o zkrácení délky dožití o bezmála 7 let neboli opačný scénář a řádový rozdíl oceňované změny délky života. Jak přitom ukazují výsledky projektu NEEDS hodnoty VOLY odhadnuté pro scénáře se 3-měsíčním a 6-měsíčním prodloužením délky života se navzájem liší zhruba v poměru 1:0,8, což by odpovídal teoretickému předpokladu klesajícího mezního užítku, avšak ani tento poznatek neumožňuje predikovat potenciální pokles mezní hodnoty VOLY při použití pro ztrátu 7 let života. Proto se budeme držet konzervativnějšího odhadu za trojici středoevropských zemí, jenž v přepočtu na českou měnu dosahuje částky 142 tis. Kč za VOLY.

Kvantifikace

S ohledem na předpokládaný práh zvýšeného rizika AMI – expozice dennímu hluku nad 60 dB(A), jsou dopady kvantifikovány až pro expozici přesahující tuto hranici. Modelový výpočet pro populaci aglomerace Prahy na datech o počtu osob vystavených dopravnímu hluku ze silnic hodnocených v rámci strategického hlukového mapování (Akustika Praha 2007)¹⁴ ukazuje, že v důsledku expozice tomuto hluku dochází přibližně k 81 případům akutního infarktu myokardu ročně, což vyjádřeno peněžně představuje snížení blahobytu o zhruba 31,5 mil. Kč. Následující tabulka shrnuje celkové náklady skládající se z přímých nákladů léčení, ztráty produktivity, diskomfortu spojeného s infarktem (WTP) a snížení blahobytu z důvodu předčasného úmrtí (VOLY).

Tabulka 20: celkové náklady kardiovaskulárních onemocnění vyvolané silničním hlukem v aglomeraci Praha (v mil. Kč)

hluk (Ld)	případy	přímé náklady	ztráta produktivity	diskomfort	předčasná úmrtí	celkem
60-64	17.99	0.94	1.13	0.94	3.98	6.99
65-69	26.64	1.39	1.68	1.40	5.89	10.35
70-74	27.32	1.42	1.72	1.43	6.04	10.61
>75	9.49	0.49	0.60	0.50	2.10	3.69

Vysvětlivky: Ld – hodnota hlukového indikátoru pro den v dB(A)

Obtěžování hlukem

Obtěžování hlukem (rozmrzelost) je považováno za psycho-sociální příznak spíše než za klinickou diagnózu a je vymezen jako „pocit nelibosti spojený s působením činitele nebo podmínek, o kterých jedinec nebo skupina ví nebo se domnívá, že na ně negativně působí“ nebo „pocit nelibosti, nespokojenosti, nepohodlí nebo útlaku, který se vyskytuje při kolizi hluku s přemýšlením, cítěním nebo denními aktivitami“ (cit. in WHO 2000).

¹⁴ V tomto ukázkovém příkladu se dopouštíme jistého zjednodušení, neboť s ohledem na velmi podobné četnosti expozice mezi celodenním (L_{dn}) a nočním (L_n) hlukem (zvýšeným o deset decibelů shodně s výpočtovým algoritmem pro výpočet indikátoru L_{dn}), předpokládáme praktickou shodnost indikátorů L_{dn} a L_d, kde L_d je expozičním parametrem pro výpočet dopadů v podobě případů akutního infarktu myokardu.

S ohledem na ne-klinickou povahu tohoto dopadu připadají při jeho ocenění v úvahu především obranné (adverzní) výdaje a hodnota snížení pohody v důsledku expozice hluku. Oba tyto přístupy k ocenění obtěžování hlukem z dopravy byly zahrnuty v dotazníkovém šetření realizovaném v rámci tohoto projektu a jsou (spolu s podrobnou diskusí dosažených výsledků) blíže pojednány v následující kapitole. Pro účely kvantifikace dopadů hluku podle funkčního vztahu expozice a odezvy se třemi úrovněmi obtěžování sledujeme shodný převod jako navrhl Navrud et al. (2006) a totiž sloučíme nejvyšší dvě kategorie obtěžování (v tomto případě máme navíc usnadněnou situaci tím, že mezi hodnotami ochoty akceptovat kompenzaci u těchto úrovní obtěžování nebyl shledán signifikantní rozdíl). Pro ocenění obtěžování hlukem tak používáme následující hodnoty – lehké obtěžování 900 Kč za rok, (střední) obtěžování 1800 Kč za rok a silné obtěžování 3000 Kč za rok.

Modelový výpočet pro populaci aglomerace Prahy vystavenou působení silničního a železničního hluku na datech ze strategického hlukového mapování ukazuje, že ztráta blahobytu z důvodu obtěžování hlukem představuje nákladově nejvýznamnější kategorii dopadů, vzhledem k zasažení podstatné části populace, navíc je přitom výpočet neúplný, neboť v hlukovém mapování nejsou uváděny počty osob zasažených hlukem L_{dvn} pod 50 dB(A), ačkoli pro obtěžování hlukem jsou spodní hranice 32, 37 a 42 dB L_{dvn} pro lehké, střední a těžké obtěžování a odvozené vztahy jsou považovány za spolehlivé v pásmu 45 – 75 dB(A) (Miedema a Oudshoorn, 2001).

Tabulka 21: ztráta blahobytu v důsledku obtěžování hlukem ze silniční dopravy v pražské aglomeraci (v mil. Kč)

L_{dvn}	exp. populace	%LA	%A	%HA	silné obtěžování	stř. obtěžování	lehké obtěžování
50 - 54	8%	30	13	5	4.0	15.0	48.9
55 - 59	38%	41	21	8	33.0	108.8	295.1
60 - 64	27%	53	29	12	37.8	103.7	238.5
65 - 69	12%	64	40	19	25.6	55.0	107.8
70 - 74	6%	75	52	29	18.2	29.0	47.4
>75	1%	85	67	43	5.1	5.8	7.3
<i>Celkem</i>	<i>92%</i>				<i>123.8</i>	<i>317.3</i>	<i>745.0</i>

Vysvětlivky: L_{dvn} - hodnota hlukového indikátoru den-večer-noc, %HA – procento obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem, %A – procento obyvatel obtěžovaných hlukem, %LA – procento obyvatel lehce obtěžovaných hlukem.

Ztráta blahobytu v důsledku obtěžování silničním hlukem dosahuje úrovně 1 186 mil. Kč, přitom téměř dvě třetiny této částky (745 mil.) připadají na lehké obtěžování.

Tabulka 22: ztráta blahobytu v důsledku obtěžování hlukem ze železniční dopravy v pražské aglomeraci (v mil. Kč)

L_{dvn}	exp. populace	%LA	%A	%HA	silné obtěžování	stř. obtěžování	lehké obtěžování
50 - 54	5.2%	20	7	2	3.15	6.04	7.74
55 - 59	4.1%	30	12	3	4.92	7.76	8.20
60 - 64	3.6%	40	18	6	8.04	9.82	8.70
65 - 69	4.0%	52	27	11	15.84	14.77	10.95
70 - 74	1.0%	64	39	18	6.48	4.64	2.82
<i>Celkem</i>	<i>18%</i>				<i>38.4</i>	<i>43.0</i>	<i>38.4</i>

V případě železničního hluku je vyčíslená ztráta blahobytu 120 mil. Kč, tedy zhruba řádově nižší oproti silničnímu hluku a přibližně rovnoměrně se na ní podílí všechny tři úrovně obtěžování.

Rušení ve spánku

Složitost ocenění rušení ve spánku zdůrazňuje Hunt (2001), který konstatuje, že náklady na léky proti nespavosti mohou substituovat náklady, které by jinak plynuly ze ztráty produktivity. Hunt pro odhad přímých nákladů vychází z francouzské studie o nespavost (Léger et al. 1999) a jako spodní hranici odhadu bez zohlednění nepřímých nákladů. Nicméně sami autoři uvádí, že náklady na léky jsou relativně malé v porovnání s ostatními náklady. Patrně vhodnější alternativou je tedy používat odhady nepřímých nákladů. Knoblach et Müller-Wenk (2005) považují nespavost vyvolanou hlukem za synonymum pojmu rušení hlukem ve spánku.

Godet-Cayré et al. (2006) odhaduje pracovní absence spojené s nespavost ve Francii, včetně rozdělení nákladů mezi systém zdravotního pojištění, zaměstnavatele a zaměstnance. Průměrný počet případů pracovní absence byl 1 na zaměstnance za rok u insomnických zaměstnanců a 0,8 na jednoho zaměstnance ročně u ostatních zaměstnanců. Zatímco celková absence na zaměstnance za rok byla u dobře spících zaměstnanců jen 2,4 dny (CI \pm 0,5) u insomnických zaměstnanců to bylo 5,8 dnů (CI \pm 1,1), což dává ztrátu 3,4 dny.

Průměrné dodatečné náklady spojené s pracovní absencí z důvodu nespavostí byly odhadnuty na 1 472 EUR na jednoho zaměstnance a rok. Nicméně autoři podotýkají, že tyto výsledky nejsou přímo přenositelné a za vhodnější navrhuje použití 2% podílu na HDP na zaměstnance (ve studii EUR 76 024), jako náklady absence z důvodu nespavosti. V podmínkách ČR přitom 2% podíl na HDP na zaměstnance představuje přibližně 14 tisíc Kč, zatímco při použití 3,4 dnů absence se dostaneme ztrátu produktivity ve výši zhruba 12 tis. Kč.

Dlužno doplnit, že k poměrně odlišnému odhadu absence dospěla americká studie (Ozminkowski et al. 2007), když uvádí, že ztráta produktivity v důsledku nespavosti odpovídá v průměru ztrátě 1,3 pracovního dne. Tento odhad by v přepočtu na české podmínky odpovídal zhruba 4 300 Kč, nicméně podobnost charakteristik pracovního trhu spíše hovoří pro přenos hodnot z francouzské studie.

Další problém představuje propojení odhadů nepřímých nákladů s funkcemi expozice-odezva ze studie Miedema et Vos (2007), které jsou rozlišeny pro 3 úrovně rušení ve spánku (lehké, střední a vysoké rušení). Studie odhadující náklady nespavosti takové rozlišení neumožňují. Za této situace lze učinit pouze expertní úsudek, že snížení produktivity je pravděpodobně spojeno spíše s vysokou mírou rušení ve spánku, což ve skutečnosti s ohledem na relativně vysoký podíl zasaženého obyvatelstva bude pravděpodobně spíše spodní hranice odhadu.

I přes rozsáhlou rešerši jsme byli nuceni konstatovat, že v současnosti neexistuje studie, která by se specificky zabývala oceněním nepohodlí spojeného s rušením ve spánku. Na druhou stranu v novějších studiích věnovaných ochotě platit za vyhnutí se obtěžování hlukem (Bjørner et al. 2003, Navrud et al., 2006) jsou otázky na ochotu platit za zbavení se obtěžování hlukem z dopravy formulovány bez ohledu na to, zda se jedná o den nebo noc. Je tedy pravděpodobné, že respondenti do své ochoty platit zahrnují i nepohodlí v podobě rušení spánku pokud jsou dopravním hlukem obtěžováni v noci. Relevanci této hypotézy potvrzují i některá zjištění z dotazníkového šetření blíže popsána v následující kapitole.

Modelový výpočet pro populaci aglomerace Prahy na datech o počtu osob vystavených dopravnímu hluku z komunikací hodnocených v rámci strategického hlukového mapování (Akustika Praha 2007) ukazuje, že v důsledku expozice tomuto hluku při předpokládaném vztahu mezi silným rušením ve spánku a zvýšenou pracovní neschopností, vyvolaná ztráta produktivity (odhadovaná jako 3,4 denní pracovní absence, viz výše) dosahuje u silničního hluku přibližně 330 mil. Kč a u železničního hluku 42,5 mil. Kč ročně. Přes 60 % ztráty produktivity působené silničním hlukem přitom představuje rušení ve spánku hlukem Ln 45-54 dB(A), neboť této hladině nočního hluku z dopravy jsou dle strategického hlukového mapování vystaveny takřka 2/3 obyvatel pražské aglomerace.

Tabulka 23: ztráta produktivity v důsledku silného rušení ve spánku vyvolaného silničním hlukem v aglomeraci Praha (v mil. Kč)

L_n	% exp. populace	% silného rušení spánku	ztráta produktivity
45-49	38.2	3.88	98.6
50-54	27.5	5.89	107.7
55-59	12.0	8.65	68.9
60-64	5.6	12.13	45.4
<65	1.1	16.35	11.8
<i>Celkem</i>	<i>92</i>		<i>332.4</i>

Vysvětlivky: L_n – hodnota hlukového indikátoru pro noc v dB(A)

Tabulka 24: ztráta produktivity v důsledku silného rušení ve spánku vyvolaného železničním hlukem v pražské aglomeraci (v mil. Kč)

L_n	% exp. populace	% silného rušení spánku	ztráta produktivity
40-44	5.4	1.6	5.7
45-49	4.6	2.2	6.8
50-54	3.7	3.2	7.9
55-59	4.3	4.6	13.1
60-64	2.1	6.3	9.0
<i>Celkem</i>	<i>18</i>		<i>42.4</i>

Shrnutí

Provedená kvantifikace dopadů hluku ze silniční a železniční dopravy na populaci aglomerace Prahy ukazuje, že v důsledkem působení hluku dochází ke snížení blahobytu ve výši zhruba 1,7 mld. Kč ročně. Bezmála 70 % této částky přitom připadá na obtěžování silničním hlukem, na rušení ve spánku působením silničním hlukem pak připadá necelých 20 % částky. Dopady z expozice železničnímu hluku představují méně než 10 % celkové ztráty blahobytu.

Tabulka 25: Shrnutí dopadů expozice hluku ze silniční a železniční dopravy v pražské aglomeraci (v mil. Kč)

Rozpětí (dB)	silniční hluk			železniční hluk	
	akutní infarkt	silné rušení ve spánku	obtěžování	silné rušení ve spánku	obtěžování
40 – 44				5.7	
45 – 49		98.6		6.8	
50 – 54		107.7	67.8	7.9	16.9
55 - 59		68.9	436.9	13.1	20.9
60 - 64	7.0	45.4	379.9	9.0	26.6
65 - 69	10.4	11.8	188.5		41.6
70 - 74	10.6		94.6		13.9

>75	3.7		18.3		
-----	-----	--	------	--	--

Hédonický cenový diferenciál hluku z dopravy

Nad rámec původního návrhu projektu, bylo díky možnosti využít podrobné prostorové charakteristiky z obsáhlých databází a vrstev geografického informačního systému (GIS) poskytnutých pro účely řešení projektu Útvare rozvoje města Magistrátu hlavního města Praha a datové sady realitního katalogu reality.cz pro konstrukci hédonického modelu k odvození implicitní ceny hluku v Praze.

Hédonický model pro odhad hodnoty hluku je založen na regresní analýze trhu s realitami. To je zároveň i největší přednost modelu oproti přístupu vyjádřených preferencí, neboť vychází z pozorování reálného trhu. Východiskem tohoto přístupu je předpoklad, že transakce realizované na tomto trhu odrážejí preference kupujících pro různé atributy poptávaných nemovitostí. Při znalosti kupních cen nemovitostí, jejich charakteristik a charakteristik okolí – dostupnosti a dalších atributů okolního prostředí – je možné odvodit mezní cenu jednotlivých atributů, a tedy i hluku.

Tato aktivita byla zpracována jednak ve dvou diplomových pracích na katedře Ekonomiky životního prostředí Vysoké školy ekonomické (anotace obou prací jsou přiloženy v příloze zprávy) a dále byl zpracován odborný článek, který je odeslán do recenzní o řízení impaktovaného časopisu Transport Policy a v případě přijetí bude přílohou zprávy o řešení projektu v příštím roce

Literatura

- Akustika Praha (2007) Strategická hluková mapa aglomerace Praha, pro Ministerstvo zdravotnictví ČR zpracovala Akustika Praha s.r.o.
- Babisch W. (2008). Road traffic noise and cardiovascular risk. *Noise Health* 10:27-33.
- Babisch W. (2006) Transportation Noise and Cardiovascular Risk. Review and Synthesis of Epidemiological Studies, WaBoLu-Hefte 01/06, Dessau: Umweltbundesamt.
- Desaigues, B., Ami, D., Hutchison, M., Rabl, A., Chilton, S., Metcalf, H., Hunt, A., Ortiz, R., Navrud, S., Kaderjak, P., Szántó, R., Nielsen, J.S., Jeanrenaud, C., Pellegrini, S., Braun-Kohlová, M., Scasny, M., Máca, V., Urban, J., Stoeckel, M.E., Bartczak, A., Markiewicz, O., Riera, P., Farreras, V. (2007) Final Report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution, Deliverable D6.7, projekt 6. RP NEEDS, dostupné na http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS_RS1b_D6.7.pdf.
- ETC-LUSI (2009) Population exposure to noise from different sources in Europe, Noise Observation and Information Service for Europe, European Topic Centre on Land Use and Spatial Information, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Knoblauch A., Müller-Wenk R. (2005) Insomnia and noise-related sleep disturbance, in: Quantifying burden of disease from environmental noise: Second technical meeting report, WHO Regional Office Europe, Kodaň.
- Miedema H.M.E., Oudshoorn C.G.M. (2001) Annoyance from Transportation Noise: Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 109, No. 4, s. 409-416.
- Miedema H.M.E., Vos H. (2007). Associations between self-reported sleep disturbance and environmental noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies. *Behav Sleep Med* 5:1-20.
- Moise P., Jacobzone S. (2003) OECD Study of Cross-National Differences in the Treatment, Costs and Outcomes of Ischaemic Heart Disease, OECD Health Working Papers, No. 3, OECD Publishing.
- Navrud S., Trædal Y., Hunt A., Longo A., Gressmann A., Leon C., Espino R., Markovits-Somogyi, Meszaros F. (2006) Economic values for key impacts valued in the Stated Preference surveys,

- Deliverable four, HEATCO – Developing Harmonized European Approaches for Transport Costing and Project Assessment, available at <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de>.
- OECD Health Data 2009, Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj, Paříž.
- ÚZIS (2008) Hospitalizovaní v nemocnicích ČR 2007, Ústav zdravotnických informací a statistiky, Praha.
- ÚZIS (2009) Činnost zdravotnických zařízení 2008, Ústav zdravotnických informací a statistiky, Praha.
- ÚZIS (2008) Ukončené případy pracovní neschopnosti pro nemoc a úraz 2007, Ústav zdravotnických informací a statistiky, Praha.
- van Hout D., Polinder H., Jansen S., Graham J., Salomons E., Máca V., Kuusisto J. (2009) Noise Case Report Phase 1, projekt 6. rámcového programu „Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment“ (HEIMTSA).
- van Kempen E.E.M.M., Staatsen B.A.M, van Kamp I. (2005) Selection and evaluation of exposure-effects-relationships for health impact assessment in the field of noise and health, report 630400001/2005, Bilthoven: RIVM
- WHO 2000. Guidelines for community noise. (Edited by: Berglund B, Lindvall T, Schwela DH, Goh KT). Geneva: World Health Organisation, Guideline Document.
- Yasunga H., Ide H., Imamura T., Ohe K. (2006) Willingness to pay for health care services in common cold, retina detachment, and myocardial infarction: an internet survey in Japan, BMC Health Services Research, Vol. 6, No. 12.

Dotazníkové šetření na ocenění obtěžování hlukem

Teoretická východiska šetření

Naše šetření navazuje na tradici výzkumu zaměřeného na netržní oceňování obtěžování hlukem z dopravy a realizovaného zejména v západní Evropě (viz Navrud 2000, Bjorner et al 2003, Navrud et al. 2006). Přístup oceňování obtěžování hlukem (annoyance) vychází z expoziční funkce, která umožňuje propojit objektivní hladinu hluku a subjektivní hladinu obtěžování hlukem (Miedma et Oudshoorn, 2001). Původní stupnice byla zjednodušena do podoby 5-bodové škály, na níž respondenti označují vnímanou úroveň obtěžování hlukem (viz Navrud, 2000, Bjorner et al., 2003, Navrud et al., 2006). Následně je metodou podmíněného hodnocení oceňována změna hlukové hladiny z aktuální úrovně na jinou úroveň. V dosavadních výzkumech se využíval formát ochoty platit (WTP) za snížení hladinu hluku na takovou úroveň, kdy by již respondent nebyl obtěžován (viz Navrud, 2000, Bjorner et al., 2003, Navrud et al., 2006). Ačkoli zmíněné studie odvodily mezní ochotu změny hlukové zátěže, problémem těchto studií, který snižoval jejich věrohodnost, byla vysoká míra tzv. protestních odpovědí. Jako protestní odpovědi bývají označovány v literatuře takové odpovědi respondentů, jimiž dává respondent najevo, že nesouhlasí s nabízeným hypotetickým scénářem, anebo jinými aspekty dotazování. Problematické jsou protestní odpovědi zejména tehdy, jestliže představují významný podíl odpovědí a když není možné odlišit protestní odpovědi od odpovědí validních. Předchozí studie využívající formát ochoty platit zaznamenávaly vysoký podíl protestních odpovědí dosahujících 40% (Navrud 1997), nebo dokonce 62% (Lambert et al., 2001). Takto vysoké počty protestních odpovědí již představují závažný problém.

V rámci pilotního testování našeho výzkumného nástroje jsme na problém protestních odpovědí narazili i my. Velká část respondentů uváděla, že se cítí mít právo na to nebyť obtěžován hlukem. Následně tito respondenti odmítali možnost platby za snížení hlukové hladiny s tím, že náklady na snižování hlukové zátěže mají platit Ti, kteří tuto zátěž způsobují (dopravci, účastníci silničního provozu apod.). Z tohoto důvodu jsme použili v našem výzkumu méně obvyklý formát ochoty akceptovat kompenzaci (WTA). Volba formátu WTA vedla k tomu, že míra protestních odpovědí byla menší než 5%.

Výsledky dosavadních výzkumů ukazují, že vyjádřené hodnoty WTA bývají větší než hodnoty WTP. Existuje pro to řada důvodů, z nichž některé jsou konzistentní s neoklasickou ekonomickou teorií (konvexnost užitkové křivky), jiné jsou naopak považovány za odchylky od předpokladů racionality aktéra (prospektová teorie, prospect theory). Naš přístup tedy umožnil na jedné straně vyhnout se problémům s protestními odpověďmi, ale tento zisk byl na druhé straně vykoupen tím, že byl použit formát CVM scénáře, který je nestandardní a poskytuje obecně vyšší hodnoty změny užítku.

Popis výzkumného nástroje

Výzkumný nástroj, scénář standardizovaného rozhovoru použitelný ve formě CAPI, byl extenzivně testován a upravován ve dvou vlnách polostrukturovaných rozhovorů v říjnu 2008 a v dubnu 2009. Protože nebylo možné vytvořit důvěryhodný a přijímaný platební mechanismus, který by využíval formát ochoty platit, byl ve scénáři použit formát ochoty akceptovat kompenzaci za to, že nedojde ke snížení hlukové hladiny. Tento scénář byl pro respondenty relativně věrohodný a byl dobře přijímán.

Konkrétně hypotetický scénář představoval situaci, kdy by měla být realizována řada opatření (kombinace stavebně technických a dopravních opatření), které by vedly ke snížení hluku v místě bydliště na úroveň, která by respondenta neobtěžovala. Toto snížení hlukové zátěže a následné odstranění obtěžování z důvodu hluku by bylo účinné po dobu následujících 10 let a nebylo by doprovázeno odstraněním dalších negativních jevů souvisejících s železniční nebo silniční dopravou.

Ochota akceptovat kompenzaci je v tomto scénáři rovna finanční částce, která musí být zaplacená respondentovi, aby jeho úroveň užítku zůstala nezměněna po té, kdy odmítne program, který by zvýšil

kvalitu prostředí (odstraněním hluku) ze současné úrovně q_0 na úroveň q_1 , přičemž cenový vektor a další charakteristiky zůstávají nezměněny. Formálně je možné tuto situaci popsat následovně:

$$V(y, p, q_1; Z) = V(y+WTA, p, q_0; Z)$$

Otázky zjišťující ochotu akceptovat kompenzaci tvořili pouze jednu z částí scénáře strukturovaných rozhovorů. Celý scénář byl strukturovaný následovně: první část scénáře (viz příloha) tvořily otázky zaměřené na kvalitu života, zdravotní stav a na vnímání různých negativních faktorů spojených s dopravou (vibrace, znečištění ovzduší, hluk apod.). Dále následovaly již zmíněné otázky zjišťující ochotu akceptovat kompenzaci. Závěrečná část scénáře strukturovaných rozhovorů obsahovala otázky zjišťující socioekonomické a demografické charakteristiky respondentů.

Scénář strukturovaných rozhovorů byl vyhotoven ve dvou verzích, které byly použity zvláště pro oblasti zasažené silničním hlukem a pro oblasti zasažené hlukem ze železniční dopravy. Obě verze dotazníku se od sebe lišily zcela minimálně, a to pouze v nabízených možnostech odpovědí u několika otázek, které byly rozdílné pro kontext silniční a železniční dopravy.

Sběr dat

Hlavní vlna sběru dat proběhla v časovém období 15. června – 4. října 2009. Sběr probíhal ve vybraných lokalitách, v ulicích vybraných na základě hlukové mapy, tzn. v místech se zvýšenou hladinou dopravního hluku ze silniční (ROAD) a železniční dopravy (RAIL). Cílem tohoto výběru bylo získat typologický vzorek, který by obsahoval skupiny respondentů žijících v oblastech zasaženým hlukem ze železniční nebo silniční dopravy na různých úrovních hlukové zátěže (na základě údajů z hlukových map). Výběr respondentů probíhal v následujících oblastech: Praha, Vysoké Mýto, Mníšek pod Brdy a Kopřivnice (silniční hluk) a Praha a Česká Třebová (železniční hluk).

Dotazování probíhalo metodou standardizovaných CAPI rozhovorů v domácnostech respondentů. V průběhu dotazování byli respondentům předkládány pomocné karty. Na zadaných adresách byly vybírány takové domácnosti, jejichž okna směřují do příslušné rušné ulice, resp. směrem k železniční trati. V domácnosti pak byl vybrán pouze jeden ze členů domácnosti starší 18 let, a to za pomoci Kishových tabulek. Sebráno bylo celkem 559 dotazníků, z toho 338 dotazníků v lokalitách se silničním hlukem a 221 dotazníků v lokalitách se železničním hlukem.

Před zahájením samotného dotazování obdrželi respondenti písemně základní informace o výzkumu s příslušným odkazem na webové stránky pro možnost získání podrobnějších informací o tomto projektu. Součástí těchto základních informací byl i kontakt na odpovědné řešitele. Po skončení dotazování dostali respondenti dárek – čokoládu a záložku do knížky nebo CD.

Průměrná doba potřebná k vyplnění jednoho dotazníku s respondentem byla u verze RAIL 28 minut a verze ROAD 22 minut.

Návratnost byla počítána jako poměr počtu uskutečněných dotazníků z adres, které byly tazatelům přiděleny - bez ohledu na to, zda došlo na adrese k nezastižení, odmítnutí či nebylo na dané adrese možné dotazovat (rekreační objekt, komerční objekt, apod.). Poměrně nízká celková návratnost je způsobena několika faktory. V některých lokalitách musely být přiděleny všechny adresy (Mníšek, Vysoké Mýto), které byly k dispozici. V ostatních lokalitách bylo tazatelům přiděleno raději více adres, než bylo nutné. Dalším důvodem, který snižuje celkovou návratnost bylo značné zastoupení dotazníků sbíraných v Praze, kde je tradičně vyšší odmítavost ve srovnání se zbytkem republiky. Ve Vysokém Mýtě, které muselo být posléze „nahrazeno“ Kopřivnicí, byla zaznamenána vysoká odmítavost respondentů. V Kopřivnici pak tazatelům nebyly přidělovány přímo adresy, ale celé ulice. Nízká návratnost v Mníšku pod Brdy byla ovlivněna celkově nízkým počtem adres v této lokalitě, z nichž některé objekty jsou určeny k rekreačním účelům.

Tabulka 26: Návratnost v jednotlivých oblastech

		Přidělené adresy tazatelům	Uskutečněné rozhovory	Návratnost
RAIL	Praha	240	110	0.46
	Česká Třebová	210	111	0.53
ROAD	Praha	510	193	0.38
	Vysoké Mýto	214	40	0.19
	Mníšek pod Brdy	91	28	0.31
	Kopřivnice	6 ulic	77	-
CELKEM*		1265	482	0.38

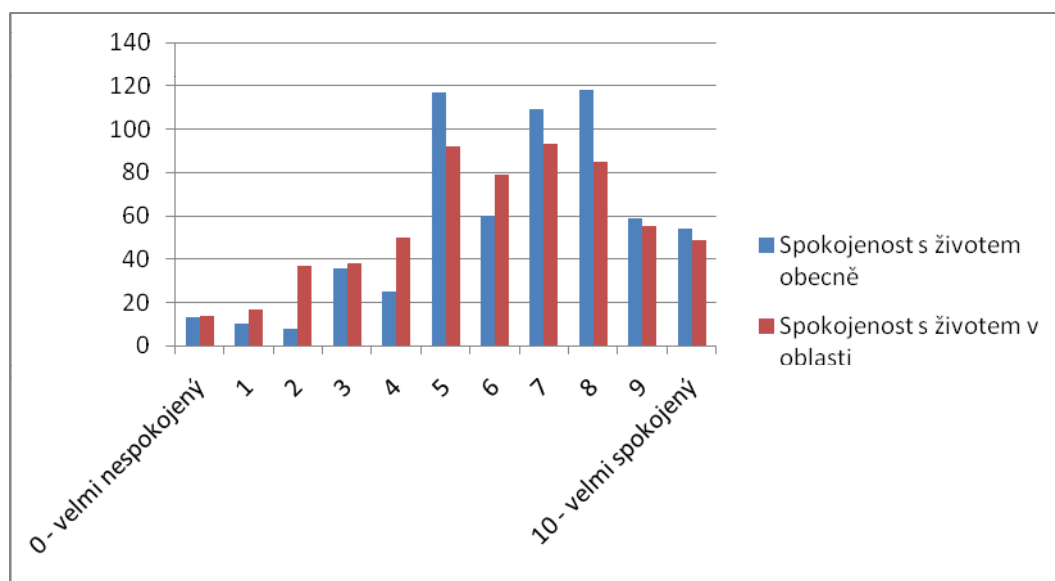
*Poznámka: Kopřivnice není započítána – nebyly přidělovány adresy, ale celé ulice

Přehled hlavních výsledků

Kvalita života

Vnímání kvality života a spokojenosti s životem v oblasti byly měřeny na 11-bodové škále. Výsledky shrnuje v přehledné podobě následující tabulka. Spokojenost s životem v oblasti byla celkově hodnocena o něco hůře (medián bod 7) než celková spokojenost s životem (medián bod 8). Zajímavé je zašpičatění distribuce odpovědí zleva a fakt, že hodnocení respondentů vyznívá v obou případech jako celkově pozitivní (navzdory faktu, že žijí v oblastech z vysokou hlukovou zátěží z dopravy).

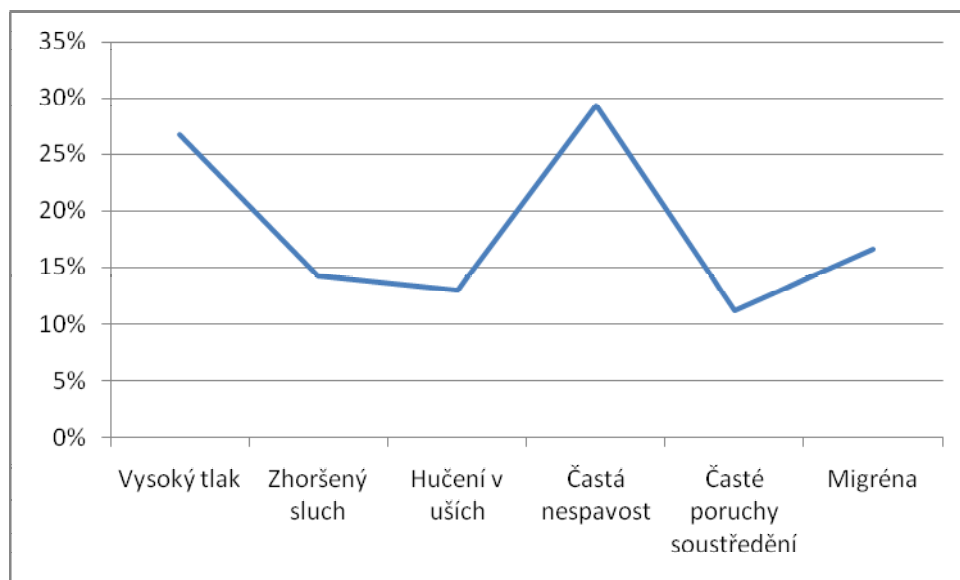
Obrazek 19: Spokojenost s životem obecně a s životem v místě bydliště (absolutní četnost)



Relativně pozitivně vyznělo i subjektivní hodnocení vlastního zdravotního stavu respondenty: pouze 15% respondentů označilo svůj stav za špatný, nebo velmi špatný, 57% ho označilo za spíše dobrý.

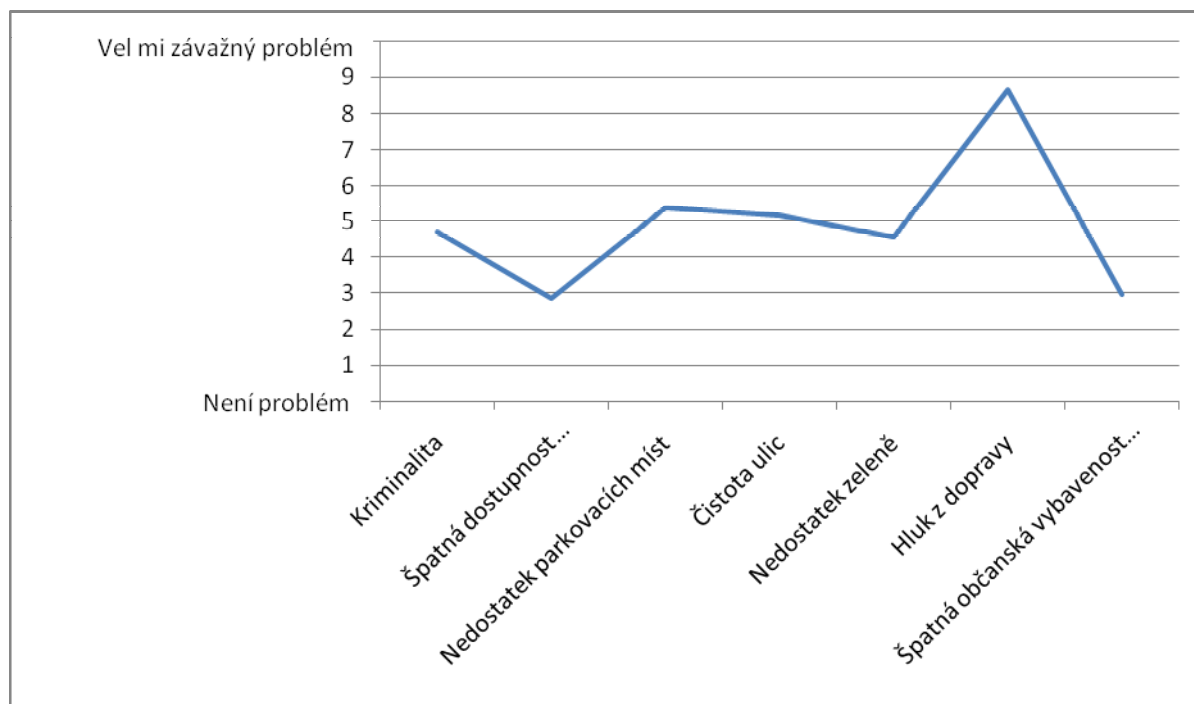
Obrázek 20 shrnuje přehlednou formou subjektivní výskyt různých zdravotních obtíží. Jak je z tohoto grafu patrné, nejčastějšími obtížemi, které respondenti indikovali, je častá nespavost a vysoký krevní tlak.

Obrázek 20: Zdravotní obtíže během posledních 12 měsíců (relativní četnost)



Obrázek 21 shrnuje vnímání závažnosti určitých problémů v místě bydliště. Poměrně vysoko skóruje hluk z dopravy, což není překvapivé vzhledem k tomu, že náš typologický vzorek byl vybírán v oblastech s vysokou hlukovou zátěží. Ostatní problémy skórují na škále závažnosti problémů významně níže a přibližně stejně.

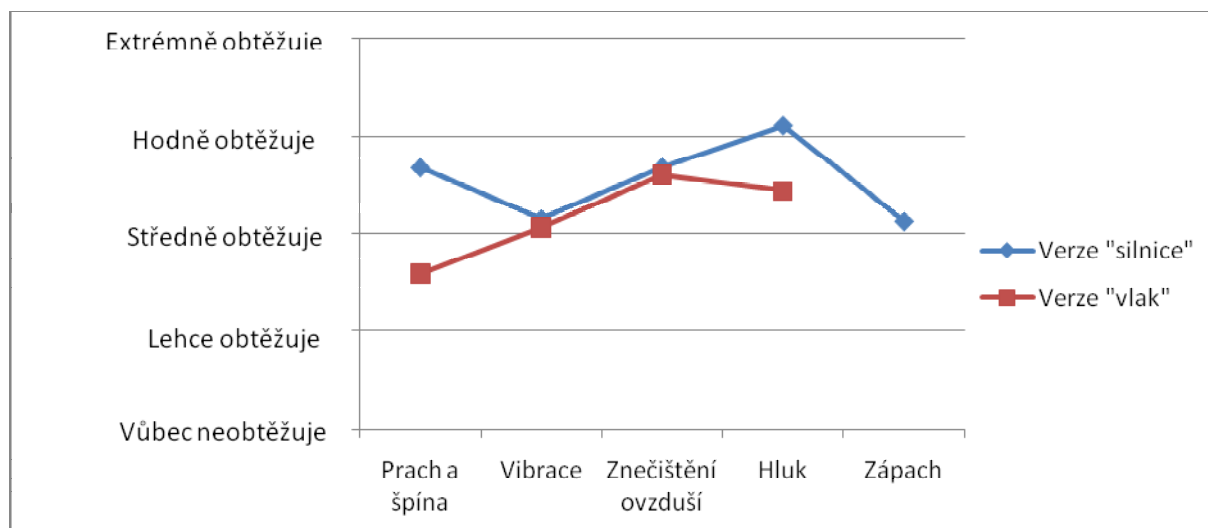
Obrázek 21: Vnímané problémy během posledních 12 měsíců (průměrné skóre)



Vnímání negativních dopadů dopravy a averzní chování

Vnímání různých negativních dopadů spojených se silniční a železniční dopravou shrnuje v přehledné podobě Obrázek 22. Z tohoto grafu je patrné, že rozdíly v hodnocení vibrací a znečištění ovzduší jsou podobné pro železniční i silniční dopravu. Naopak obtěžování v důsledku prachu a špíny a hodnocení hluku jsou u oblastí vystavených silniční dopravě hodnoceny jako relativně závažnější.

Obrázek 22: Obtěžování negativními vlivy dopravy (průměrné skóre)



Jako dopady vyšší hladiny hluku z dopravy uváděli respondenti nejčastěji omezení možnosti větrání (66%), rušení při poslechu hudby a sledování TV (59%), rušení ve spánku (52%) a rušení při hovoru (44%).

Kromě železniční a silniční dopravy, uváděli respondenti i jiné zdroje hluku, jako provozovny služeb v okolí (18%), jiné druhy dopravy (13%), hlučné sousedy (8%), dílny a jiné provozovny (6%) a výtah v domě (1%).

Velmi zajímavé jsou údaje o provedených averzních opatřeních a průměrných výdajích na tato opatření snižující úroveň hluku, jíž jsou domácnosti vystaveny. Tyto údaje shrnuje přehledně Tabulka 27. Z této tabulky je patrné, že jen velmi malá část domácnosti investovala do averzních výdajů. Nicméně průměrná výše investovaných prostředků dosahovala 500 000 Kč. Bereme-li do úvahy fakt, že převážná většina domácností do averzních výdajů nic neinvestovala, potom dosahují průměrné investice do averzních výdajů přibližně 22 tis. Kč.

Tabulka 27: Podíl averzních opatření a průměrné výdaje na averzní opatření

	Podíl instalací	Podíl platících (ze všech respondentů)	Průměrná platba (platící) [Kč]	Průměrná platba (všichni) [Kč]
Výměna oken za protihluková	32%	13%	102987	13190
Odhlučnění/zateplení fasády	10%	3%	208947	6519
Změna užívání bytu (přesunutí ložnice apod.)	8%	3%	54938	1443

Jiná opatření 1 15	6%	1%	94500	1086
Jiná opatření 2	0%	0%	30000	49
Celkem			491372	22288

Peněžní hodnoty ochoty platit za změnu hladiny hluku

Doposud byly v rámci našeho výzkumu provedeny dva typy analýzy ochoty akceptovat (podrobné výsledky těchto analýz viz Maca et al., 2009 a Máca et al., 2010).

V první případě byla analyzována dichotomická informace o tom, jestli respondent akceptuje jako kompenzaci náhodně vygenerovanou částku.

Předpokládáme-li, že respondenti hodnotí změny hlukové zátěže rozdílně, potom pravděpodobnost, že respondent vystavený hlukové zátěži n akceptuje nabízenou částku A je dána:

$$\text{Prob}(WTA \geq A) = FWT(A, n)$$

Kde $FWT(A, n)$ je kumulativní distribuční funkce distribuce WTA pro danou úroveň hluku n . Předpokládáme nezávislou, stejně rozdělenou (iid) distribuci náhodné chyby, můžeme vyjádřit pravděpodobnost přijetí daného bidu následovně:

$$\text{logit}(\text{Prob}(WTA \geq A)) = \alpha + \beta_1 A + \beta_2 n$$

Výsledky odhadu tohoto logistického modelu uvádí **Tabulka 28** níže.

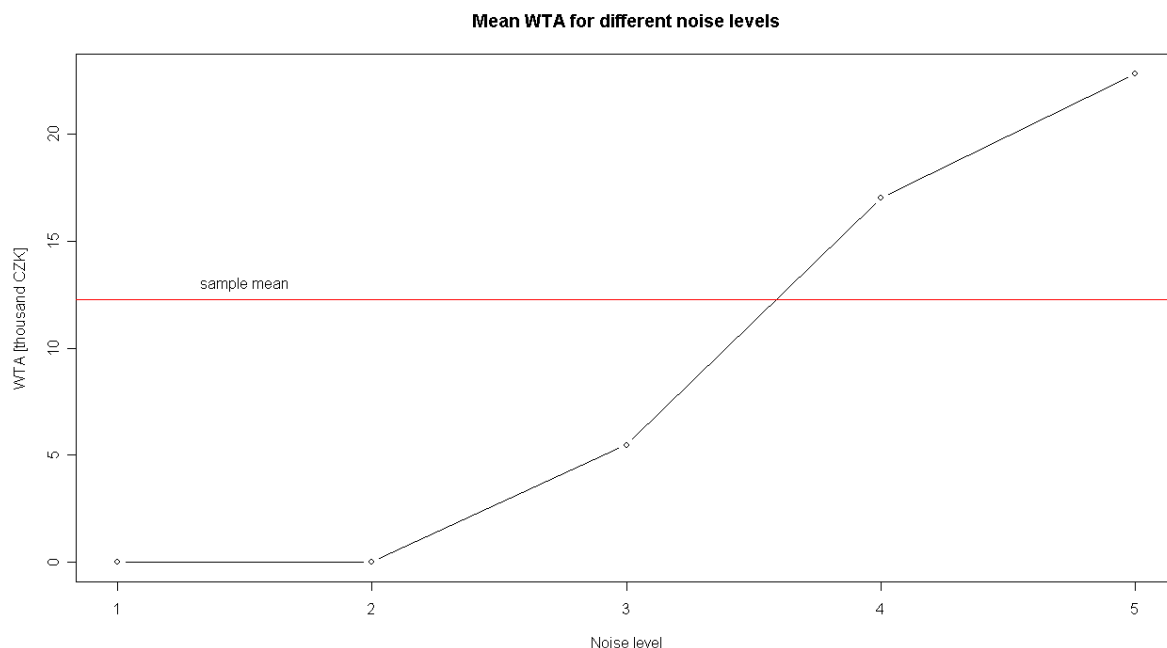
Tabulka 28: Model WTA (logit)

	B	S.E.	Sig.
bid	0.052	0.019	0.006
noise3	-0.926	0.355	0.009
noise4	-1.533	0.331	0
noise5	-1.836	0.324	0
Konstanta	0.639	0.374	0.087
Nagelkerke R2 = .132			
Log likelihood = -312,5			

Střední hodnota WTA pro různé úrovně hluku může být následně odvozena tak, že vydělíme zápornou hodnotu velké konstanty koeficientem bidu. Takto vypočítané střední hodnoty WTA se pohybovala od 5 500 Kč za domácnost a rok za redukci z nejnižší hladiny hluku až po částku 22 800 za snížení hluku pro respondenty, kteří jsou v současnosti vystaveni nejvyšším hladinám hlukové zátěže. Přehledně zobrazuje odvozené střední hodnoty WTA Obrázek 23.

¹⁵ Jiná opatření zahrnovala jiné typy úprav domu jako např. výměnu oken za jiná než protihluková, výměnu dveří, úpravy izolací domu, svépomocnou stavbu protihlukových bariér apod.

Obrázek 23: střední hodnota WTA pro různé úrovně hluku (parametrický odhad - logit model)



Druhý typ analýzy hodnota WTA byl založen na využití parametrického modelu pro intervalová data WTA. Interval WTA je získán během iterativního dotazování, kdy první bid je náhodně generován a následující bid nebo bidy, které mají zpřesnit informaci o minimální WTA pro daného respondenta, jsou generovány automaticky v závislosti na tom, jestli respondent souhlasil s předchozí nabízenou kompenzací. Má-li WTA kumulativní distribuční funkci F s parametry λ , je možné vyjádřit pravděpodobnost toho, že minimální WTA respondenta padne do intervalu ohraničeném WTA_{Li} a WTA_{Hi} takto:

$$\Pr\{W_i \in (WTA_{Li}, WTA_{Hi})\} = F(WTA_{Hi}; \lambda) - F(WTA_{Li}; \lambda)$$

Předpokládáme-li, že WTA je možné aproximovat weibullovou funkcí s parametry σ (scale) a θ (shape), je možno odhadnout parametricky střední hodnotu WTA:

$$mean(WTA) = \sigma \Gamma\left(\frac{1}{\theta + 1}\right)$$

a medián WTA:

$$median(WTA) = \sigma (-\ln(0,5))^{\frac{1}{\theta}}$$

Parametrické odhady středních hodnot WTA za domácnost a rok pro jednotlivé úrovně hluku byly následující (N1 je nejnižší a N5 je nejvyšší hladina hluku):

- (N1) 9 000 Kč
- (N2) 9 000 Kč
- (N3) 18 000 Kč
- (N4) 30 000 Kč
- (N5) 30 000 Kč

Tyto hodnoty můžeme srovnat s hodnotami odvozenými v relevantních zahraničních studiích (viz Tabulka 29). Jak je patrné z této tabulky, hodnoty WTA odvozené v této studii spadají do intervalu hodnot odvozených v zahraničních studiích, a to navzdory faktu, že naše studie využívala elicitační formát ochoty akceptovat, zatímco ostatní studie využívají formát ochoty platit.

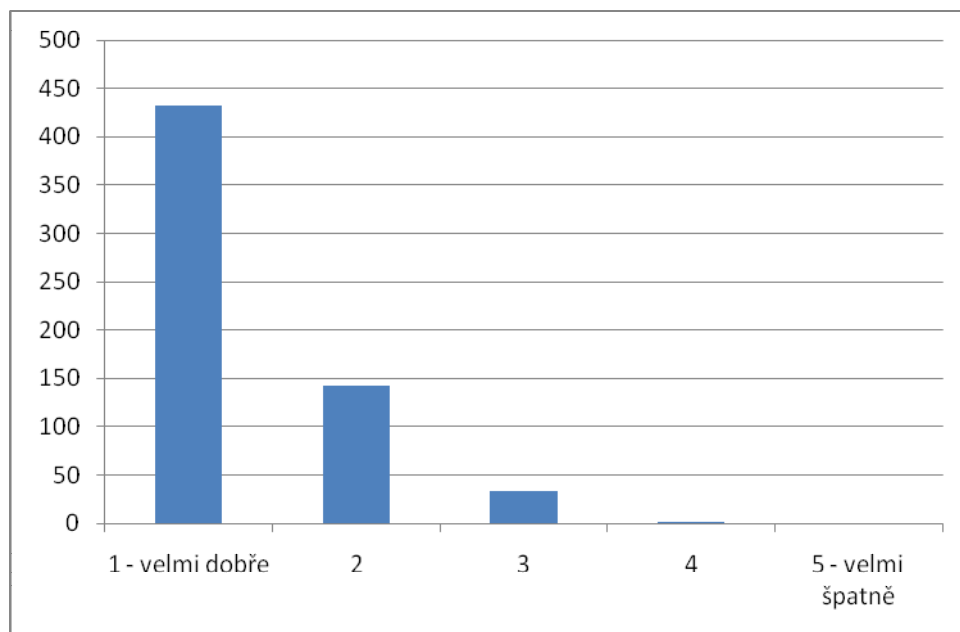
Tabulka 29: Porovnání středních hodnot WTA

Země	Studie	Formát otázky	Úroveň obtěžování hlukem [€ 2006]				
			Vůbec neobtěžuje	Obtěžuje lehce	Obtěžuje středně	Obtěžuje velmi	Obtěžuje extrémně
Francie	Lambert et al. (2001)	WTP	49	63	81	105	135
Dánsko	Bjørner et al. (2003)	WTP	45	85	198	257	361
Velká Británie		WTP	8	32	53	65	173
Norsko		WTP	12	93	316	214	143
Maďarsko		WTP	3	7	15	37	33
Německo		WTP	1	5	12	20	28
Španělsko		WTP	20	92	80	28	52
Švédsko		WTP	22	53	120	158	272
HEATCO (spojená data)		Navrud et al. (2006)	WTP	8	37	85	84
Česká republika	tato studie	WTA	51	51	102	170	170

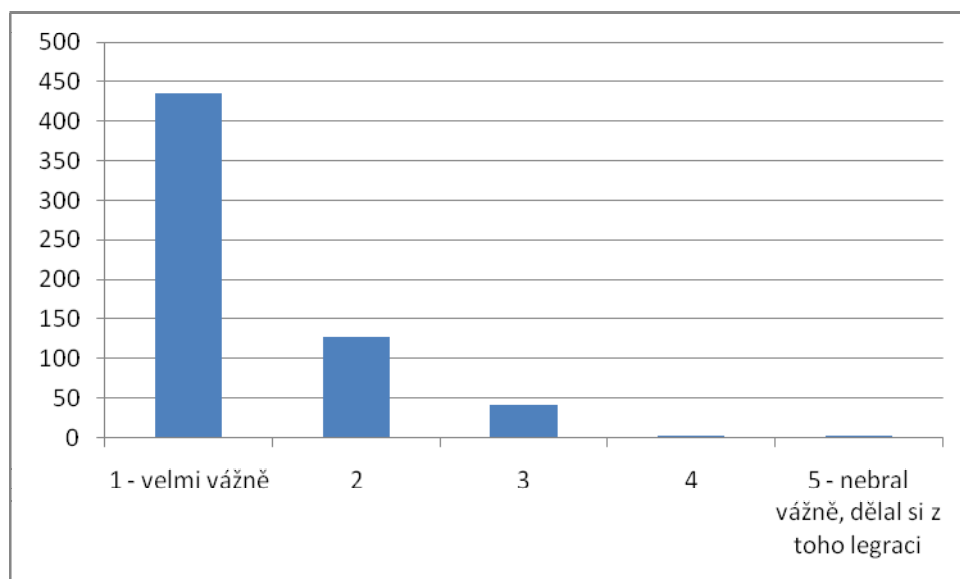
Srozumitelnost otázek a spolupráce s respondentem

Závěrečná část scénáře standardizovaných rozhovorů obsahovala otázky, které se týkaly porozumění otázkám a spolupráce s respondentem. Toto hodnocení prováděli tazatelé po skončení rozhovoru. Jak je patrné z následujících dvou grafů, respondenti celkově rozuměli otázkám kladeným v průběhu standardizovaného rozhovoru dobře a samotný proces dotazování brali velmi vážně.

Obrázek 24: Jak dobře respondent rozuměl otázkám – hodnotí tazatel (abs. četnosti)



Obrázek 25: Jak vážně bral respondent dotazování (abs. četnosti)



Na druhou stranu je ale potřeba upozornit na fakt, že respondenti si uvědomovali hypotetičnost popisované situace snižování hlukové zátěže a průměrně odhadovali úspěch takového řešení, tedy to, že by skutečně došlo ke snížení hluku, jako 30 procentní.

Závěr

Naše šetření prokázalo empiricky, že změna blahobytu spojená se změnou hladiny hluku z dopravy má pro zkoumanou populaci významnou hodnotu. Odhadnuté hodnoty ochoty akceptovat jsou o něco vyšší, než hodnoty většiny zahraničních studií, což je zřejmě způsobeno mnoha faktory, mj. i použitým

platebním formátem ochoty akceptovat. Nicméně, hodnoty odhadnuté v této studii se neliší o hodnot odhadnutých v zahraničí nijak dramaticky a spadají do intervalu dříve odhadnutých hodnot.

Zajímavé je, že střední hodnoty reálných averzních výdajů realizovaných domácnostmi (po zahrnutí i těch domácností, které měly nulové averzní výdaje) odpovídají přibližně vyjádřeným hodnotám ochoty akceptovat kompenzaci. I tento fakt naznačuje, že naše odhady jsou validní.

Rovněž tak další indikátory, jako je míra porozumění otázkám a kvalita spolupráce respondenta s tazatelem naznačují, že informace získané v rámci této studie jsou validní.

Literatura

- Bjørner, T.B., T. Lundhede and J. Kronbak 2003: Valuation of Noise Reduction – Comparing results from hedonic pricing and contingent valuation. AKF Forlaget, October 2003, Copenhagen, Denmark, 148 pp.
- Máca, V., Urban, J., Melichar, J.: How much is reduction in traffic noise worth?, in: Petr Šauer and Jana Bauerová (eds.) ENVIRONMENTAL ECONOMICS AND MANAGEMENT. Young scholars perspective, Litomysl Seminar Publishing, Prague 2010.
- Miedema H.M.E., Oudshoorn C.G.M. (2001) Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. Environ Health Perspect 109:409-416.
- Navrud S., Trædal Y., Hunt A., Longo A., Gressmann A., Leon C., Espino R., Markovits-Somogyi, Meszaros F. (2006) Economic values for key impacts valued in the Stated Preference surveys, Deliverable four, HEATCO – Developing Harmonized European Approaches for Transport Costing and Project Assessment, available at <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de>.
- Navrud, S. (2000): Economic benefits of a program to reduce transportation and community noise – A contingent valuation survey, in: Proceedings of Internoise 2000, Nice, France.

Odhad rizik u jednotlivých druhů dopravy

Doprava se vyskytuje v mnoha formách, které lze charakterizovat na základě různých vlastností a potřeb z pohledu dopravní cesty, dopravních prostředků či obslužné dopravní infrastruktury. Můžeme definovat dopravní uzly, které poskytují dopravní služby pro své zázemí a které propojeny pomocí dopravních cest vytvářejí dopravní síť. Pohyb dopravních prostředků na dopravní síti je technicky a organizačně zajištěn za pomoci dopravní infrastruktury. U každého dopravního vztahu sledujeme jeho původ, tzv. zdroj a místo kam směřuje, tj. cíl. Existuje mnoho různých způsobů jak dopravu klasifikovat. Nejběžnějším přístupem je sledovat prostředí, v jakém se uskutečňuje, ale lze posuzovat také předmět přepravy (osobní – nákladní), počet přepravovaných osob (individuální – hromadná), frekvenci (nepravidelná – pravidelná), přístup veřejnosti (neveřejná – veřejná), přepravní vzdálenost (místní – regionální – dálková), polohu zdroje a cíle vůči geografickým jednotkám (meziměstská – mezistátní – mezikontinentální) nebo územní vztah zdroje a cíle vůči analyzovanému území (vnitřní – vnější – tranzitní). Do klasifikace obvykle nebývá zahrnována přeprava informací, kterou zajišťují telekomunikace. Dále je možné klasifikovat samotné dopravní sítě pro jednotlivé druhy dopravy. Klasifikace probíhá na základě různých parametrů, z nichž nejčastější jsou délka sítě, hustota, tvar a konfigurace dopravních cest, počet hlavních dopravních uzlů, nepřímocíhlost, spojitost sítě a zatížení dopravními objemy.

Doprava se stala významným faktorem v rozvoji společnosti, a to jak v pozitivním (přeprava osob, surovin, výrobků, informací), tak negativním směru (dopravní nehody, emise). Prudký nárůst přepravních výkonů a množství osobních i nákladních vozidel se odráží ve zvyšující se zátěži životního prostředí. V současné době se v této souvislosti hovoří nejčastěji ve spojitosti se znečištěním ovzduší, avšak nezanedbatelný je také podíl na znečištění dalších složek životního prostředí jako jsou např. podzemní a povrchové vody, půda, biota. Nelze opomenout ani zábor půdy dopravní infrastrukturou a fragmentaci krajiny, které ovlivňují migraci živočichů a biodiverzitu. Zátěž životního prostředí představuje již samotná výroba vozidel a současně produkce značného množství odpadů po ukončení jejich životnosti, obsahující celou řadu nebezpečných látek. Zatímco výše uvedené důsledky jsou spojovány spíše s dlouhodobějšími negativními vlivy, se vzrůstající mobilitou stoupá i počet akutních náhodných znečištění v podobě havárií. Tyto, zejména při přepravě nebezpečných věcí, mohou mít pro životní prostředí dalekosáhlé následky. Z tohoto pohledu nabývá v posledních letech problematika dopravy ve vztahu k životnímu prostředí a zdraví člověka na aktuálnosti (Adamec a kol, 2008).

Znečištění ovzduší

Jedním z nejzávažnějších problémů dopravy a to zejména v důsledku jejich významného rizika pro zdraví člověka je znečištění ovzduší emisemi. V posledních letech výrazně roste podíl především automobilové dopravy na tomto znečištění, což se projevuje zejména v městských aglomeracích s vysokou intenzitou dopravy. Příčinou emisí škodlivin z motorů vozidel do volného ovzduší jsou výfukové plyny vznikající při spalování pohonných hmot. Jsou to komplexní směsi obsahující stovky chemických látek v různých koncentracích přispívající k dlouhodobému oteplování atmosféry, k tzv. "skleníkovému efektu" nebo často s toxickými, mutagenními i karcinogenními vlastnostmi pro člověka. Nejvýznamnější škodliviny znečišťující ovzduší z dopravy je možné rozdělit na látky limitované, na které se vztahují emisní limity a látky nelimitované. Mezi limitované škodliviny jsou řazeny oxid uhelnatý (CO), oxidy dusíku (NO_x), ne-metanové plynné uhlovodíky (NM VOC) a pevné částice pro dieselová vozidla (PM). S výjimkou PM dochází sice u nových vozidel v důsledku přísnějších limitů, daných normami EURO, k jejich poklesu, ale vzhledem ke zvyšujícímu se objemu dopravy, zejména nákladní, však dochází k celkovému růstu emisí (Adamec, Dufek, 2002, Adamec, Jedlička, Dufek, 2005, Adamec a kol., 2006).

Nelimitované škodliviny mají často závažnější dopady na zdraví člověka, ale pro v současné době nedostatek informací o látkách samotných a daleko vyšším nárokům na měřicí techniku není jejich produkce monitorována. Do této skupiny řadíme látky přispívající k dlouhodobému oteplování atmosféry, tj. oxid uhličitý (CO₂), metan (CH₄), oxid dusný (N₂O). Další škodliviny, nebezpečné pro zdraví člověka, vznikající zejména při nedokonalém spalování pohonných hmot jsou polyaromatické

uhlovodíky (PAH), fenoly, ketony, dehet, 1,3 butadien a benzen, toluen, xyleny (BTX). Při spalování pohonných hmot mohou vznikat rovněž polychlorované dibenzodioxiny/furany (PCDD/F) a polychlorované difenyly (PCB) v případě přítomnosti chlóru ve spalovacím systému (Adamec, Dufek, 2002, Adamec, Dufek, Huzlík, 2001, Adamec, Dufek, 2002). Vývoj celkových emisí z dopravy uvádí Tabulka 30.

Tabulka 30: Vývoj emisí z dopravy

tun	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
CO ₂ [tis.t.]	129 017	129 033	124 040	128 075	127 297	118 541	124 008	128 031
CO b)	648 000	649 190	546 065	573 798	570 569	494 000	483 000	508 000
NO _x	321 000	332 000	318 178	323 559	326 128	293 000	281 000	282 000
N ₂ O	26 639	27 391	26 464	24 981	26 831	24 379	24 000	24 177
CH ₄	549 082	545 632	544 460	529 023	518 800	559 664	582 317	565 533
VOC	227 000	219 880	203 000	203 257	197 547	176 000	179 000	179 000
SO ₂	264 000	250 890	237 385	230 849	227 993	217 000	211 000	216 000
PM a) d)	57 182	71 202	58 746	78 583	75 495	63 000	68 000	67 000
Pb e)	105,7	46,7	47,2	47,2	46,0	47,1	42,7	63
NH ₃ c) [tis.t.]	78	78	76	77	70	66	63	63

Ve snaze snížit produkci škodlivin vznikajících při spalování pohonných hmot byly v první polovině 90. let minulého století zaváděny pro úpravu výfukových plynů automobilů katalyzátory. Ty představují zařízení umístěné ve výfukovém potrubí s kovovým nosičem, který má na vysoce porézní vrstvě nanesenou účinnou katalytickou substanci. Ta pak umožňuje urychlení oxidace vznikajícího CO a uhlovodíků a zároveň redukci NO_x. V současné době se nejvíce využívají tzv. řízené třicestné katalyzátory, v kterých se jako katalyticky účinná substance používá směs platinových kovů – platina (Pt), rhodium (Rh) a paladium (Pd). Vzhledem ke skutečnosti, že katalyzátory jsou vystaveny velkým tepelným rozdílům, dochází k uvolňování platinových kovů do životního prostředí (Farago, Kanavagh, Blanks, 1996, Gómez et al., 2001), což může mít negativní vliv na zdraví člověka (Barefoot, 1997).

Výše uvedená problematika se týká škodlivin vznikajících při spalovacích procesech tzv. spalovacích emisí. Uvolňování škodlivin, zejména PM, je však spojeno i s dalšími procesy jako obrusování různých namáhaných součástek (brzdové a spojkové obložení), kdy se do ovzduší uvolňují měď (Cu), antimon (Sb), baryum (Ba), železo (Fe), hliník (Al), zinek (Zn), molybden (Mo), mangan (Mn), hořčík (Mg), kadmium (Cd) a další (Vallius et al. 2005). Abraze pneumatik, obsahujících různé druhy pryží, je zdrojem především Zn, dalších kovů jako vápník (Ca) a Fe a také elementárního uhlíku. Celá řada kovů se do životního prostředí dostává rovněž při mechanické separaci z rezivějící karoserie automobilů a pouličního příslušenství (koše, dopravní značení, osvětlení, svodidla apod.) (Lough et al. 2005). Významnou zátěž ovzduší představuje také zviření (resuspenze) PM deponovaných na vozovce a v jejím blízkém okolí, iniciovaného projíždějími vozidly či vířením proudícím větrem (Braaten, Paw, Shaw, 1990). Vozovkový prach zahrnuje částice převážně větších frakcí na jejichž složení se podílí kovy jak geologického původu z okolní půdy (Al, Si, Ca, Mg), tak uvedené výše z provozu automobilů (Claiborn et al., 1995). Nezanedbatelnou roli hrají také částice chemického (sůl) i inertního materiálu (písek, šterk, struska) pro posyp silnic v zimním období, opadávající nečistoty z vozidel a ztráty převážněného materiálu. V tomto případě hovoříme o emisích nespalovacích.

V posledních letech se středem zájmu staly pevné částice (PM) vzhledem k jejich negativnímu vlivům na zdraví člověka a vzrůstajícím obsahům v ovzduší především velkých městských aglomerací. S velikostí částic a jejich složením souvisí i možné účinky částic na lidské zdraví a možná zdravotní rizika, které představují pro exponovanou populaci (Weijer, et al. 2001). Nebezpečnost PM nespočívá jen v jejich mechanických vlastnostech, ale především v obsahu rizikových organických (především PAH) nebo celé řady anorganických škodlivin. Z ovzduší mohou být PM odstraněny mokrou depozicí při dešti, kdy dochází k „vymývání“ zejména větších částic s rozměry nad 5 μm, nebo výměnou vzdušných mas, kdy

se do dané oblasti dostává „čistý“ vzduch. Dalším mechanismem odstraňujícím částice z městského ovzduší je jejich depozice, kdy dojde k odloučení částice ze vzduchu v důsledku jejího kontaktu s povrchem tuhé nebo kapalné fáze. Velmi významně je tento děj podporován přítomností vegetace, která svojí přítomností silně ovlivňuje proudění v mezní vrstvě u povrchu terénu. V městských oblastech s hustou zástavbou hrají důležitou roli v zachycování částic zatravněné plochy, které jsou v těchto místech často jedinou možností trvalé depozice částic. Obecně je možné konstatovat, že snadněji jsou zachytávány částice menších rozměrů (pod 1 μm), zatímco částice větší než 5 μm mají tendenci se od povrchů odrážet.

Celkové znečištění ovzduší se hodnotí pomocí emisních bilancí, které porovnávají produkce vybraných škodlivých látek ze všech zdrojů. Podkladem pro národní emisní bilanci je Registr emisí a zdrojů znečišťování ovzduší (REZZO), od roku 1980 metodicky vedený a od roku 1993 provozovaný Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ). Zdroje znečišťování jsou v databázi REZZO evidovány ve čtyřech kategoriích – velké, střední, malé a mobilní.

Emise z dopravy jsou společně s emisemi ze zemědělství, lesnictví, stavebnictví a armády součástí bilance mobilních zdrojů. Tyto emise jsou kalkulovány jako součin tzv. aktivitních dat a emisních faktorů. Aktivitní data jsou vyjádřena jako spotřeba paliv nebo kilometrický proběh dané kategorie dopravních prostředků. Emisní faktor je množství emisí dané škodliviny, která připadá na jednotku hmotnosti daného paliva nebo ujeté vzdálenosti. Pro stanovení emisí na celostátní a regionální úrovni se používá metodika CDV (Dufek, Huzlík, Adamec, 2001), založená na výpočtech emisí ze spotřeby pohonných hmot. Na lokální úrovni se využívá program MEFA, který počítá emisní faktory vztažené na 1 km ujeté vzdálenosti (Šebor, Píša, Horníček, 2002). Příkladem řešení problematiky znečištění ovzduší je také „Metodický pokyn ke snižování prašnosti z dopravy“ (Adamec et al., 2009a), který je realizačním výstupem projektu 1F54H/098/520 „Prašnost z dopravy a její vlivy na imisní zatížení ovzduší suspendovanými částicemi“ (Adamec et al., 2009b). Metodický pokyn byl vypracován jako reakce na řadu odborných studií, které ve svých závěrech jednoznačně prokazují spojitost mezi znečištěním ovzduší pevnými částicemi, jejichž významným zdrojem je i doprava, a výskytem respiračních a kardiovaskulárních onemocnění vedoucích až k případům úmrtí. Metodický pokyn, určený zejména pro orgány státní správy a samosprávy, je nástrojem pro snižování negativního vlivu prašnosti z dopravy na zdraví a životní prostředí způsobených PM v ovzduší. Nedílnou součástí metodického pokynu je softwarový produkt TIMIS, vč. manuál k ovládní, který slouží k rychlé orientaci ve výběru možných opatření vedoucích ke snížení prašnosti v charakteristických prvcích městské zástavby.

Znečištění vod

Povrchové a podzemní vody tvoří důležitou složku životního prostředí a jsou jedním ze základních surovinových zdrojů nutných pro zabezpečení života na Zemi. Působením člověka však neustále dochází ke snižování jejich kvality, přičemž jedním z negativních faktorů ovlivňujících právě jejich kvalitu jsou nejrůznější druhy dopravy. Moře a oceány mohou být znečištěny při provozu lodí, a to zejména v důsledku havárií velkých tankerů, kdy do vod uniká značné množství ropy, nesoucí s sebou plošně rozsáhlá znečištění se závažnými dopady na životní prostředí. Mezi nejznámější havárie patří případy tankerů Exxon Valdez (1989) a Prestige (2002). Zdrojem dlouhodobého znečištění mohou být dále velké přístavy při manipulaci s přepravovaným materiálem nebo při opravě plavidel.

Ve spojitosti se znečištěním vod, a to jak povrchových tak podzemních, můžeme hovořit také o železniční dopravě. Zdrojem znečištění jsou v tomto případě dopravní, napájecí a spínací stanice, místa mytí osobních vozů, tankovací stanice, v případě dieselové trakce rovněž samotná kolejová vozidla a jejich havárie na traťových úsecích. Rovněž znečištění silniční dopravou může mít charakter náhodný v podobě havárií automobilů, kdy dochází k úniku pohonných hmot, motorových olejů, provozních kapalin a dalších škodlivin, ale také dlouhodobý vlivem výfukových plynů, obrusů pneumatik a svrchní konstrukce vozovky a úkapů pohonných hmot. Ukazatele maximálně přípustného stupně znečištění podzemních a povrchových vod jsou hodnoceny Nařízením vlády č. 61/2003 Sb. a Metodickým pokynem MŽP ČR, příloha Zpravodaje MŽP č. 8, r. 6 z roku 1996.

Povrchové vody

Znečištění povrchových vod je způsobováno splachy srážkových vod z povrchu komunikací s vysokou intenzitou dopravy, zejména dálnic a rychlostních komunikací. Znečištění je významně závislé zejména na množství srážek dopadajících na povrch komunikací, kde koncentrace škodlivin jsou nejvyšší v „prvním splachu“ po srážkách a s časem se rychle snižují, přičemž znečištění se nejvíce projevuje přímo za odtokem, kde splachová voda není ještě dostatečně zředěna. V povrchovém odtoku byla identifikována celá řada škodlivin, včetně kovových prvků a suspendovaných pevných látek vznikajících při dopravním provozu zejména obušování povrchu vozovek a pneumatik (Sansalone, Buchberger, 1995). Škodliviny mohou rovněž pocházet z materiálů používaných k údržbě silnic, ploch odpočívadel a parkovišť zejména v zimním období, kdy může být kontaminace spojena s aplikací rozmrazovacích prostředků a nemrznoucích směsí. Nezanedbatelným zdrojem škodlivin jsou také úkapy a úniky pohonných hmot, kdy se do prostředí uvolňují kromě celé řady organických škodlivin jako jsou PAH, nepolární extrahovatelné látky (NEL) a kovy (Shinya, et al. 2000). Další významné riziko možné kontaminace životního prostředí představují čerpací stanice, v jejichž blízkosti a na přilehlých parkovištích byly stanoveny nejvyšší koncentrace PAH (Smith, et al., 2000). Silniční komunikace jsou podle řady studií rovněž hlavním zdrojem chloridů, které neodtékají vodním tokem, ale převážně se vsakují do půdního a horninového prostředí, kde za vhodných podmínek může docházet k jejich akumulaci a následnému postupnému vymývání (Runge, Wright, Urish, 1989).

Podzemní vody

Obdobným problémem, i když ne tak naléhavým, je kontaminace podzemních vod škodlivinami z materiálů používaných na výstavbu vozovek (Legret, et al., 2005). Při té se v minulých letech užívala celá řada materiálů, které splňovaly v dané době technické požadavky na výstavbu, avšak v současnosti v důsledku přísnějších opatření (limitů) mohou mít negativní vliv na složky životního prostředí a zdraví člověka. Především voda migrující v tělese komunikace, odváděná pomocí drenážních systémů, může být kontaminována škodlivinami uvolňujícími se z konstrukčních materiálů. Tento proces však závisí na mnoha faktorech jako je charakter podloží a okolního terénu, režim podzemních vod, včetně kapilárního vzdouvání její hladiny a množství srážek, které mohou infiltrovat do tělesa komunikace, zejména v důsledku poškození její povrchové vrstvy (praskliny, trhliny). V ČR se při výstavbě asfaltových vozovek používají nemodifikované i modifikované silniční asfalty vyráběné ze surovin ovlivňujících jejich konečné vlastnosti, tedy i uvolňování látek nebezpečných z hlediska životního prostředí. Ty mohou být základní součástí vyráběného pojiva (např. PAH, NEL) nebo mohou být přidávány pro modifikaci a zajištění lepších vlastností asfaltů, např. snížení plastických deformací. K těmto účelům se používaly např. elementární síra, polyetylén, polypropylén, práškový polyvinylchlorid a další. Vyluhování některých PAH a kovů ze vzorků asfaltového povrchu i dalších konstrukčních materiálů prokazují některé zahraniční studie a jejich výsledky jsou v dobré shodě s výsledky výzkumu v ČR (Ličbinský, Schwarzová Provalilová, 2007). Uvolňování škodlivin z použitých materiálů lze v současné době považovat za nízké v závislosti na jejich vlastnostech a samozřejmě na primárním obsahu organických a anorganických škodlivin v příslušném materiálu. Nezanedbatelným zdrojem znečištění se v posledních letech, vzhledem ke vzrůstající intenzitě provozu, stávají havárie dopravních prostředků při nichž dochází k úniku pohonných hmot, motorových olejů, provozních kapalin nebo přepravovaných nebezpečných věcí jako jsou například kyseliny, louhy a další chemikálie.

Půda

Obdobně jako znečištění vod, tak i ohrožení kvality půd v okolí komunikací nastává v podstatě třemi způsoby: dlouhodobým znečištěním způsobeným běžným silničním provozem, sezónním znečištěním zejména vlivem posypových materiálů užívaných k zimní údržbě komunikací a haváriemi vozidel, při nichž dochází k úniku látek škodlivých pro životní prostředí.

Dlouhodobá kontaminace půd v okolí pozemních komunikací je spojena zejména se splachem škodlivin z povrchu vozovek a rozstříkem splachových vod způsobeným projíždějími automobily do okolí. Půda tak může být kontaminována PAH a jejich deriváty, zejména nitrovanými (nitro-PAH), NEL a také některými kovy. K jejímu znečištění může dojít také při užívání zdrsňujících posypových materiálů při

zimní údržbě pozemních komunikací a chemických rozmrazovacích materiálů. Za tímto účelem se používají např. chlorid sodný, chlorid vápenatý a jejich směsi ve formě posypů, postřiků nebo zvlhčovadel (zkrápěná sůl), při jejichž aplikaci však prakticky nelze zabránit rozptýlení mimo vozovku a dochází tak především ke kontaminaci chloridy. Jejich přítomnost následně způsobuje korozi kovových prvků vybavení komunikací a zvýšené uvolňování škodlivin z jejich ochranných nátěrů, což může vést k následnému znečištění těžkými kovy. Problematika kontaminace půd je rovněž úzce spojena s vyluhováním škodlivin ze samotných těles komunikací, kdy vlivem vody vsakující do tělesa vozovky dochází k jejich vyluhování a následnému transportu do okolního prostředí. Znečištění půd je problematické zejména v intravilánu velkých měst s vysokou hustotou automobilové dopravy. K látkám, které si zasluhují pozornost, zejména v dnešní době, patří kovy ze skupiny platiny (PTK) jako jsou platina (Pt), paladium (Pd) a rhodium (Rh), řazené mezi toxické kovy a jejich zvyšující se koncentrace mohou představovat závažné riziko. Koncentrace Pt, emitované z automobilových katalyzátorů, na lokalitách s vysokou intenzitou dopravy v ČR se pohybují v rozmezí 9,20 – 21,57 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ a jsou srovnatelné s obsahy i v jiných evropských městech (Zereini, et al., 1997). Na těchto lokalitách byly rovněž zjištěny vyšší obsahy PAH, které byly vyšší než v těsné blízkosti dálnice (Tuháčková, a kol., 2001).

Negativní dopady dopravy na půdní fond se neprojevují pouze chemickým znečištěním okolí pozemních komunikací, ale také samotnou výstavbou komunikace a celé dopravní sítě. Pozemkům určeným pro výstavbu komunikace totiž musí být odňata jejich původní funkce, mění se na plochy určené k výstavbě a z přírodního hlediska tak dochází k jejich degradaci. Z hodnot záboru zemědělského a lesního půdního fondu (Tabulka 31) je patrné, že např. v roce 2004 bylo na výstavbu pozemních komunikací určeno téměř 988 ha, což představuje téměř pětinu rozlohy hlavního města Prahy.

Směrové vedení významných dopravních staveb (v současnosti zejména dálnic) je výrazným způsobem podmíněno členitostí terénu. Výhodné je vést takové komunikace zejména v nížinách a v údolích významných řek, ovšem v těchto oblastech se často nachází také půdy agronomicky nejcennější. Běžně jsou dálnice stavěny ve čtyř pruhovém provedení se středním dělicím pásem, tzn. že jen samotná vozovka dálnice a přilehlý pás si vyžádá na 1 km délky komunikace zábor území o rozloze téměř 3 ha. Vedle samotné vozovky se však podílí na záboru půdy také další doprovodné stavby – zářezy a násypy, které vyrovnávají směrové vedení komunikace, mimoúrovňové křižovatky, čerpací stanice a další komerční aktivity spojené s poskytováním služeb cestujícím, dále také stavby sloužící ke zmírnění negativních vlivů dopravy jako jsou protihlukové stěny nebo retenční nádrže splachových vod.

Tabulka 31: Zábor půdního fondu v důsledku dopravních staveb [ha]

Region	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Středočeský	12,74	71,31	89,75	61,10	142,62	317,41	110,18	85,68	14,51
Jihočeský	18,08	52,21	28,55	11,02	84,94	4,07	42,49	50,54	9,51
Plzeňský	40,03	24,23	31,95	28,18	0,00	10,30	1,22	88,42	9,00
Karlovarský	0,00	18,98	36,64	0,00	31,90	2,00	26,00	0,00	33,39
Ústecký	15,73	112,18	17,20	5,16	107,21	114,10	0,00	0,00	0,00
Liberecký	0,00	0,00	0,00	10,16	4,97	26,88	10,32	2,29	39,10
Královéhradecký	x	x	8,06	14,18	86,21	0,04	x	3,23	x
Pardubický	0,30	0,00	14,20	0,00	93,83	0,00	70,00	9,14	0,00
Vysočina	0,00	2,65	33,50	46,23	0,88	28,39	15,58	32,78	0,47
Jihomoravský	1,03	0,94	139,15	10,48	0,01	0,46	11,61	16,12	1,62
Zlínský	167,93	198,10	52,62	62,79	55,97	45,70	12,62	0,00	0,00
Olomoucký	10,92	0,00	0,00	107,49	100,89	3,05	135,32	4,66	171,30
Moravskoslezský	0,00	79,23	40,61	112,01	117,22	280,84	205,20	141,85	34,26
Celkem	266,76	559,84	492,24	468,80	826,66	833,23	640,54	434,71	313,16

Legenda: x = údaje nejsou k dispozici

K hodnocení možného znečištění podzemních vod a horninového prostředí v okolí dopravních komunikací lze využít Metodiku posouzení potenciaálního zatížení vod železničním provozem (ŽELMET) a Metodiku hodnocení kvality vod a horninového prostředí v okolí dopravních sítí (METKOM). Tyto jsou realizačními výstupy projektů MDS ČR č. S 401/330/604 - Ochrana vod před negativními vlivy železničního provozu (Švanda, Huzlík, Truhlíková, 2000, Švanda, Huzlík, Truhlíková, 2001) a projektu Výzkum zátěže životního prostředí z dopravy č. CE 801 210 109 zpracovaného pro MD ČR (Adamec a kol., 2005). Cílem metodik je stanovit potenciální ovlivnění kvality vod a horninového prostředí silniční i železniční dopravou ve specifikované oblasti (republika, kraj, okres) tak, aby mohla být na základě jejich aplikace vytipována místa s největším rizikem jejich ohrožení dopravou a stanoven optimální počet monitorovacích lokalit s nejvhodnějším umístěním. Lze je aplikovat při zpracovávání návrhů opatření směřujících k redukci znečištění zmíněných složek životního prostředí v okolí dopravních cest.

Biodiverzita a fragmentace krajiny

V současné době, v souvislosti s rozvojem dopravy a zvýšenou stavební činností, se hovoří také o ovlivnění biologické rozmanitosti (biodiverzity), tj. počtu druhů flory a fauny. Biodiverzita není ohrožována jen snížením velikostí ploch ekosystémů nebo lovem ohrožených druhů živočichů, ale také fragmentací lokalit. Ta je chápána jako rozdělení přírodních lokalit na menší a více izolované jednotky, čímž je ohroženo přežití citlivějších druhů. Jeden z hlavních důvodů fragmentace lokalit je kromě zemědělství a urbanizace především výstavba a využívání dopravní infrastruktury. Dopravní sítě rozčleňují přírodní lokality na menší, izolované segmenty, které jsou často menší, než potřebují některé druhy k přežití. Pozemní komunikace pak působí jako fyzická překážka pro živočichy a je velmi omezující zejména pro druhy, které potřebují ke svému životu velkou rozlohu území. Velmi často jsou vozidly srazeni nejen menší živočichové jako obojživelníci, plazi, malí savci, ale i velcí jako srnčí nebo černá zvěř. Znečištění okolí pozemních komunikací chemickými škodlivinami rovněž negativně ovlivňuje četnost a druhové zastoupení půdní mikrobioty a fauny (Tuháčková, a kol., 2001).

Kvalitní a rychlá doprava znamená zkrácení „vnímané vzdálenosti“, neboť cíle jsou daleko lépe dosažitelné než před lety a dochází tak k dekoncentraci mnoha lidských aktivit, které byly dříve soustředěny do měst. Nejtypičtějším projevem je v současnosti proces suburbanizace charakteristický prostorovým růstem města v periferní zóně, kterou umožnila snadnou dostupností individuální automobilová doprava a který místy přechází až do své nekontrolované podoby rozrůstání měst („urban sprawl“). Tento proces v současnosti neprobíhá koordinovaně, protože role územního plánování není natolik silná, aby zajistila příznivý rozvoj měst z hlediska dopravy a využívání krajiny. Každodenním problémem současných měst se stává množství automobilů, které stávající komunikační systém města již není schopen dále pojmout. U velkých měst je zřejmý přesun zón bydlení i plošně rozsáhlých komerčních aktivit z center do zázemí, bez odpovídající návaznosti na další městské struktury. To přináší zvýšené nároky na dopravu, zejména individuální silniční, neboť tyto zóny jsou obvykle stavěny pouze na dostupnosti s pomocí osobního automobilu a veřejná doprava nebývá řešena v těchto územích buď vůbec, nebo jen ve velmi omezené míře.

Charakter krajiny velmi výrazně negativně ovlivňují rovněž nosiče reklamy, tzv. billboardy, umístěvané v blízkosti komunikací zejména nejzatíženějších úseků dálnic, kde dopravní proud přesahuje 15 000 vozidel za 24 hodin. Denně tak reklamní sdělení vidí desítky tisíc osob, a proto jsou tato místa pro reklamní průmysl velkým lákadlem. Umístění legálně postavených billboardů, na které mají jejich majitelé uzavřeny řádné nájemní smlouvy, prošlo schvalovacím řízením správních orgánů a obvykle se proto nenacházejí na nevhodných místech. Přímou ze zákona č. 114/1992 Sb. vyplývá, že není možné umístit reklamní zařízení v místech, kde by mohla ovlivnit některý z významných krajinných prvků nebo některé z chráněných území. Jako prováděcí předpis k tomuto zákonu zpracovala Agentura ochrany přírody a krajiny (AOPK) v roce 1999 Metodiku pro hodnocení krajinného rázu, která dále upřesňuje pojmy jako přírodní, kulturní a historická charakteristika krajiny, estetická hodnota krajinného rázu, přírodní hodnota krajiny, kulturní dominanty krajiny atd. Vedle legálních reklamních

ploch se však objevil i velký počet reklamních zařízení postavených bez řádného povolení, velmi často stojících na místech pro tuto reklamu nevyhovujících. V posledních letech je snahou Ředitelství silnic a dálnic ČR (ŘSD) jako správce komunikací tento problém řešit a omezit počet billboardů v okolí silnic až o 80 %. Vlastníci megaboardů viditelných z velké vzdálenosti však nejsou touto snahou příliš ohroženi, neboť jejich zařízení se mnohdy nacházejí mimo vymezené ochranné pásmo komunikace a často na soukromých pozemcích. Posouzení narušení krajinného rázu má velkou nevýhodu v subjektivním posuzování konkrétní situace. Nelze proto stanovit jednoznačná pravidla pro určení míst, kde reklamní zařízení krajinný ráz výrazným způsobem ovlivňuje a kde nikoliv. Příklad, jak velký reklamní panel může esteticky narušit krajinu, ukazuje fotografie z dálnice D1 (viz Obrázek 26), která je pro srovnání doplněna počítačovou fotomontáží s odstraněným reklamním panelem (Dostál, 2005).

Obrázek 26: Příklad krajiny s reklamním panelem a bez něho.



Rovněž hodnocení fragmentace krajiny dopravou je v současné době velmi aktuální problém, což dokládá řada publikací a metodických pokynů, ať už na mezinárodní úrovni (Iuell et al., 2003), tak na národní zejména v podobě metodických příruček (Hlaváč, Anděl, 2001, Anděl a kol., 2005, TP 180, 2006, Dufek a kol., 2007). Cílem metodik je poskytnout návod k řešení problematiky fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou a s tím spojené hodnocení vlivů dopravních tras na biodiverzitu okolí. Jsou určeny pro orgány státní správy, investory a projektanty dopravních cest a pro zpracovatele hodnocení vlivů na životní prostředí (EIA/SEA) avšak užitečné informace zde mohou nalézt i pedagogové, nevládní organizace, sdružení, a další.

Havárie dopravních prostředků

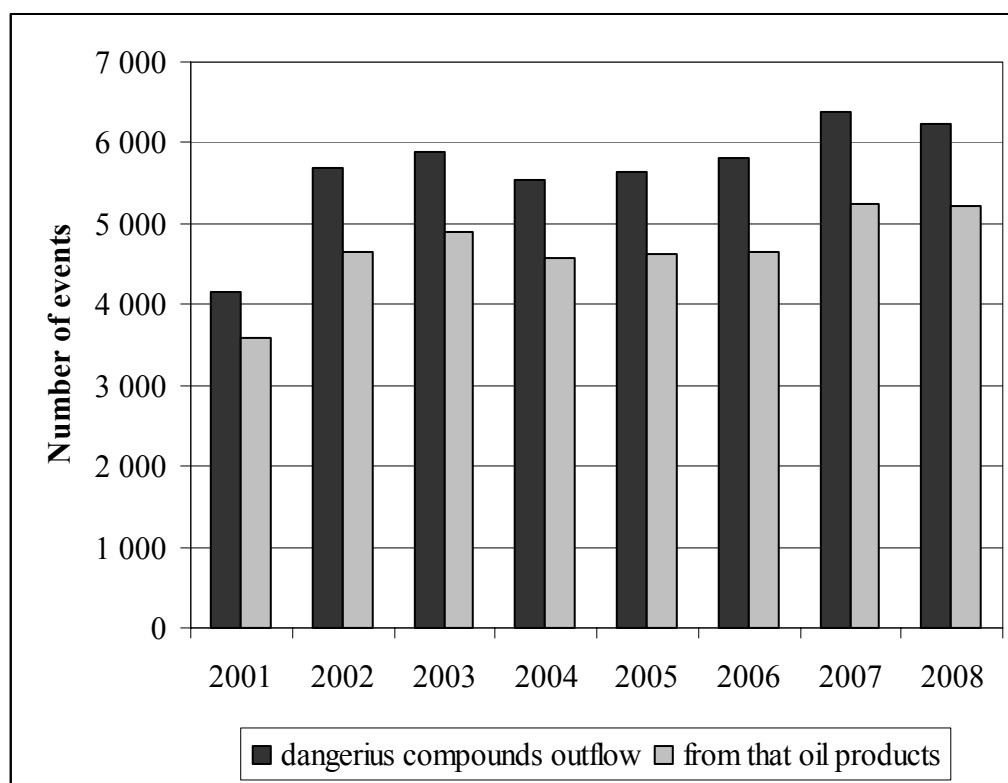
S nebezpečnými chemickými látkami a chemickými přípravky (toxickými, hořlavými, výbušnými apod.), které mohou mít negativní dopad na zdraví člověka a životní prostředí, se setkáváme v každodenní činnosti, ať již v průmyslu, v obchodě či při jejich přepravě. Stále častěji, vzhledem ke zvyšující se intenzitě dopravy, dochází ke kontaminaci povrchových i podzemních vod a horninového prostředí haváriemi dopravních prostředků na komunikacích, při nichž dochází k úniku nebezpečných látek, kterými bývají zejména pohonné hmoty, motorové oleje, provozní kapaliny, ale i přepravované nebezpečné věci jako např. kyselina sírová.

V současné době byla většina předpisů týkající se této problematiky zrušena a nahrazena předpisy novými, případně došlo k jejich novelizaci. V současné době je závazný zákon č. 59/2006 Sb. o prevenci závažných havárií, který reflektuje vývoj legislativy EU a v návaznosti s jeho přijetím došlo ke zrušení platnosti dřívějších prováděcích předpisů k a jejich nahrazení novými vyhláškami a nařízeními.

Velkou pozornost vyžaduje také přeprava chemických, toxických, hořlavých a výbušných látek vzhledem k rizikům dopravních nehod s následným únikem těchto látek během přepravy. Veškeré

nebezpečné látky mají své specifické vlastnosti a v důsledku toho mají v různých podmínkách rozdílný stupeň nebezpečnosti, což je právě rozhodující při jejich přepravě a manipulaci s nimi. Mezinárodní silniční přeprava nebezpečného zboží se řídí Evropskou dohodou o mezinárodní silniční přepravě o mezinárodní silniční přepravě nebezpečných věcí - ADR (Accord Dangereuses Route), kterou je také ČR vázána (Evropská dohoda o mezinárodní silniční přepravě nebezpečných věcí, ADR). V mezinárodní železniční přepravě nebezpečného zboží je platný Řád pro mezinárodní železniční přepravu nebezpečného zboží po železnici – RID (Regulations for International Railway Transport of Dangerous Goods) jako příloha k Jednotným právním předpisům pro smlouvu o mezinárodní železniční přepravě zboží – CIM (Carriage of Goods by Rail) (Řád pro mezinárodní železniční přepravu nebezpečných věcí (RID)). Letecká přeprava nebezpečných nákladů se řídí předpisy vydávanými organizací pro civilní letectví – ICAO (International Civil Aviation Organization) a předpisy Mezinárodní organizace leteckých dopravců – IATA (International Air Transport Association). Námořní přeprava nebezpečného zboží se řídí Mezinárodními předpisy pro námořní přepravu nebezpečného zboží námořními loděmi IMDG Code (The International Maritime Dangerous Goods).

Obrázek 27: Počty úniků nebezpečných látek



Zdroj: Statistická ročenka 2008 HZS

Největší podíl na vzniku ekologických havárií a nehod v dopravě mají dopravní nehody s únikem ropných produktů nebezpečných látek. Následující Obrázek 27 zobrazuje počty úniků nebezpečných látek, včetně ropných produktů se zásahy jednotek požární ochrany v letech 2001 až 2008, ze kterého je zřejmý setrvalý stav úniku nebezpečných chemických látek i ropných produktů. Každou havárii, která způsobí zhoršení stavu životního prostředí, je nutné posuzovat jako ekologickou havárii, která může způsobit nestabilitu ekosystému (Kvarčák, Vavrečková, Žemlička, 2000). Zásady stanovené v uvedených mezinárodních předpisech jsou prvním krokem pro snížení možnosti kolizí dopravních prostředků přepravujících nebezpečné látky, ale i při jejich dodržení stále existuje riziko nehod dopravních prostředků, které se může zvýšit například při zhoršených klimatických podmínkách, zvýšení intenzity silničního provozu a z něho vyplývajících kongescích. K předcházení dopravních nehod a následným ekologickým haváriím je nutné hledat další způsoby pro zajištění bezpečného provozu, který bude směřovat k minimalizaci ekologických havárií.

Hodnocení dopadů havárií na životní prostředí, zejména povrchové a podzemní vody a půdu je velmi závažné téma a pro tyto účely bylo různými pracovišti v ČR vypracováno několik metodik. Kromě již zmíněných Metodik hodnocení kvality vod a horninového prostředí v okolí dopravních sítí uvedené v předchozím textu to jsou Metodika pro analýzu dopadů havárií s účastí nebezpečné látky na životní prostředí - ENVITech03 (2002), H&V index (Vojkovská, Danihelka, 2002) a také SW nástroje k hodnocení kritické infrastruktury CritInfra (TU Liberec, 2007). Přístupy vychází z hydrogeologických a geologických poměrů v okolí pozemních komunikací (typ horninového pokryvu, propustnost, atd.). Tyto přístupy vyjadřují závažnost konkrétní havárie při úniku určitého množství definované látky. Nástroj CritInfra je určen k hodnocení vybraných jevů na zvolených lokalitách, majících vztah k riziku způsobenému tímto jevem pro dopravní infrastrukturu (např. dopravní nehody, opravy havarijního stavu komunikace, povodně atd.).

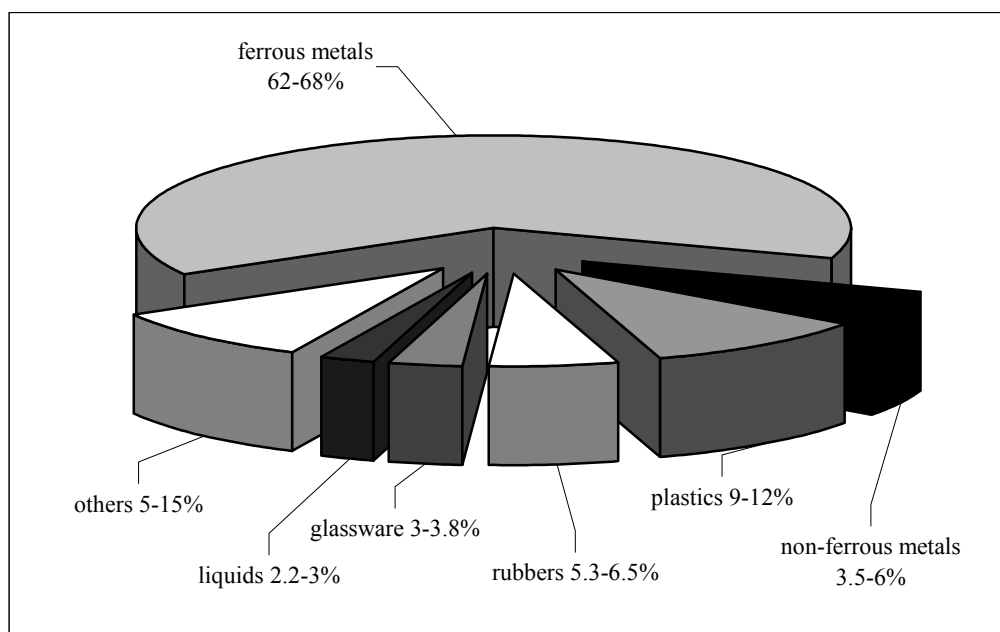
Odpady z dopravy

Produkcí velkého množství odpadů ve formě autovraků se stává jedním z prioritních problémů každé vyspělé společnosti. Autovraky jsou až z 80 % složeny z recyklovatelných materiálů využitelných jako druhotné suroviny, kterými jsou např. kovy nebo plasty. Na jejich skladbě se ale podílí také nebezpečné druhy odpadů jako jsou např. olovené akumulátory, olejové filtry, brzdové a nemrznoucí kapaliny, součástky obsahující rtuť či PCB nebo brzdové destičky obsahující azbest, které mohou při nevhodném zacházení nebo úniku ohrozit životní prostředí.

V ČR se na řešení tohoto problému vztahuje zákon č. 185/2001 Sb., který definuje autovrak jako každé úplné nebo neúplné motorové vozidlo, určené k provozu na pozemních komunikacích pro přepravu osob, zvířat nebo věcí a stalo se odpadem. Každý, kdo se ho zbavuje je povinen jej předat pouze osobám provozujícím zařízení k využívání, odstraňování, sběru nebo výkupu autovraků. Základním dokumentem upravujícím nakládání s tímto odpadem v EU, je směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/53/ES o vozidlech s ukončenou životností a její dodatky vydané formou Rozhodnutí Komise Evropských společenství, které jsou implementovány do českého zákonodárství formou Zákona o odpadech (185/2001 Sb.), navazujících prováděcích vyhlášek a zpracováním Realizačního programu ČR č. 4. Cílem všech zákonných opatření je dotvořit a zlepšit existující systém nakládání s autovraky, které mohou být významným zdrojem druhotných surovin a energií.

Nakládání s autovraky se dotýká na různých legislativních úrovních několika cílových skupin. Jsou jimi veřejnost (původci), obce, krajský úřad jako orgán vydávající oprávnění provozovateli zařízení pro nakládání s tímto odpadem a podnikatelské subjekty (oprávnění provozovatelé). Systém odhlašování a ekologického nakládání s vyřazenými osobními automobily je tvořen následujícími kroky. Základem je odevzdání vozidla do sběrné sítě, poté je provedena postupná demontáž autovraku tak, aby byly odděleně získány jednotlivé složky, které lze samostatně lépe zhodnotit. Kromě toho je možné oddělit od ostatního odpadu složky, obsahující nebezpečné látky a snížit tak celkové množství nebezpečného odpadu. Drcením samotné karoserie lze získat ocelový šrot vysoké čistoty, tento krok lze případně nahradit investičně i provozně méně náročným stříháním a lisováním. Důsledné třídění je předpokladem pro vyšší úroveň hutního zpracování součástí z neželezných kovů.

Z provozu v ČR je ročně vyřazováno kolem 160 tisíc (Božek, Urban, Zemánek, 2003) a v celé EU až 9 miliónů vozidel (Šooš, 2006). Jejich materiálová struktura závisí na řadě vlastností, jakými jsou např. velikost a typ vozidla, výrobce vozidla, rok výroby, ale také stáří vozidla či účinnost zpracovacích a třídících technologií. Množstvím i recyklačním významem jsou nejdůležitějšími komponenty železné kovy (ocel a litina), které tvoří okolo 62 – 68 %, kovy neželezné (např. hliník, hořčík, měď) a jejich slitiny pak 3,5 – 6 %, ostatní komponenty jako např. nátěry, kůže, dřevo, lepenka tvoří 5 – 15 % hmotnosti autovraku. Změny podílů jednotlivých komponent materiálové struktury jsou dány technickým vývojem vozidel, kdy se v současné době zvyšuje podíl plastů a tzv. lehkých kovů. Přehled průměrného materiálového hmotnostního složení automobilu uvádí následující Obrázek 28.

Obrazek 28: Průměrné materiálové hmotnostní složení automobilů

Zdroj: Polívka, 2004

V zemích EU jsou celkové náklady na demontáž automobilu v rozmezí 150 a 400 € a v případě drtiček automobilového odpadu, kterých je nejvíce v Německu, Francii a Velké Británii, 50 až 70 € za vozidlo. V ČR je v současnosti cca 80 sběrných míst a 8 zařízení pro zpracování autovraků (demontážní zařízení + šrédry). Za ekologické zpracování osobních vozidel s ukončenou životností se v průměru vybírá poplatek ve výši 1200,- Kč. Náklady na ekologické zpracování autovraku se v ČR pohybují ve výši kolem 3000,- Kč, z toho cca jedna třetina nákladů je použita na svoz a manipulaci, ostatní náklady zahrnují vlastní zpracování autovraku a odstranění zbývajících částí včetně nebezpečných odpadů (Sýkora, 2005).

Odpady vznikající v dopravě jsou v současné době velmi aktuálním tématem, a to z důvodů nárůstu počtu registrovaných vozidel a jejich průměrného stáří, které činí v současné době 13,5 let. Při nakládání s vozidly budoucích generací budou i nadále vznikat odpady mající řadu negativních vlivů. V oblasti nakládání s odpady je proto velmi důležitá prevence a minimalizace odpadů, jež bude směřovat ke zlepšování ochrany životního prostředí. To souvisí i s konstrukcí vozidel, která by ve výrobní fázi měla být zaměřena na efektivnější využívání druhotných surovin a energií, měly by být v co největší míře snižován podíl materiálů s nebezpečnými či toxickými vlastnostmi, aby nová vozidla byla šetrnější k životnímu prostředí a měla vyšší potenciál pro prevenci, opětovné použití, materiálové a energetické využití.

Hlukové emise a vibrace z dopravy

Nedílnou součástí životního prostředí člověka je zvukové prostředí. Hlukem obecně rozumíme každý zvuk nebo zvuky, které jsou nežádoucí, rušivé nebo škodlivé pro člověka. Nadměrný výskyt je, obdobně jako znečištění ovzduší, jedním z nejzávažnějších faktorů, který negativně působí na zdravotní stav obyvatelstva a vyvolává v lidském organismu řadu nežádoucích reakcí. Stejná úroveň působí na jednotlivé typy lidí různě podle daných okolností. Avšak bylo dokázáno, že každý hluk po určité době vyvolává poruchy vyšší nervové soustavy, které vedou k poškození nejen sluchových, ale i dalších tělesných orgánů a snižuje odolnost organismu vůči vnějším negativním vlivům, čímž podněcuje vývoj dalších nemocí. Moderní doba, zejména rozvoj dopravy a průmyslu, přinesla velké množství nových zdrojů, mezi které patří hlavně předměty vyrobené člověkem (zejména dopravní prostředky jako auta, vlaky, tramvaje, metra, letadla), z menší části i sám člověk (např. ve třídě), ale

samozřejmě také příroda (bouřka). Dominantním zdrojem hluku ve vnějším prostředí je již řadu let silniční doprava. Železniční a letecká doprava zasahují svými negativními účinky výrazně menší počet obyvatel než silniční, jsou však závažně větší intenzitou, zejména v noční době. K hlavním zdrojům hluku patří především pohonné jednotky (motor) a to zejména při nízkých rychlostech vozidel, při vyšších rychlostech pak převládá hluk z valení pneumatik po povrchu vozovky. Z dosavadních průzkumů plyne, že za celkovou hlukovou zátěž obyvatelstva odpovídá přibližně ze 60 % zátěž v mimopracovním prostředí a z ní ze 75 až 85 % hluk ze silniční dopravy. Na šíření hluku do okolí má vliv mnoho faktorů prostředí, zejména teplota a vlhkost vzduchu, jeho proudění a kvalita povrchu předmětů. Dopravní hluk většinou nepředstavuje významné riziko pro přímé poškození sluchu. O to větší roli hrají nespecifické (nesluchové) či také systémové účinky hluku. Ovlivnění zdravotního stavu lidí vlivem nadměrného hluku se projevuje kumulací mnoha negativních faktorů až za delší dobu, udává se minimálně 10–15 let. Dlouhodobý pobyt v hlučném prostředí způsobuje řadu nespecifických poruch, které se odrážejí jak na psychické, tak druhotně i na fyzické úrovni. Jde především o poruchy soustředění a schopnosti učení, únavu, poruchy spánku, ztížení osvojování řeči u dětí a o negativní ovlivnění řady fyziologických procesů a nervových funkcí. Těsnější vztah mezi nepříznivými zdravotními účinky a hlukovou expozicí je dokázán pro noční dobu. Důvodem je zřejmě homogenní expozice, nezávislá na životním stylu. Tato skutečnost byla při opakovaných epidemiologických studiích (Havránek a kol., 1990) ověřena mj. také v městském prostředí ČR. Nejtěsnější vztah mezi dlouhodobou expozicí hlukem a zdravotním stavem byl prokázán pro kardiovaskulární choroby. Mezi další onemocnění, ke kterým může docházet vlivem dlouhodobé hlukové expozice, patří cukrovka, vředová choroba žaludku a dvanácterníku, nádorová onemocnění, katary horních cest dýchacích, žlučové a močové kameny aj. (Havránek a kol., 1990).

Vnímání a vyhodnocování jednotlivých zvuků člověkem je rozdílné, je odvislé na senzitivitě člověka, funkčním stavu sluchového aparátu, ale zejména charakteristice hluku. Pro člověka jsou obecně příjemnější jednotlivé hlukové impulsy (např. průjezdy tramvají) než dlouhodobý ustálený hluk (hlučná ulice pod okny), také harmonické zvuky jsou většinou vnímány jako přijatelnější. Lidské ucho vnímá zvuky přibližně v rozmezí kmitočtů 16 Hz až 20 000 Hz. Horní hranice kmitočtového rozsahu slyšitelnosti se stářím snižuje.

Jak již bylo uvedeno, vnímání hluku je subjektivní pocit lišící se u každého jedince. Pro působení hluku v subjektivní sféře byly zavedeny diferencované pojmy pro charakterizaci účinků na člověka, kterými jsou:

- rušení, při němž hluk interferuje s nějakou činností (spánkem, duševní prací, řečovou komunikací apod.)
- rozmrzelost a pocit nepohody, vznikající působením hluku a prožívaný negativně hlukem postiženým člověkem nebo skupinou,
- hlučnost, což je subjektivní hodnocení pocitu s nepatřičností hluku v konkrétním prostředí,
- obtěžování, což představuje nepřijatelné ovlivňování životního prostředí, případně skupinových či osobních práv (Havránek a kol., 1990, Miedema, 2001).

Závěry z posuzování důsledků hlukové zátěže ze silniční dopravy na kvalitu života obyvatelstva jsou podloženy řadou prezentovaných informací o monitorování zdraví a životního prostředí v rámci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. Odhad zdravotního rizika hluku vychází ze vztahu mezi hlukovou zátěží a zdravotními ukazateli exponované populace. Informace o zdravotním stavu respondentů jsou dávány do korelace ke zjištěným hladinám hlučnosti v příslušných lokalitách. Současné ekonomické odhady ročního poškození v EU vlivem environmentálního hluku jsou v rozsahu 13 až 38 miliard €. Elementy, ze kterých byly odhady stanoveny, jsou snížení ceny nemovitostí, náklady na léčení, snížení možností využívání půdy a náklady způsobené pracovní neschopností. Navzdory určitým nejistotám v odhadu lze s jistotou říci, že ztráty dosahují desítky miliard € ročně (Road Transport Research, 1990).

Dle Světové zdravotnické organizace (WHO – World Health Organization) je v EU okolo 40 % populace zasažena hlukem ze silniční dopravy s ekvivalentní hladinou akustického tlaku hluku, který přesahuje 55 dB (A) v denní době a 20 % je zasažena hladinami překračujícími 65 dB (A). Písmeno A označuje použitý váhový filtr, u kterého průběh filtrace odpovídá frekvenční závislosti lidského sluchu. Pokud bereme v úvahu všechny zdroje hluku, pak asi polovina občanů EU žije v oblastech nepříznivých pro kvalitní život. Dále je odhadováno, že v noční době je více jak 30 % obyvatel vystaveno ekvivalentní hladině akustického tlaku překračující 55 dB (A), kteří jsou rušeni ve spánku (Berglund, Lindvall, Schwela, 1999).

Tabulka 32 uvádí statisticky předpokládaný nárůst vybraných skupin rizik z hlukové zátěže vyjádřené pro pětidecibelová pásma trvalé expozice nočním hlukem. Predikce růstu procent postižených osob vychází ze statistického hodnocení četnosti zdravotních problémů ve vztahu k noční hlukové expozici LAeq 22-6 h pro průměrné exponované osoby žijící v českých městech. Výsledky jsou uvedeny v závěrečných zprávách z monitoringu zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí, realizovaného dlouhodobě v České republice. Pásmo 35-40 dB je považováno za expozici hlukem, při němž nedochází ke zvýšení četnosti potíží a příslušných chorob. Tedy počáteční hodnoty označují prakticky incidenci platnou v populaci bez expozice hluku (Životní podmínky a jejich vliv na zdraví obyvatel Jihomoravského kraje, 2007).

Tabulka 32: Relativní nárůst obtíží vlivem expozice nočním hladinám hluku z dopravy

Účinky dlouhodobé expozice venkovnímu hluku z dopravy – noc (LAeq, 22-6 h)						
Nepříznivý účinek	dB(A)					
	35-40	40-45	45- 50	50 - 55	55 - 60	60 - 65
Procento osob s infarktem myokardu	do 3,7	3,7 - 4,1	4,1 - 4,5	4,5 - 4,9	4,9 - 5,4	5,4 - 6
Procento osob s narušeným spánkem	do 11	11 - 12,5	12,5- 13,8	13,8 - 15	15 - 16,5	16,5 -18,5
Procento osob užívajících denně sedativa	do 3,5	3,5 - 4	4 - 4,5	4,5 - 5	5 - 5,7	5,7 - 6,5

Zdroj: Životní podmínky a jejich vliv na zdraví obyvatel Jihomoravského kraje, 2007

V ČR je užívanou výpočtovou metodou pro výpočet hluku ze silniční dopravy „Novela metodiky výpočtu hluku ze silniční dopravy“, nemá však náležitou legislativní závaznost. Novela obsahuje rovněž metodiku měření hluku silniční dopravy. Tento metodický materiál získal statut výpočtové metody i pro výpočty stavu akustické situace ve venkovním prostředí pro účely hygienického posuzování. V současnosti je k dispozici již druhé vydání Novely metodiky pro výpočet hluku silniční dopravy z roku 2004. Posledním a vývojově nejvyšším stupněm systémových modelů pro stanovení vlivu dopravy na kvalitu akustické situace ve venkovním prostředí jsou „Metodické pokyny pro výpočet hladin hluku z dopravy“ z roku 1991, které obsahují samostatné výpočtové postupy pro výpočet hluku z dopravy silniční, železniční, tramvajové, trolejbusové a z provozu na parkovacích a odstavných plochách.

Grafickým vyjádřením výsledků akustických výpočtů je hluková mapa. Programovou reprezentací české výpočtové metodiky je program HLUK+, dále je dostupná celá řada zahraničních výpočtových programů např. SoundPLAN, LIMA, MITHRA, CADNA, IMMI atd., které poskytují uživateli obvykle možnost vybírat z množství implementovaných výpočtových metodik. Tyto programy umožňují vypracovat třírozměrný model posuzovaného území a výpočet hlukových hladin pro stanovení počtu osob zasažených hlukem.

K zabezpečení efektivního systému hodnocení a řízení hluku v životním prostředí byla přijata směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES ze dne 25. června 2002, jejímž cílem je definovat společný přístup k zamezení, prevenci nebo snižování škodlivých účinků hluku na lidské zdraví a zajištění veřejné dostupnosti informací o environmentálním hluku a jeho účincích. Tato směrnice byla implementována do českého zákonodárství zákonem č. 222/2006 Sb., kterým se mění zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezení znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci), ve znění pozdějších předpisů a vyhláškou č. 523/2006 Sb., kterou se stanoví mezní hodnoty hlukových ukazatelů, jejich výpočet, základní požadavky na obsah strategických hlukových map a akčních plánů a podmínky účasti veřejnosti na jejich přípravě (vyhláška o hlukovém mapování).

Dle zmíněné směrnice 2002/49/ES budou prezentovat zátěž obyvatel hlukové mapy (počet osob resp. obydlí vystavených hluku) v okolí hlavních silnic, železničních tratí, letišť a v aglomeracích. V roce 2007 je požadováno ukončení 1. etapy jejich vypracování, nejdéle po pěti letech budou zpracovány další hlukové mapy dle směrnice a provedena revize, případně aktualizace, již vypracovaných map pro okolí hlavních silnic, po kterých projede více než šest miliónů vozidel za rok, hlavních železničních tratí,

po kterých projede více než 60 000 vlaků za rok, pro okolí hlavních letišť s více než 50 000 vzlety nebo přistáními, a pro aglomerace s více než 250 000 obyvateli. Na tvorbu a vyhodnocení strategických hlukových map je bezprostředně navázána tvorba akčních plánů do července 2008. V jejich rámci budou navržena opatření snižující hluk, která dle potřeby zahrnou plánování dopravy, územní plánování, technická opatření u zdrojů hluku, výběr méně hlučných zdrojů a regulativní nebo ekonomická opatření nebo podněty.

V rozsáhlé oblasti opatření pro snížení hlukové zátěže ze silniční dopravy, která zahrnuje opatření u zdroje hluku, na dráze šíření hluku a u příjemce resp. na budovách, existují různé přístupy ke členění těchto opatření. Protihluková opatření můžeme rozdělit do tří následujících skupin. Urbanistická ochranná opatření patří k aktivním a určují zásady pro navrhování a rekonstrukce v rámci územního plánování. Hlavní zásady těchto opatření souvisí s optimalizací přepravních nároků a racionalizací přepravních vztahů a směřují ke snížení intenzity dopravy. Dále zahrnují vhodná dispoziční řešení obytných prostor, vhodnou dislokaci objektů dle jejich účelu a architektonické řešení budov. Do souboru technických opatření lze zahrnout opatření u zdroje hluku (vedení trasy, podélný sklon, kryt vozovky), opatření na dráze šíření hluku, tedy vytváření překážek, kterými mohou být protihlukové stěny (mohou redukovat hlukovou hladinu až o 15 dB), zemní valy, hmotné objekty a vegetace; a opatření na budovách, kterými je možné zvýšit vzduchovou neprůzvučnost okenního obvodového pláště chráněných budov. Třetí skupinu tvoří opatření organizační, která zahrnují redukci jízdní rychlosti, omezení rychlosti jízdy vozidel v noční době, snížení intenzity dopravy resp. změnu skladby dopravy zákazem vjezdu nákladních vozidel, zřizováním objízďek a určením jednosměrných ulic. Problematika hlukové zátěže by měla být řešena již od prvních etap urbanistického a technického řešení, kdy je více možností pro účelné a efektivní řešení a dosažené výsledky budou relativně málo nákladné (Adamec a kol., 2008).

Vibrace jsou dalším jevem, který negativně působí na zdraví člověka. Z fyzikálního hlediska jimi rozumíme pohyb pružného tělesa nebo prostředí, jehož jednotlivé body kmitají kolem své rovnovážné polohy. Pro vibrace vnímané lidským organismem je používán termín chvění. Hluk a chvění spolu úzce souvisí, vzájemně se podmiňují. Hlavními zdroji vibrací je v životním prostředí doprava silniční a železniční, vznikají provozem vozidel na nerovné vozovce a na kolejích, přenášejí se do okolní zástavby přes podloží a konstrukce staveb do vnitřních obytných prostorů ležících v blízkosti hlavních dopravních tras a na stojícího či sedícího člověka při pohybu dopravních prostředků. Také v přírodě se setkáváme s vibracemi vyvolanými posuvy v zemské kůře – zemětřesením nebo působením větru na nejrůznější konstrukce. Vibrace závisí na konstrukci vozidel, jejich nápravových tlacích, rychlosti a zrychlení, na kvalitě krytu vozovky, na konstrukci a podloží vozovky a v případě kolejové dopravy styků kolejí s podložím. U staveb jsou způsobovány i přelety tryskových letadel a podzemní drahou procházející zvodnělým územím (Adamec a kol., 2008).

Vnímání vibrací je ovlivněno celou řadou faktorů. Jedná se o komplexní fyziologický a psychologický vjem zprostředkovaný celou řadou receptorů. Dané vzruchy se přenášejí centrální nervovou soustavou do mozku, kde se integrují a kde také vzniká subjektivní vjem. Velikost vjemu je určena nejen kmitočtem, ale i rychlostí resp. Expozice intenzivním vibracím je spojena s nepříjemným subjektivním vjemem nepohody, který může být posuzován jak z fyziologického, tak i z psychologického hlediska. Dlouhodobá expozice pak může vyvolat trvalé poškození zdraví. Místní vibrace přenášené na ruce vyvolávají poškození několika systémů. Nejvíce jsou zasaženy periferní cévy, nervy horních končetin a svalově-kloubní aparát. Při delší expozici vibracím jsou průvodním jevem příznaky změn v centrálním nervovém systému.

Inaktivita

Jedním z nepřímých vlivů dopravy na zdraví je také ovlivnění životního stylu. Používání automobilů na úkor chůze nebo cyklistiky znamená omezení přirozené pohybové aktivity, která je pro zdraví nesmírně důležitá. Studie popisující situaci v evropských městech ukázala, že i pro krátké vzdálenosti jsou používána auta místo pěší chůze nebo jízdního kola. Více než 50 % cest osobním autem je kratších než 5 km, tedy vzdálenost, která je dosažitelná na kole za 15 minut a více než 30 % cest autem je kratších než 3 km tj. vzdálenost, kterou je možno ujet pěšky za přibližně 20 minut. Průměrný Evropan, žijící ve městě za jeden den pěšky ujede cca 1 km, na kole ujede cca 0,5 km a autem cca 27,5 km (THE

PEP, 2004). Nadužívání motorizované dopravy je tak jednou, i když ne jedinou, z příčin fyzické inaktivity současné evropské populace.

Světová zpráva o zdraví z roku 2002 (WHO, 2002) konstatuje, že fyzicky inaktivních lidí je v Evropě odhadem 17 % (v rozmezí 11-24 %). Další 41 % (v rozmezí 31-51 %) lidí se věnuje fyzické aktivitě méně než 2,5 hodiny týdně, což je stále ještě považováno za nedostatečnou aktivitu z hlediska užítka pro zdraví. Fyzická inaktivita způsobuje rozsáhlé společenské ztráty. Je odhadováno, že způsobuje v Evropě za rok 600 000 předčasných úmrtí. Mezi významně ovlivněné patří státy východní a střední Evropy. Tuto situaci dokumentují výsledky různých studií, které se zabývají životním stylem české populace. Například ve studii HELEN (HELEN, 2005), realizované v rámci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí, která sleduje vzorek populace ve věku 45 - 54 let ve vybraných městech bylo zjištěno, že zhruba třetina mužů i žen se nevěnuje vůbec žádné pohybové, sportovní aktivitě a intenzivní aktivitě se věnuje pouhých 10 % žen a 19 % mužů. K velmi podobným výsledkům dospěla mezinárodní studie HAPIEE (Health, Alcohol and Psychosocial factors In Eastern Europe), která ve vybraných českých městech u populace ve věku 45 - 69 let zjišťovala úroveň pohybové aktivity, u mužů i žen se pohybové aktivitě vůbec nevěnovala (0 hodin týdně) celkem třetina (HAPIEE, 2005).

Nedostatek pohybové aktivity, jako součásti životního stylu, se uplatňuje jako spolupůsobící faktor v dlouhém výčtu onemocnění a zdravotních ukazatelů. Zvyšuje riziko vzniku některých onemocnění. Mezi ně patří např. kardiovaskulární onemocnění, diabetes mellitus II. typu, obezita, rakovina tlustého střeva, rakovina prsu, osteoporóza a deprese. Negativně je ovlivňována také očekávaná délka života, tolerance stresu a soběstačnost ve stáří.

Fyzická inaktivita se stává v současné době závažným zdravotním problémem. Podíl úmrtí, které je možno přiřazovat fyzické inaktivitě kolísá mezi 5 – 10 % s významnými subregionálními rozdíly, tj. v řádu kolem 600 000 za rok, což je přibližně 5x více než úmrtí v důsledku dopravních nehod (WHO, 2002). Názory odborníků na to, co je dostatečná fyzická aktivita se různí a vyvíjejí na základě provedených studií. V současné době se považuje za minimum fyzické aktivity z hlediska užítka pro zdraví alespoň 3,5 hod střední pohybové aktivity týdně. Podle tohoto kritéria je nedostatečně aktivních 41% (31-51%) dospělých. Fyzicky zcela inaktivních je odhadem 17 % (11-24 %) lidí v Evropě. (WHO, 2002) Studie provedená v roce 2002 v EU státech ukázala, že 2/3 evropské populace nedosahuje doporučené úrovně fyzické aktivity (Sjostrom, 2006). Podobné výsledky byly získány ve studii HELEN (Health, Life Style and Environment), prováděné v populaci 45 až 54 letých obyvatel 25 vybraných měst ČR. Nedostatečná pohybová aktivita (méně než 30 min/den) byla zjištěna u 62% respondentů (HELEN, 2005).

Jedním z důsledků nedostatečného pohybu je nárůst obezity v populaci. Prevalence obezity se od 80tých let v mnoha evropských zemích více než ztrojnásobila. Je odhadováno, že téměř 400 milionů dospělých trpí nadváhou a cca 130 milionů dospělých je obezích. průměrný BMI (body mass index) dospělé populace Evropského regionu WHO je téměř 26,5. Pokud bude pokračovat současný trend, stoupne do r. 2010 počet obezích dospělých v Evropě na 150 milionů a dětí na 15 milionů. Na základě výsledků studie HELEN bylo zjištěno, že ve sledované populaci 45 až 54 letých je celkem 17,5% obezích (19% mužů a 16% žen) a 44% lidí s nadváhou (54% mužů a 34% žen) (HELEN, 2005).

Snížení fyzické aktivity v kombinaci s nezdravou výživou vede k stoupající epidemii nadváhy a obezity také u dětí v celém evropském regionu. Je to alarmující skutečnost protože nadváha u dětí je předpokladem nadváhy v dospělosti, představuje vyšší riziko kardiovaskulárních nemocí, cukrovky atd. Nadbytek váhy v dětství může vést k hypertenzi, růstu LDL a snížení HDL cholesterolu, narušenému dýchání během spánku, ortopedickým problémům a psychosociálním souvislostem (narušené sociální vazby, problémy s učením, zpětné ovlivnění životního stylu)

Globální strategie výživy a fyzické aktivity a zdraví, přijatá na Světovém zdravotnickém shromáždění WHA definuje potřebu multi-sektorální politiky, podporující fyzickou aktivitu, mimo jiné zajištěním dopravní politiky zahrnující nemotorizovanou dopravu jako součást dopravního systému a zajištěním podmínek pro dostupnou a bezpečnou chůzi a cyklistiku (Kazmarová, Rážová, 2006).

Psychologické aspekty dopravy

Důležitým aspektem v dopravě z pohledu zdraví člověka je rovněž duševní stav účastníků silničního provozu. Toto prostředí je svým způsobem specifické a stejně jako v případě určitých zaměstnání do něho nemohou vstupovat osoby bez předchozího lékařského vyšetření a bez speciálního proškolení. V současné době se této problematice věnuje aplikovaná psychologická disciplína, jejímž předmětem studia jsou psychické procesy a chování účastníků dopravního a přepravního procesu, a to jak těch, kteří aktivně zajišťují tyto procesy, tedy řidiči a posádky vozidel, letadel, plavidel, atd., tak cestujících, chodců a cyklistů. Předmětem zájmu dopravní psychologie je psychicky regulované chování člověka ve specifických dopravních podmínkách, které jsou dány individuálními vlastnostmi člověka, jeho předběžnou přípravou a výcvikem, druhem a charakterem dopravy a dopravní techniky. Součástí je studium systému „řidič – vozidlo – komunikace“ a jeho jednotlivých článků. Spolehlivost tohoto systému je dána správnou funkcí všech jeho částí. Podrobně se zkoumají sensorické vstupy (proces přijímání informací), proces zpracovávání informací (rozhodování a řídicí procesy) a rozhodování řidiče. Závažná je otázka přesnosti rychlosti a spolehlivosti řidiče a možnosti rozdělení úkolů mezi vozidlo a řidiče. Psychická způsobilost k řízení motorového vozidla znamená soulad osobních psychologických charakteristik s požadavky a nároky, které na člověka klade bezpečné ovládní motorového vozidla. Za klíčová hlediska v dopravním chování řidiče je možno považovat vizuálně-orientační chování, tzn. pozorování cesty, okolí, křižovatek, předvídání, reakce na překážky, připravenost brzdit, koncentrace a pohotovost pozornosti, psychomotoriku, resp. techniku jízdy, tzn. pohyby volantem, koordinace pohybů na ostatních ovládacích prvcích, plynulost jízdy, styl jízdy se zaměřením na rychlost jízdy, způsob přejezdu zatáček, rizikovitost a bezpečnost jízdy a v neposlední řadě disciplinovanost při jízdě vč. respektování předpisů, dopravních značek, omezení apod. Nelze opominout ani psychologickou analýzu vozidla, která se týká především toku informací mezi vozidlem a řidičem, tzn. řešení oznamovacích a ovládacích prvků v interiéru vozidla. V současné době je cílem přizpůsobení konstrukce vozidla psychickým kapacitám člověka zejména z pohledu jeho co nejmenší zátěže při ovládní vozidla tak, aby se mohl v maximální míře věnovat silničnímu provozu.

Dopravní nehody

Nehodovost v dopravě je významným problémem z hlediska udržitelnosti dopravních systémů. Nejde jen zdaleka o přímou ekonomickou škodu, která vznikne při nehodách, ale narušen je také sociální rozměr udržitelné dopravy. Po zemřelých často zůstávají neúplné rodiny, zranění si často odnášejí trvalé následky, které zhoršují jejich společenské uplatnění. Nehody vyvolávají také další národohospodářské škody v souvislosti s ochromením dopravních tras během odstraňování následků, léčení zraněných a ztrátou výdělků.

Tabulka 33: Vývoj nehodovosti na silnicích v ČR v letech 1993 až 2006 (Jedlička, a kol., 2007)

	Rok									
	1993	1995	1997	1999	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Nehody	152 157	175 520	198 431	225 690	185 664	190 718	195 851	196 484	199 262	187 965
Mrtví*	1 524	1 588	1 597	1 455	1 334	1 431	1 447	1 382	1 286	1063
Zranění	32 277	36 967	36 608	37 834	33 676	34 388	35 438	34 254	32 211	28 114
Mrtví / 1000 obyv.	0,15	0,15	0,15	0,14	0,13	0,14	0,14	0,14	0,13	0,11
Zranění /1 000 obyv..	3,12	3,58	3,55	3,67	3,27	3,37	3,47	3,35	3,15	2,74

* do 30 dnů

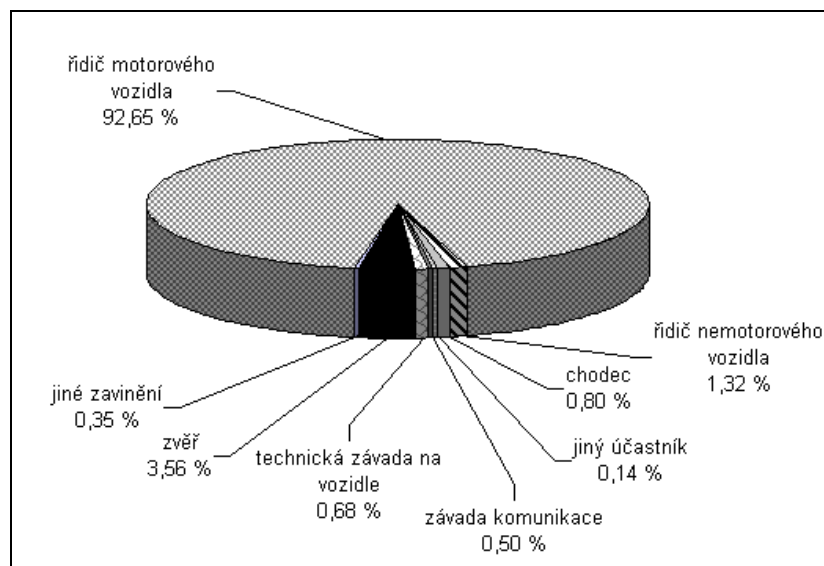
Mezi jednotlivými druhy dopravy se jako nejproblémovější jeví doprava silniční, zejména individuální automobilová doprava. Na silniční dopravu připadá největší podíl usmrčených a zraněných osob, např. v roce 2005 šlo v ČR o 33497 osob v silniční dopravě oproti 507 osobám v železniční dopravě, přičemž

do železniční dopravy jsou započítány také osoby usmrčené nebo zraněné na přejezdech vinou nedodržení dopravních předpisů řidiči motorových vozidel.

Vývoj dopravní nehodovosti vykazoval trvalý růst až do konce 90. let minulého století s vrcholem v roce 1999, kdy se stalo celkem 225 690 dopravních nehod (viz Tabulka 33). Počet usmrčených se po celá léta 1993 až 2005 dlouhodobě pohyboval v rozmezí 1300 až 1600 osob, výrazně klesl až v roce 2006, což se přičítá zavedení bodového systému.

Dopravní nehody po střetech vozidel s živočichy jsou nejviditelnějším projevem fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou. Každoročně jsou milióny živočichů usmrčeny na silnicích při kolizích s vozidly. Velké množství úmrtí ještě nemusí nutně vést k ohrožení populace, ale spíše indikují, že zmíněný druh je velmi hojný a široce rozšířený. Dopravní úmrtnost tvoří u běžných druhů jako jsou hlodavci, lišky, běžní pěvci pouze asi 1 až 4 % celkové úmrtnosti. (Iuell et al., 2003). Na dopravní úmrtnost jsou citlivé především vzácné druhy s nepočítanými lokálními populacemi, u kterých je doprava významnou příčinou úmrtnosti a dále též druhy intenzivně migrující mezi lokalitami, mezi které můžeme zařadit obojživelníky nebo různé druhy plazů. Ohrožené jsou také populace ve zvláště chráněných územích s vyšší hustotou dopravních sítí a provozu (v ČR např. České Středohoří). Dalšími faktory, na kterých závisí úmrtnost na silnicích jsou teplota, srážky, roční období a denní nebo noční doba. Roční kolísání úmrtnosti indikuje rozmnožovací období, období péče o mláďata, hledání nových teritorií právě dospělými mláďaty, sezónní migrace a loveckou sezónou. Vyšší riziko kolize s živočichy je také na silnicích, které vedou paralelně nebo protínají okraje lesů s travními porosty.

Obrázek 29: Dopravní nehody v ČR za rok 2006 podle viníka



Zdroj: Ředitelství služby dopravní policie Policejního prezidia České republiky, 2007

Z rozdělení, které uvádí Obrázek 29 vyplývá, že srážky se zvěří jsou druhou nejčastější příčinou dopravních nehod v silniční dopravě, hned po chybách řidičů motorových vozidel. Čelní srážka většinou končí smrtí, či těžkým zraněním zvířete, ale ne ve všech případech, zejména u střetů s velkými savci jako je prase divoké (*Sus scrofa*) nebo jelen evropský (*Cervus elaphus*), musí kolize dopadnout šťastně také pro řidiče a jeho vozidlo, jak dokládá Tabulka 34.

Tabulka 34: Následky nehod po střetech s lesní zvěří v ČR v roce 2006

Kategorie	Následky
Celkový počet nehod se zvěří	6692
počet nehod s usmrcením	0
počet nehod s těžkým zraněním	5
počet nehod s lehkým zraněním	43
počet nehod se způsobenou hmotnou škodou	6114
Počet usmrcených osob	0
Počet těžce zraněných	5
Počet lehce zraněných	10
Hmotná škoda (v mil. Kč)	12,56

Zdroj: Ředitelství služby dopravní policie Policejního prezidia České republiky, 2007

Bezpečnost dopravy je velmi závažným faktorem, který hraje u cestujících důležitou roli při výběru způsobu přepravy. Je přitom paradoxem, že ačkoliv letecká doprava je velmi bezpečným způsobem cestování, zejména nepravidelní cestující mají z jejího používání velké obavy. To je důsledkem zájmu médií o letecké nehody, které se ve zpravodajství vyjímají lépe než stovky menších nehod na silnicích. Podobně někdy bývá zpodobňována také železniční doprava, která je nejbezpečnějším způsobem cestování vůbec. Typickým případem je zpravodajství o nehodách, kdy dojde ke střetu vlaku se silničním vozidlem na úrovňovém přejezdu. I když v absolutní většině případů jde o chybu řidiče silničního vozidla a nerespektování výstražných zařízení, je vlak často zpodobněn jako viník havárie. To pak přispívá k negativnímu obrazu železnice v očích veřejnosti.

Bílá kniha evropské dopravní politiky (Bílá kniha, 2001) stanovila cíl zredukovat počet usmrcených na silnicích o 50 % do roku 2010 oproti roku 2001. Přijetím Národní strategie bezpečnosti silničního provozu (Národní strategie bezpečnosti silničního provozu, 2005) se k tomuto cíli přihlásila také ČR. Aby tohoto cíle mohlo být skutečně dosaženo, jsou nezbytná účinná opatření jak v oblasti zvýšení bezpečnosti vozidel a dopravní infrastruktury, ale zejména zaměření na výcvik a výchovu řidičů. Z tohoto pohledu významným okamžikem se stalo zavedení bodového systému postihů dopravních přestupků v červenci 2006 (Zákon č. 361/2000 Sb.), který se velmi rychle projevil snížením počtu nehod, i usmrcených. Není však jisté, zda-li nešlo pouze o okamžitou reakci řidičů na zavedení přísných sankcí ze kterých s postupem času ztratí respekt, nebo se opravdu povedlo uvést v život opatření s dlouhodobými přínosy.

Shrnutí

Nejčastěji bývá za environmentálně nejšetrnější druh osobní dopravy považována doprava nemotorová, tedy pěší a cyklistická, příznivě bývá hodnocena také železnice. Jako problematická se jeví doprava letecká a největší zátěž pro životní prostředí představuje doprava silniční, zejména individuální. V nákladní dopravě je považována za jednoznačně nejšetrnější k životnímu prostředí železniční doprava, naopak za nejvíce nepříznivou se považuje doprava silniční. Nejednoznačně vychází hodnocení vodní dopravy, neboť představuje výrazné riziko v případě provozních havárií a výstavba infrastruktury představuje výrazný zásah do krajiny a říčních ekosystémů.

Literatura

- ADAMEC V., POSPÍŠIL, J., LIČBINSKÝ, R., HUZLÍK, J., JÍCHA, M. Metodický pokyn ke snižování prašnosti z dopravy, Brno : CDV, 2009a, 19 s.
- ADAMEC, V. a kol. Doprava, zdraví a životní prostředí. Praha: Grada, 2008, 176 s. ISBN 987-80-247-2156-9.
- ADAMEC, V., DOSTÁL, I., DUFEK, J., GALLE, D., HUZLÍK, J., CHOLAVA, R., JEDLIČKA, J., KALÁB, M., KUTÁČEK, S., MAREŠOVÁ, V., PROVALILOVÁ, I., SILOVÁ, R., ŠEĎA, V., ŠUCMANOVÁ, M., TRHLÍKOVÁ, B., TVARUŽKOVÁ, J., VLČKOVÁ, J., VOJTĚŠEK, M., BARTOŠ, T., BENCKO, V., BOROVEC, K., ČUPR, P., HLAVÁČEK, J., HOLOUBEK, I., KLEWAROVÁ, Z., KOČÍ, V., KOHOUTEK, J., KRAJÍČEK, S., KUPEC, J., LADYŠ, L., LIBERKO, M., OCELKA, T., ROŽNOVSKÝ, J., RŮŽIČKOVÁ, K., ŠPLÍCHAL, K., TRÍSKA, J., ZÁBRŽ, L. Výzkum zátěže životního prostředí z dopravy. (Výroční zpráva projektu VaV CE 801 210 109 za rok 2004) CDV, Brno, 2005.
- ADAMEC, V., DUFEK, J. Greenhouse gas emissions from transport in the Czech Republic. In International Conference on Future Worldwide Emission Requirements for Passenger Cars and Light Duty Vehicles and EURO 5. Milano (Italy), 10. - 11. 12. 2003 [on-line]. Milano: ISPRA. [cit. 2007-03-25] Dostupný z < <http://ies.jrc.cec.eu.int/Units/eh/events/EURO5/PROCEEDINGS/Session%20II%20Presentations/presentace-Dufek-Adamec.pdf> >.
- ADAMEC, V., DUFEK, J. The production of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from transport in the Czech Republic – present state and development. In 5th International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe Prague 2000, Praha (Czech Republic), 12. - 14. 9. 2000. Tallahassee, FL (USA): FSU Florida, 2000, 4 s.
- ADAMEC, V., DUFEK, J. Transport share on air polluting emissions in the Czech Republic. In 11th International Symposium Transport and Air Pollution : Proceedings, Volume II., Graz (Austria), 19. – 21. 6. 2002. Graz (Austria): TU Graz, 2002, p. 81-82. ISBN 3-901351-59-0.
- ADAMEC, V., DUFEK, J., HUZLÍK, J. Vliv katalyzátorů na produkci emisí CO₂, N₂O a CH₄. In Ovězení 2001, Brno, 14. - 16. 5. 2001. Brno: TOCOEN, 2001, s. 215 - 217. ISBN 80-210-2591-3.
- ADAMEC, V., HUZLÍK, J., LIČBINSKÝ, R., DUFEK, J., JEDLIČKA, J., CHOLAVA, R., PROVALILOVÁ, I., ADAMCOVÁ, EFFENBERGER, K., M., JÍCHA, M., KATOLICKÝ, J., POSPÍŠIL, J., BENCKO, V., PETANOVÁ, J., NOVOTNÝ, L. Prašnost dopravy a její vlivy na imisní zatížení ovzduší suspendovanými částicemi (Syntetická zpráva projektu VaV 1F54H/098/520 za roky 2005 - 2008). Brno: CDV, 2009b, 27 s.
- ADAMEC, V., JEDLIČKA, J., DUFEK, J. Emise z dopravy a jejich podíl na celkovém znečištění v ČR. In 20. mezinárodní konference Ochrana ovzduší : zborník, Vysoké Tatry-Štrbské Pleso (Slovensko), 23. – 25. 11. 2005. Vysoké Tatry-Štrbské Pleso: KONGRES Management s.r.o., 2005, s. 92 - 95. ISBN 80-969365-2-2.
- ADAMEC, V., LIČBINSKÝ, R., HUZLÍK, J. a kol. Stanovení úrovně zatížení životního prostředí škodlivinami emitovanými dopravou. In 11. konference monitoringu a konference hygieny životního prostředí : souhrnná sdělení, Milovy, 3. - 5. 10. 2006. Praha: Státní zdravotní ústav, 2006, s. 14.
- ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MIKO, L., ANDĚLOVÁ, H. Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. Metodická příručka, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 2005, 99 s., ISBN 80-86064-92-1.
- BAREFOOT, R. R.. Determination of platinum at trace levels in environmental and biological materials. Environmental Science & Technology, 1997, Vol. 31, No. 2, p. 309 - 314. ISSN 0013-936X.
- BERGLUND, B., LINDVALL, T., SCHWELA, H.D. Guidelines for Community Noise. Geneva: World Health Organization, 1999, 161 p.
- BÍLÁ KNIHA Evropská dopravní politika pro rok 2010: čas rozhodnout. Brusel: EC, 2001, 106 s. ISBN 80-7270-015-4.
- BOŽEK, F., URBAN, R., ZEMÁNEK, Z. Recyklace. Vyškov: Moravia Tisk, 2003, 238 s. ISBN 80-238-9919-8.
- BRAATEN, D.A., PAW, U.K.T., SHAW, R.H. Particle resuspension in a turbulent boundary layer observed and modelled. J. Aerosol Sci. 1990, 21, p. 613–628.

- CLAIBORN, C., MITRA, A., ADAMS, G., BAMESBERGER, L., ALLWINE, G., KANTAMANENI, R., LAMB, B., WESTBERG, H. Evaluation of PM10 emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. *Atmospheric Environment*. 1995, 29, p. 1075-1089.
- Dopravní infrastruktura jako kritický prvek národní infrastruktury z hlediska zabezpečení základních funkcí státu. Projekt VaV MDČR č. 1F44E/015/030AZIN CZ, s.r.o., TU Liberec. 2007.
- DOSTÁL, I. Vliv nepřiměřené reklamní činnosti na krajinný ráz. *Silniční obzor*, 2005, roč. 66, č. 12, s. 298-300. ISSN 0322-7154.
- DUFEK, J., DOSTAL, I., JEDLIČKA, J., ADAMEC, V. Opatření k omezení fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou. Brno : CDV, 2007, 78 s.
- DUFEK, J., HUZLÍK, J., ADAMEC, V. Metodika pro stanovení emisní zátěže látek znečišťujících ovzduší v České republice. Brno: Centrum dopravního výzkumu, 2001, 21 s.
- Evropská dohoda o mezinárodní silniční přepravě nebezpečných věcí (ADR). [on-line]. [cit. 2007-06-11] Dostupné z < <http://www.unece.org/trans/danger/publi/adr/adr2007/07ContentsE.html> >
- FARAGO, M.E., KANAVAGH, R. BLANKS, R. Platinum metal concentrations in urban road dust and soil in the United Kingdom. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 1996, Vol. 354, p. 660 – 663. ISSN 0937-0633.
- GÓMEZ, B., GÓMEZ, M., SANCHEZ, J.L. et al. Platinum and rhodium distribution in airborne particulate matter and road dust. *Science of the Total Environment*, 2001, Vol. 269, p. 131 – 144. ISSN 0048-9697.
- HAVRÁNEK, J. a kol. Hluk a zdraví. Praha: Avicenum, 1990, 278 s. ISBN 80-201-0020-2.
- Health, Alcohol and Psychosocial factors In Eastern Europe (HAPIEE Study) [on-line]. London: UCL Department of Epidemiology and Public Health, 2005. [cit. 2007-07-10]. Dostupný z < http://www.ucl.ac.uk/easteurope/hapiee_open.htm >
- HLAVÁČ, V., ANDĚL, P. Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 2001, 51 s., ISBN 80-86064-60-3.
- IUELL, B., BEKKER, G. J., CUPERUS, R., DUFEK, J., FRY, G., HICKS, C., HLAVAC, V., KELLER, V., ROSSEL, C., SANGWINE, T., TORSLOV, N., WANDALL, B. Le MAIRE, B. *Wildlife and Traffic*. KNNV Publishers : Utrecht, The Netherlands, 2003, 165 p. ISBN 90-5011-186-6
- JEDLIČKA, J., a kol. Studie o vývoji dopravy z hlediska životního prostředí v České republice za rok 2006. Brno: Centrum dopravního výzkumu, v.v.i, 2007, 138 s.
- KAZMAROVÁ, H., RÁŽOVÁ, J. Doprava a zdraví - širší souvislosti. II. konference „Doprava, zdraví a životní prostředí“. Lázně Bohdaneč, 3. - 4. 10. 2006.
- KVARČÁK, M., VAVREČKOVÁ, J., ŽEMLIČKA, Z. Likvidace ropných havárií. Ostrava: SPBI Spektrum, 2000, 106 s. ISBN 80-86111-61-X.
- LEGRET, M., ODIEB, L., DEMAREA, D. et. al. Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement. *Water Research*, 2005, Vol. 39, No. 15, p. 3675–3685. ISSN 0043-1354.
- LIČBINSKÝ, R., SCHWARZOVÁ M., PROVALILOVÁ I. Kontaminace vod polutanty obsaženými v konstrukčních vrstvách vozovek (Závěrečná zpráva o realizaci projektu 1P050C003). Brno: Centrum dopravního výzkumu, v.v.i., 2007, 15 s.
- LOUGH, G.C., SCHAUER, J.J., PARK, J.S., SHAFER, M.M., DEMINTER, J.T., WEINSTEIN, J. P. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, p. 826-836.
- Metodika analýzy zranitelnosti životního prostředí ENVITech03. Dostupné z: <[www.env.cz/www/zamest.nsf/0/7d67630b76736000c12569df004051f2/\\$FILE/](http://www.env.cz/www/zamest.nsf/0/7d67630b76736000c12569df004051f2/$FILE/)>
- MIEDEMA, H.M.E. Noise & Health: How does noise affect us? In *The 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering*, Den Haag, 27. – 30. 8. 2001. Den Haag (Netherlands): TU Delft, 2001, p. 3 - 20.
- Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy, Technické podmínky Ministerstva dopravy č. 180, 2006

- Národní strategie bezpečnosti silničního provozu [on-line]. Praha: Ministerstvo dopravy, 2005, 38 s. [cit. 2007-07-11]. Dostupný také z < <http://www.ibesip.cz/cs/Národní+strategie+BESIP/> >
- POLÍVKA, E. Realizační program ČR č. 4 pro nakládání s autovraky. Praha: SUNEX, s.r.o., 2004, 42 s.
- Přehled o nehodovosti na pozemních komunikacích v České republice za rok 2006. Praha: Ředitelství služby dopravní policie Policejního prezidia České republiky, 2007, 215 s.
- Road Transport Research. Road Noise Abatement : OECD Report. Paris: CEDEX, 1995, 170 s. ISBN 92-64-14578-8.
- RUNGE, I., WRIGHT, R.M., URISH, D.W. Modeling sodium and chloride in surface streams during base flows. *Journal of Environmental Engineering*, 1989, Vol. 115, No. 3, p. 608 - 619. ISSN: 0733-9372.
- Řád pro mezinárodní železniční přepravu nebezpečných věcí (RID). [on-line]. [cit. 2007-06-11] Dostupné z < http://www.otif.org/html/e/rid_notifications_2005.php >.
- SANSALONE, J.J., BUCHBERGER, S.G. An infiltration device as a best management practice for immobilizing heavy metals in urban highway runoff. *Water Science and Technology*, 1995, Vol. 32, No. 7, p. 119 - 125. ISSN 0273-1223.
- SHINYA, M., TSUCHINAGA, T., KITANO, M. et al. Characterization of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban highway runoff. *Water Science and Technology*, 2000, Vol. 42, No. 7-8, p. 201 - 208. ISSN 0273-1223.
- SJOSTROM M. et al. Health-enhancing physical activity across European Union countries: the Eurobarometer study. *Journal of Public Health*, 2006, Vol. 14, No. 1, p. 1 - 10. ISSN 0090-0036.
- SMITH, J.A., SIEVERS, M., HUANG, S., YU, S.L. et al. Occurrence and phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban storm-water runoff. *Water Science and Technology*, 2000, Vol. 42, No. 3-4, p. 383 - 388. ISSN 0273-1223.
- Statistická ročenka 2008 [on-line]. Praha: MV–generální ředitelství HZS ČR jako příloha časopisu 112 číslo 3/2008, 2008 43 s. [cit. 2009-09-11] Dostupné z < <http://www.mvcr.cz/statistiky/2008/hzsrok08.pdf> >
- SÝKORA, O. Autovraky – rok 2005. *Odpadové fórum*, 2005, č. 10, s. 11 - 12. ISSN 1212-7779.
- Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České Republiky ve vztahu k životnímu prostředí, Hodnocení zdravotního stavu, studie HELEN (Health, Life Style and Environment), odborná zpráva za rok 2005. [on-line]. Praha, SZÚ, 2006. ISBN 80-7071-255-4. [cit. 2007-07-10]. Dostupný také z < <http://www.szu.cz/chzp/indikatory/helen.html> >
- ŠEBOR, G., PÍŠA, V., HORNÍČEK, K. Mefa 02 – Program pro výpočet emisních faktorů pro motorová vozidla [software]. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2002.
- ŠOOŠ L. Zber a spracovanie starých vozidel na Slovensku. *Odpadové fórum*, 2006, č. 10, s. 14 –16. ISSN 1212-7779.
- Švanda, J., Huzlík, J., Trhlíková, B. Ochrana vod před negativními vlivy železničního provozu. CDV, Brno, 2000.
- Švanda, J., Huzlík, J., Trhlíková, B. Ochrana vod před negativními vlivy železničního provozu. CDV, Brno, 2001.
- Transport related Health effects with a particular focus on Children, transnational project and workshop. Vienna: THE PEP, WHO-UNECE, 2004, 64 p. ISBN 3-902 338-31-8.
- TUHÁČKOVÁ, J., CAJTHALM, T., NOVÁK, L. et al. Hydrocarbon deposition and soil microflora as affected by highway traffic. *Environmental Pollution*, 2001, Vol. 113, No. 3, p. 255 – 262. ISSN 0269-7491.
- VALLIUS, M., JANSSEN, N.H.N., HEINRICH, J., HOEK, G., RUUSKANEN, J., CYRYS, J., VAN GRIEKEN, R., DE HARTOG, J.J., KREALING, W. G., PEKKANEN, J. Sources and elemental composition of ambient PM2.5 in three European cities. *Science of the Total Environment*. 2005, 337, p. 147 – 162.
- VOJKOVSKÁ, J., DANIHELKA, P. Metodika pro analýzu dopadů havárií s účastí nebezpečné látky na životní prostředí „H&V index“. *Věstník MŽP* 3/03.

- WEIJER, E. P., EVEN A., KOS, G.P.A. et al. Particulate matter in urban air: health risks, instrumentation and measurements and political awareness. Amsterdam: Ecn-Clean Fossil Fuels Air Quality, 2001, 68 p. ECN-R--01-002.
- World Health Report 2002: Reducing risks, promoting healthy life. Geneva: WHO, 2002, 248 p. ISBN 9241562072.
- Zákon č. 361/2000 Sb., o provozu na pozemních komunikacích a o změnách některých zákonů (zákon o silničním provozu), ve znění zákona č. 60/2001 Sb., zákona č. 478/2001 Sb., zákona č. 62/2002 Sb., zákona č. 311/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 436/2003 Sb., zákona č. 53/2004 Sb., zákona č. 229/2005 Sb., zákona č. 411/2005 Sb., zákona č. 76/2006 Sb., zákona č. 226/2006 Sb., zákona č. 264/2006 Sb. a zákona č.342/2006 Sb.
- ZEREINI, F., SKERSTUPP, B., ALT, F. et al. Geochemical behaviour of platinum-group elements (PGE) in particulate emissions by automobile exhaust catalysts: experimental results and environmental investigations. Science of the Total Environment , 1997, Vol. 206, No. 2, p. 137 – 146. ISSN 0048-9697.
- Životní podmínky a jejich vliv na zdraví obyvatel Jihomoravského kraje [on-line]. [cit. 2007-07-11]. Dostupný z < <http://zubrno.cz/studie/> >

Model přepravního proudu vyjadřující závislost přepravního času na množství vozidel a rychlosti

Úvod

Model přepravního proudu byl zpracován na modelové oblasti Brna a nejbližšího okolí v prostředí kanadského software EMME (Équilibre Multimodal- Multimodal Equilibrium), který patří k nejuznávanějším tohoto druhu ve světě. EMME poskytuje unikátní, flexibilní otevřený přístup k modelování umožňující uživatelům používat stávající i vyvíjet nové metody pro specifické lokální potřeby. EMME zvládá zejména modelování složitých a rozsáhlých dopravních systémů ve velkých aglomeracích s komplikovanými socioekonomickými vazbami. EMME představuje nástroj pro analýzy a vizualizace dopravních situací a nabízí algoritmy, které si získaly reputaci jako vysoký standard dopravního modelování. Program je vyvíjen již od roku 1976 v Montrealu (Kanada) firmou INRO. INRO bylo průkopníkem aplikace jak rovnovážného zatěžování tak integrovaného multimodálního zatěžování a stále pokračuje ve vývoji nových verzí programu.

Cílem tohoto modelu byly výpočty časových prodlev (zdržení), ke kterým dochází v důsledku narůstajících kongescí a které by měly sloužit jako základ pro výpočty externích nákladů na kongesci. Časové charakteristiky byly vypočítány pro všechny cesty ze zdrojových do cílových zón modelu, se zaměřením na individuální automobilovou dopravu (IAD).

Rozdělení modelové oblasti (Brna) na dopravní zóny

Prvním krokem modelování bylo rozdělení modelové oblasti na dopravní zóny. Jednotlivé zóny jsou přímo urbanistické okrsky, tzv. základní sídelní jednotky (ZSJ). Hlavním důvodem tohoto rozdělení bylo to, že o každé ZSJ velmi podrobná demografická a socioekonomická data ze Sčítání lidu, domů a bytů, která byla získána od Českého statistického úřadu. S pomocí této nové zonace bylo možno uplatnit klasický (4-step model), tedy modelování, které se skládá ze 4 kroků:

- vznik cest (trip generation)
- rozdělení cest (trip distribution)
- dělba přepravní práce (modal split)
- zatěžování sítě rovnovážnou metodou (výsledek jsou dopravní intenzity a počty přepravovaných osob na všech úsecích dopravní sítě).

Model se nyní skládá s celkem 315 zón, z čehož je 278 ZSJ a ostatní jsou okolní nejbližší obce a tzv. externí zóny, které fungují jako vjezdy a výjezdy do(z) modelového území. Přehled zón v modelovém území uvádí Tabulka 35.

Tabulka 35: Přehled zón v modelovém území Brna

Typ zóny	číslování	počet zón v systému
ZSJ	0001 - 02xx	278
nákupní centra nespádající pod ZSJ	8201	1 (Olympia centrum)
okolní obce nespádající pod ZSJ	8001 - 80xx	11
externí zóny (vjezdy)	9901 - 99xx	25

celkem		315
---------------	--	------------

Určení dopravních produkcí a atraktivit jednotlivých zón

Pro zjišťování atraktivit byla získána databáze zaměstnavatelů s počty zaměstnanců, která byla doplněna o firmy mající sídlo mimo Brno a v Brně pobočky. Celkem se jednalo o přibližně 2000 firem. Ke každé firmě bylo s pomocí databáze adresních bodů a vyhledávacích funkcí v MS Excel přiřazeno číslo ZSJ ve které se nachází. Údaje o dopravních atraktivitách jednotlivých zón jsou tvořeny počty pracovních míst (ze speciální databáze) a počty cest končících v obchodních zónách určené z produkčních ploch a typu využití území, podle návrhu technické normy zpracované s.r.o. EDIP (Martolos 2009). Je nutno si uvědomit, že tyto údaje nemusí být zcela přesné, neboť se jedná o faktor atraktivity, použitý jako poměrný faktor při distribuci dopravní produkce (udávají kam se bude daná produkce rozdělovat). Do atraktivit nebyly započítány aktivity, které se pravděpodobně dějí na krátké vzdálenosti, v rámci 1 zóny (intra-zónální doprava), tj. např. počty žáků základních škol, malé obchody, apod. Za pomoci indexu byly firmy rozděleny podle aktivit (viz Tabulka 36).

Tabulka 36: Rozdělení firem podle aktivit

index	aktivita
1	školy
2	obchody
3	banky
4	průmysl
5	doprava, spoje, pošta
6	nákupní centra
7	restaurace, hotely, zábava
0	ostatní

Z tabulky je zřejmé, že je možno vytvořit mnoho kombinací možných cest: např. bydliště – zaměstnání – bydliště, bydliště – škola - zaměstnání, bydliště – zaměstnání – obchod, bydliště – zaměstnání – zábava, bydliště – nákupní centrum – bydliště, apod. V modelu není možno předvídat chování každého jedince a postihnout všechny možné varianty. Vždy je nutno situaci zgeneralizovat. Pro účely výpočtů emisí byl zvolen zjednodušený přístup, založený na počtech ekonomicky aktivních obyvatel v každé interní zóně a počtech osob denně vyjížděných z každé zóny do zaměstnání. Přehled stanovených dopravních produkcí ("origin matrices - *mo*") a dopravních atraktivit ("destination matrices - *md*") uvádí Tabulka 37.

Tabulka 37: Přehled dopravních produkcí a atraktivit používaných v modelu

mo	Dopravní produkce	md	Dopravní atraktivita
1	vyjížd'ka do zaměstnání	1	počty pracovních míst
2	vyjížd'ka do škol	2	atraktivita obchodů (daná výměrou prodejní plochy)
5	dojíždějící do Brna (IAD)	3	počty žáků ve školách (SŠ, VŠ)

6	počet obyvatel celkem	4	
---	-----------------------	---	--

Z tabulky je zřejmé, že produkce interních a externích zón byly počítány odděleně. Produkce externích zón byla stanovena jako 1/2 hodnoty dopravních intenzit automobilové dopravy dle nejnovějších dopravních sčítání Ředitelství silnic a dálnic (ŘSD). Obdobně byla stanovena i atraktivita externích zón. Výsledkem modelování jsou dopravní objemy vyjádřené v počtech vozidel, zatímco výše zmíněná socio ekonomická data jsou uvedena v počtech osob. Tento rozpor je řešen faktorem obsazenosti vozidel, který byl nastaven na hodnotu 1,4.

Distribuce cest, výpočty matic přepravních vztahů

Pro výpočty matic přepravních vztahů byl využit tzv. model "ENTHROPY", používán běžně zejména v USA a Kanadě. Distribuce se provádí podle následujícího vztahu (vztah 1):

Chyba! Objekty nemohou být vytvořeny úpravami kódů polí. (1)

g_{pq}	počet cest ze zóny p do zóny q
O_p	produkce zóny p
D_q	celková atraktivita zóny q
U_{pq}	cestovní čas ze zóny p do zóny q
θ	konstanta ke kalibraci
n	celkový počet zón v systému

Pro účely dopravního modelu byly tímto způsobem vypočteny dvě matice přepravních vztahů: matice vnitřní dopravy, vzniklá distribucí dopravní produkce interních zón, a matice dopravy z externích zón do modelového území. Tyto 2 matice představují cesty z místa bydliště do blíže nerozlišené cílové destinace.

Vzhledem k tomu, že dopravní objemy jsou počítány pro denní období, je nutno zohlednit i cesty zpět, které probíhají tentýž den (většinou odpoledne). Cesty zpět byly do systému zahrnuty transpozicemi obou matic a připočtením transponovaných matic k původním dvěma maticím. Výjimkou je tranzitní doprava, která se netransponuje, protože vjíždí do modelového území, zase jej opouští a už se ve stejný den nevrací (resp. případné "zpáteční" tranzitní cesty se objevují v produkci jiných externích zón). Transpozice bez tranzitních vztahů byla provedena s pomocí výpočtu s podmínkou (viz vztah 2).

Zatímco matice dopravy z externích zón obsahuje pouze automobilovou dopravu, v interních cestách není druh dopravy rozlišen. Proto je nutné uvažovat s podílem IAD na celkové dopravní poptávce, který ve městě Brně podle dat z dopravních průzkumů odpovídá průběrné hodnotě 47 % (Ročenka dopravy Brno 2006). Výsledná matice vztahů individuální automobilové dopravy je tedy vypočítána dle následujícího vztahu:

Chyba! Objekty nemohou být vytvořeny úpravami kódů polí. (2)

$mf21$	celková matice IAD
$mf19$	matice vnitřní dopravy
$mf19'$	transponovaná matice vnitřní dopravy
0.47	podíl IAD na dělbě přepravní práce (40%)
$mf5$	matice dopravy (IAD) z externích zón
$mf5'$	transponovaná matice dopravy (IAD) z externích zón

$p \geq 1$ and $p < 9000$ podmínka, která definuje transpozici matice mf5 pouze pro interní zóny

Vztah (2) je zapsán přesně ve tvaru, v jakém vstupuje do modelování v programu EMME. Matice, se kterými se zde pracuje jsou označeny jako mf_x (full matrix), na rozdíl od matic zdrojových (mo_x) a cílových (md_x).

Výpočty dopravních intenzit a kalibrace modelu

Dopravní objemy (intenzity) jsou v modelu vypočítány na všech úsecích modelové sítě, s pomocí tzv. zatěžování sítě maticí přepravních vztahů. Výpočet matice (mf21) byl popsán v kapitole předchozí. Zatěžování automobilovou dopravou proběhlo rovnovážnou metodou, kdy se dopravní vztahy uvedené matice přidělují na síť na trasy s nejkratším cestovním časem. Cestovní čas je počítán s pomocí tzv. funkce VDF („volume-delay“), která v sobě zahrnuje i parametr intenzit. Se zvyšujícím se objemem dopravy se dopravní proud zpomaluje, přičemž tato závislost je exponenciální. Zatěžování se opakuje (iterace výpočtu) tak dlouho až je dosaženo rovnováhy systému, tj. žádný cestující si již nemůže zlepšit cestovní čas své cesty. Funkcí VDF je v literatuře velké množství, pro tento projekt byla použita tzv. funkce BPR (Bureau of Public Road), vyvinutá v 60. letech v USA (vztah 3):

Chyba! Objekty nemohou být vytvořeny úpravami kódů polí. (3)

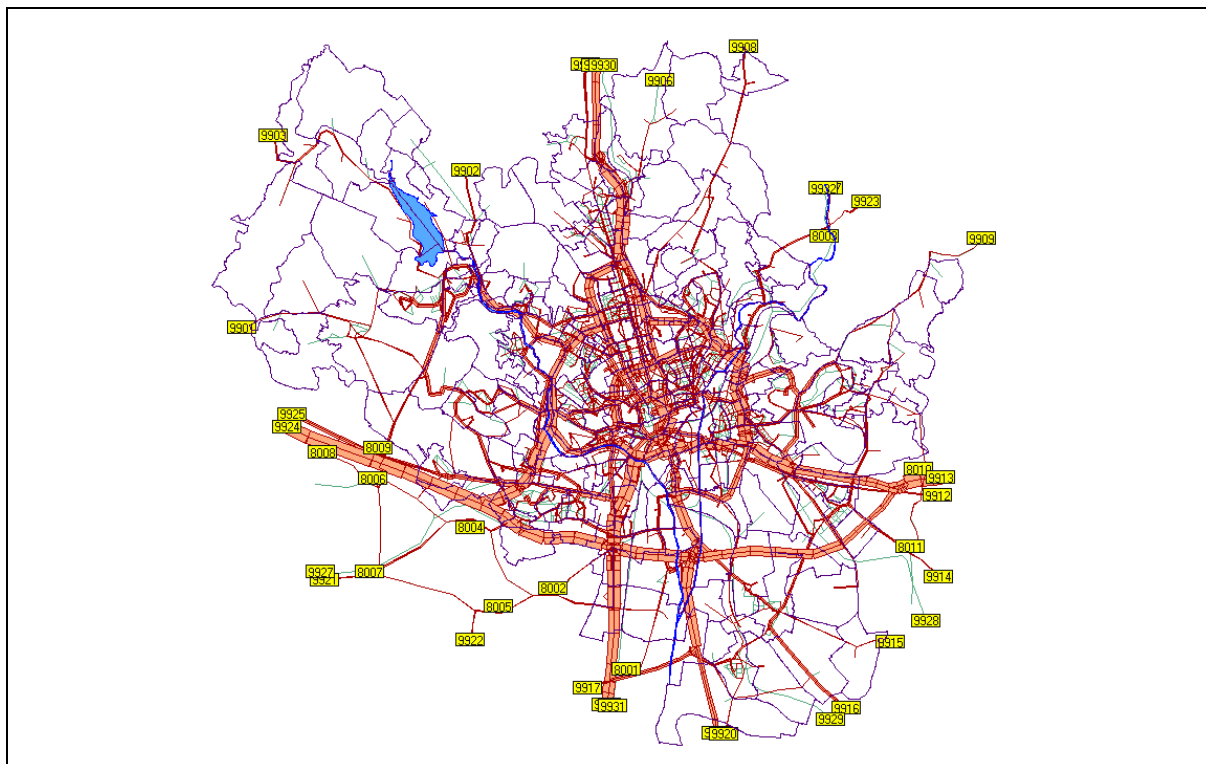
t_u	reálný čas průjezdu úsekem u (min)
$t0_u$	volný průjezd úsekem u (min)
γ	proměnný parametr (pro kalibraci)
v_u	objem dopravy přidělený na úsek u při n -té iteraci zatěžování
lan_u	počet pruhů na úseku u
c_u	kapacita úseku u připadající na jeden jízdní pruh
n	proměnný parametr (pro kalibraci)

Výsledek jsou dopravní intenzity na všech úsecích modelové dopravní sítě. Dále je při zatěžování počítán cestovní čas, jak na síti (čas projetí jednotlivých úseků) tak v matici (časy všech cest z jednotlivých zdrojů do cílů dopravy).

Dopravní intenzity vypočtené s pomocí zatěžování modelové sítě bylo nutno kalibrovat tak aby se přibližovaly k údajům z dopravních sčítání. Cílem kalibrace je co nejvíce se přiblížit hodnotám ze sčítání. Absolutní shody dosáhnout nelze, ani to není žádoucí, neboť i hodnoty ze sčítání jsou zatíženy chybou a mění se v průběhu dne, týdne i roku. V systému EMME je možno kalibraci provádět několika způsoby: úpravou parametrů modelové sítě, úpravou funkce VDF a úpravami vlastní matice vztahů automobilové dopravy. Dále jsou kontrolovány „nejkratší trasy“ mezi jednotlivými zdroji a cíli.

V případě funkce VDF spočívá kalibrace ve změnách parametrů γ a n (vyznačeny tučně). Oba tyto parametry mají vliv na výsledný cestovní čas. Zvýšení parametru n ovlivní „náhlost“ zpomalení dopravního proudu. Parametr γ se pohybuje v intervalu $< 0,1 - 1 >$. Čím je nižší, tím je zpomalení méně výrazné a dopravní proud je plynulejší.

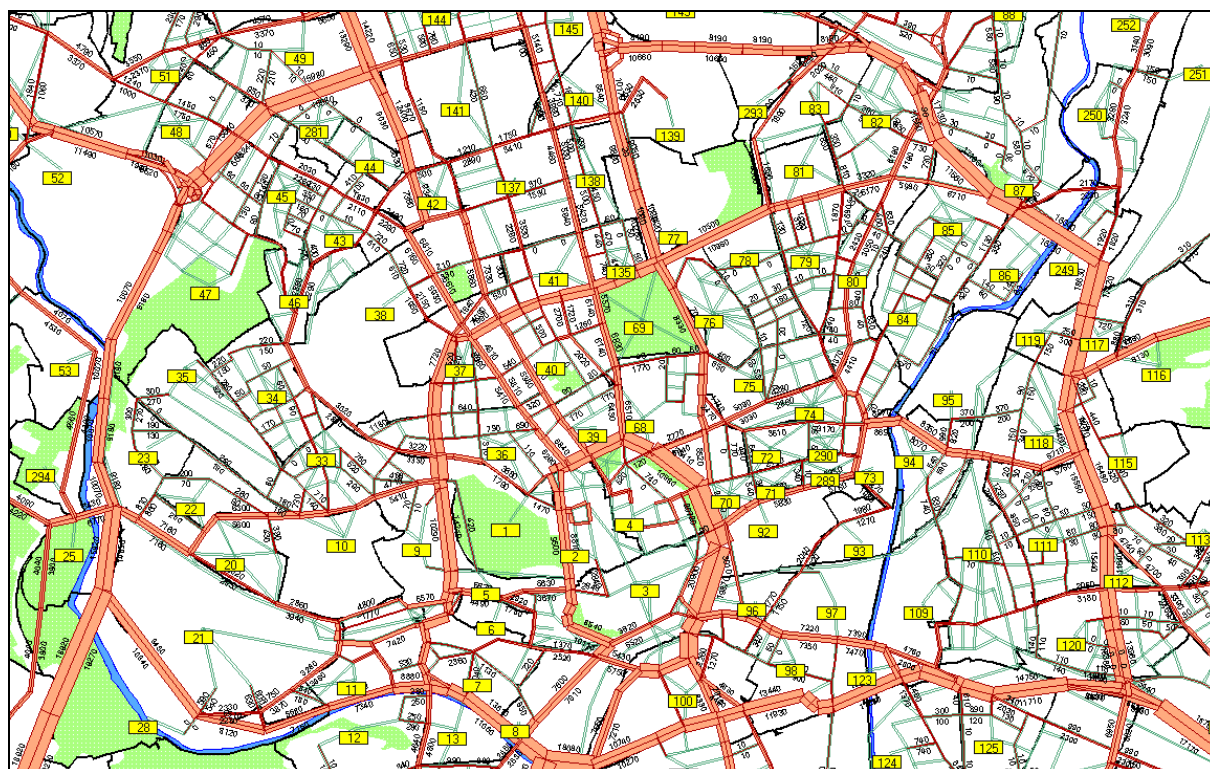
Obrázek 30 Výsledky zatěžování modelové sítě "automobilovou" maticí přepravních vztahů.



Obrázek 30 představuje kartogram intenzit osobní dopravy, které vznikly zatěžováním modelové dopravní sítě maticí přepravních vztahů automobilové dopravy. Na tomto obrázku jsou vyznačeny zóny, které jsou zpracovány jako *.shp* soubory. Zmíněná matice přepravních vztahů představuje počty cest automobilovou dopravou mezi všemi kombinacemi dvojic zón (tzv. "pár zdroj - cíl"). Tyto zóny jsou totožné s hranicemi urbanistických okrsků ve vnitřní části Brna. Ve vnější části Brna jsou představují zóny nejbližší okolní obce (č. 8001 - 80xx) a externí zóny - místa kudy se doprava dostává do/z modelového území. Každá zóna je v modelu reprezentována jedním bodem, tzv. centroidem. Na obrázku jako vyznačeny centroidy okolních obcí a externích zón. Pro lepší orientaci v modelu byly vytvořeny 2 soubory *shp*: vodních toků a ploch (Svratka, Svitava, Brněnská přehrada) a ploch městské zeleně.

Model je velmi detailně propracován a je používán jak pro makro-oblast, což je celé území Brna a jeho nejbližšího okolí, tak i pro vybrané menší lokality, křižovatky, apod. Obrázek 31 představuje výsledky zatěžování - výřez centrální oblasti Brna.

Obrázek 31: Výsledky zatěžování modelové sítě "automobilovou" maticí - centrální oblast Brna



Čísla ve žlutých rámečcích představují jsou centroidy, totožné s urbanistickými okrsky, které byly pro modelování použity jako zóny (viz výše). Hranice zón jsou vyznačeny černě. Šířka úseku koresponduje s modelovou hodnotou intenzit osobní dopravy.

Výpočty časových prodlev

Časové prodlevy lze v systému modelování dopravy obecně chápat jako rozdíl v časech volného toku a kapacitně závislého toku. Cestovní čas je hlavním faktorem pro kalkulaci externích nákladů kongescí založených na výpočtu časových prodlev v důsledku zpomalení dopravního proudu. Čas jednotlivých cest je součtem časů projetí všech úseků na nekratší trase ze zdroje do cíle. Vzhledem k celkovému počtu zón (315), je s pomocí zatěžování vypočítán cestovní čas celkem pro 99 225 dvojic zón (315^2), z nichž první je vždy zóna zdrojová (začíná zde doprava) a druhá cílová (končí zde doprava). Čas volného toku je hypotetický čas projetí vozidla A úsekem u , který nebere v úvahu zdržení na křižovatkách a v kongescích. Pro výpočty časových prodlev byly uvažovány 3 kategorie cestovního času:

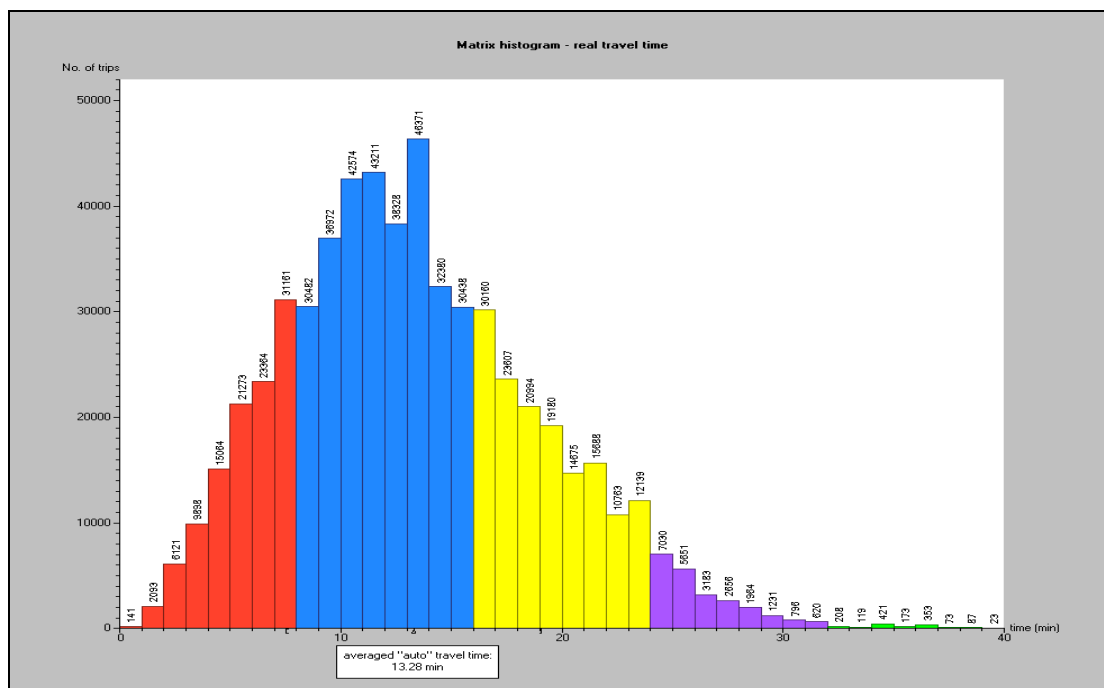
- TT1 - čas volného toku bez zdržení na křižovatkách
- TT2 - čas volného toku se zdržením na křižovatkách
- TT3 - čas toku závislého na intenzitě a kapacitě úseku

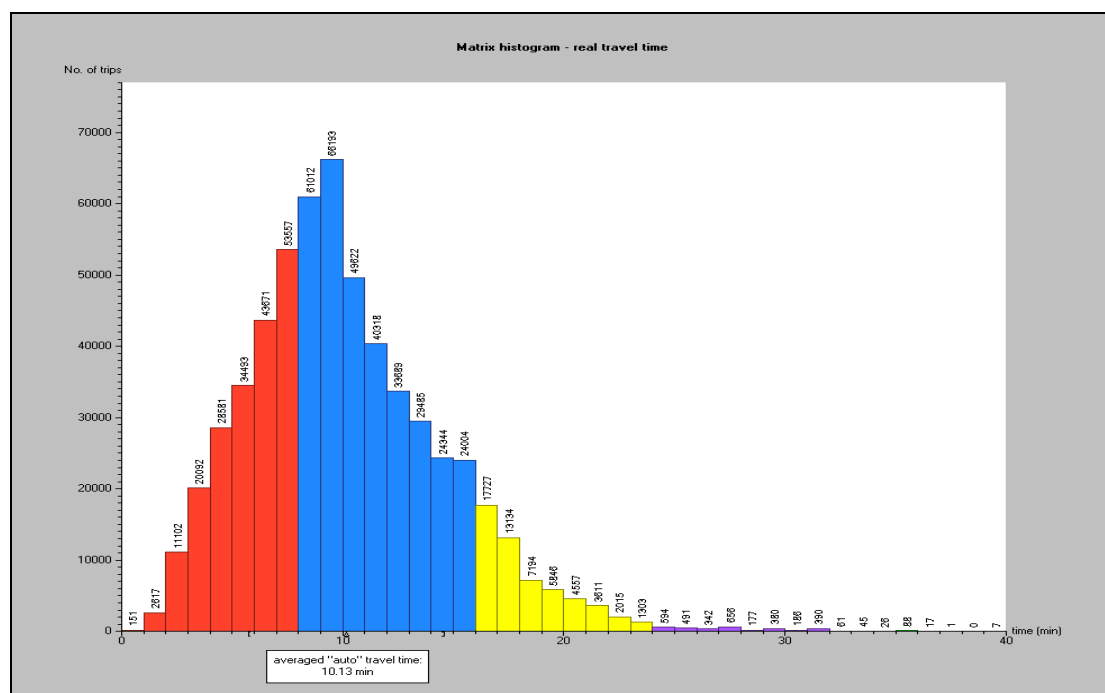
Pro řešení zdržení na křižovatkách bylo odzkoušeno jak zjednodušené, tak detailní modelování křižovatek. Jednotlivé typy křižovatkových pohybů byly rozděleny na celkem 4 třídy podle upravené verze HCM (Highway Capacity Manual) (SSC 2006).

- třída 1: pohyby přímé a odbočení vpravo z hlavní silnice
- třída 2: odbočení vlevo z hlavní silnice a vpravo z vedlejší silnice
- třída 3 a 4: pohyby přímé a odbočení vlevo z vedlejší silnice

Ve zjednodušeném scénáři nebyly křižovatkové pohyby třídy 1 penalizovány. Penalizace na pohybech třídy 2 byly stanoveny na hodnotu 0,15 a na pohybech tříd 3 a 4 na 0,3 (min). V detailním modelování křižovatek bylo zdržení na jednotlivých pohybech stanoveno na základě definovaných atributů: poměr červeného a zeleného signálu, kapacita a třída pohybu. Cestovní časy, zapsané do časových matic, byly vypočítány s pomocí rovnovážného zatěžování s pomocí funkce BPR (viz kapitola 1.1.5) a následně analyzovány s pomocí histogramů. Histogramy na následujících obrázcích udávají počty cest v jednotlivých časových intervalech.

Obrázek 32 Histogram matic - reálný cestovní čas (TT3)



Obrázek 33: Histogram matic - čas volného toku se započtením zdržení na křižovatkách (TT2)


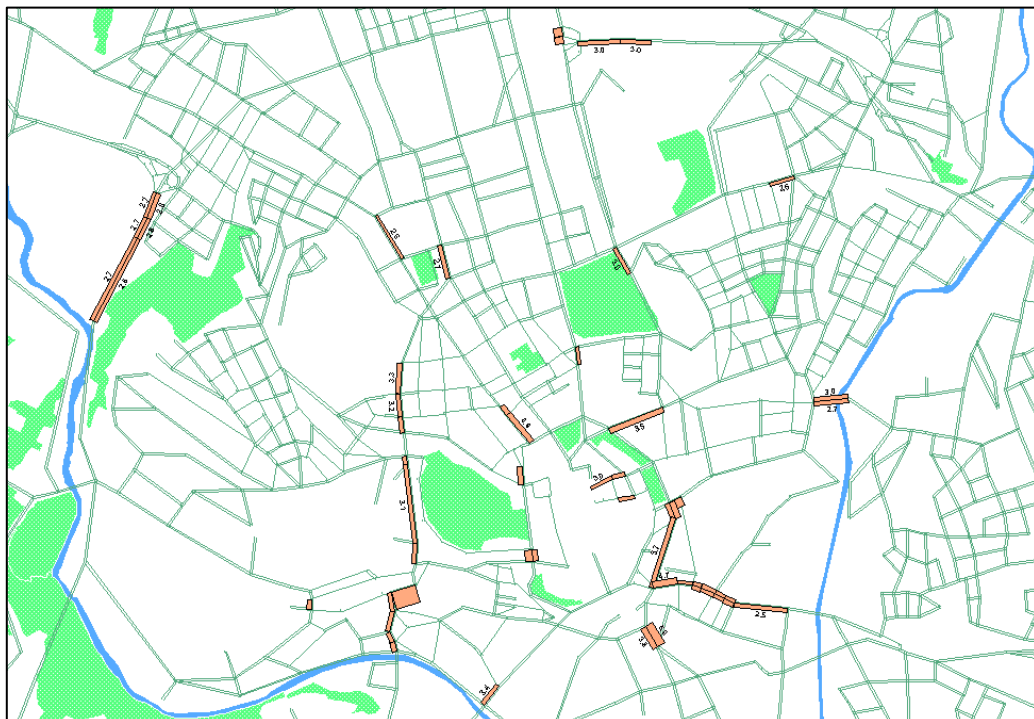
S pomocí histogramů byly analyzovány pouze cestovní řasy scénářů TT2 a TT3. Scénář TT1 (tj. časy volného dopravního toku bez započtení křižovatek) je hypotetický a proto analyzován nebyl. Při analýzách byly dále vypočten průměrný cestovní čas a časová dostupnost městského centra. Veškeré časy byly počítány pro individuální automobilovou dopravu (IAD). Výsledky shrnuje následující Tabulka 38.

Tabulka 38: Vypočtené časové indikátory.

Scénář	Průměrný řas jedné cesty IAD [min]	Celkový počet cest IAD za den	Celkový cestovní čas všech cest IAD [hod]
1010 - uplatnění funkce BPR	13.28	581778	128766.8
1011 - čas volného toku	10.13	581778	98223.5
rozdíl - celkové zdržení [hodiny]			30543.3
počet obyvatel v Brně			366 680
průměrné zdržení na obyvatele a cestu IAD [min]			4.997

Dále model umožňuje identifikovat lokality kde nejvíce dochází k dopravním kongescím a to s pomocí poměru mezi volnou rychlostí a kapacitně závislou rychlostí, vypočítaného v programu EMME s pomocí kalkulátoru sítě. Bylo zjištěno, že dosahuje-li tento indikátor hodnoty 2,5 a více, jsou dopravní kongesce na uvedeném úseku běžné. Následující Obrázek 34 ukazuje lokality se zvýšenými kongescemi. Pro identifikaci kongescí byla využita Metodika stanovení emisního toku silniční dopravy pro sledování, hodnocení a řízení kvality ovzduší (Dufek 2009).

Obrázek 34 Úseky se zvýšeným výskytem kongescí, zjištěné s pomocí poměru volné a kapacitně závislé rychlosti



Literatura

- Martolos, J., Bartoš, L., Mužík, J., Šindlerová, J. (2009). *Metody prognózy intenzit generované dopravy*. Technické podmínky - návrh. Liberec: EDIP, 38 s.
- Ročenka dopravy Brno 2006. Brněnské komunikace a.s., Brno, 2007, 35 s.
- SSC (2006). Výpočet kapacity pozemných komunikácií a ich zariadení. Technické podmienky TP 01/2006. Bratislava: Ministerstvo dopravy, pôšt a telekomunikácií, 165 s.
- Dufek, J. et al. (2009) Metodika stanovení emisního toku silniční dopravy pro sledování, hodnocení a řízení kvality ovzduší (Výroční zpráva projektu VaV MD 1F54H/099/520 za rok 2008). Brno: CDV, 42 s.

Příprava empirického šetření na hodnotu úspory cestovního času a rizika nehody

Valná většina literatura zabývající se externalitami z nehod a úsporou/ztrátou cestovního času s těmito kategoriemi nakládá jako se vzájemně vylučnými a aditivními, i když jsou v obecném smyslu velmi často vzájemně provázány (Hensher, 2006). Typicky to pak platí třeba pro rychlostní limity, které představují kompromis mezi rizikem a cestovním časem reflektujícím přiměřenou rovnováhu mezi společenskou poptávkou po bezpečnosti a mobilitě¹⁶.

Již Vickrey (1968, 1969) se ve vztahu ke kongescím zmiňuje o disproporčním vztahu mezi dopravními nehodami a hustotou dopravního proudu, nicméně pokusy o vytvoření teoretického modelu chování jsou podstatně pozdější. Steimetz (2008) takto formuluje model externalit z nehod a ztráty cestovního času se zahrnutím faktoru opatrnosti resp. úsilí (effort v terminologii autora), což je latentní proměnná vztahovaná k hustotě provozu vnímané z perspektivy řidiče. Řidič takto přizpůsobuje svoje chování (míru opatrnosti) hustotě provozu a vyvažuje tak mezi zpožděním a bezpečností. Tento model byl autorem empiricky testován na datech z mýtního zpoplatnění úseku dálnice u San Diega v Kalifornii. V tomto případě se jednalo o šetření projevených preferencí, tedy volbou uživatelů mezi kongescí postiženým nezpoplatněným úsekem dálnice a zpoplatněnou avšak volnou paralelní komunikací.

Tento model ovšem nebyl dosud použit jako výchozí pro dotazníkové šetření metodou vyjádřených preferencí. Potenciálními překážkami mohou být obtíže týkající se srozumitelnosti a zobecnitelnosti odpovídajících scénářů a rovněž potřeba prezentace většího počtu atributů, které respondenti ve svém rozhodování mají zohledňovat.

Z praktického hlediska konstrukce srozumitelného a přiměřeně rozsáhlého dotazníku je nutné uvážit rozsah a specifické cíle jeho zaměření. V tomto ohledu považujeme za určující současný stav poznání v ČR. V období posledních dvou let bylo totiž realizováno hned několik empirických šetření, které mají významnou vazbu na výzkumné cíle tohoto projektu.

Problematice ocenění statistického života (případně i méně závažných následků) v dopravním kontextu bylo věnováno hned několik nedávných resp. současných výzkumů. Jedním je jeden z experimentálních designů dotazníkového šetření realizovaném COŽP UK v evropském projektu VERHI¹⁷, který použil scénář úmrtí při dopravní nehodě. Druhým projektem je pak paralelní projekt VaV „Stínové ceny externalit v ČR“, který v dotazníkovém šetření plánovaném na závěr roku 2009 plánuje spojit v dotazníkovém šetření ocenění hluku cestovního času a nehod.

Rovněž rozsáhlé problematice ocenění cestovního času a dalších atributů kongescí byla v poslední době věnována pozornost. Vedle širě pojatého výzkum dopravního chování realizovaného v letech 2006-8 v několika městech ČR v rámci projektu řešeného na pracovišti COŽP UK, bylo v závěru roku 2008 v rámci projektu VaV MModal¹⁸ realizováno dotazníkové šetření zaměřené na hodnotu času stráveného v dopravě na území hlavního města Prahy.

V tomto kontextu považujeme za přínos věnovat pozornost atributu (ne)spolehlivosti cestovního času, který (alespoň dle zahraničních studií) významně ovlivňuje subjektivní hodnotu cestovního času a rovněž atributům rizik nehod. se získání další hodnoty statistického života (VSL) za relativně omezený, určitý přínos by mělo ocenění diskomfortu spojeného s méně závažnými následky dopravních nehod.

¹⁶ Z toho zároveň plyne, že stanovení rychlostního limitu není pouze technická otázka, ale dotýká se i hodnotových soudů a jako taková má politický kontext.

¹⁷ Valuation of Environment-Related Health Impacts: Accounting for Differences Across Age, Latency and Risk Categories with a Particular Focus on Children (VERHI Children), projekt 6. rámcového programu koordinovaný OECD.

¹⁸ Projekt CG721-045-190 „Lokálně ověřený rámec pro multimodální modelování poptávky po veřejné dopravě osob v souvislosti s interními a externími kvalitativními a ekonomickými faktory dopravní obsluhy“, příjemce Jacobs Consultancy s.r.o.

Při tomto strategickém rozhodování o experimentálním zaměření výzkumu jsme zároveň limitováni možnostmi realizace šetření – návrh projektu předpokládá realizaci šetření formou výběrového šetření na národní úrovni s 1000 respondenty a trváním vyplnění okolo 30 minut. Jak vyplývá z následujícího textu, potřeba zachovat minimální velikosti vzorku respondentů u jednotlivých kombinací atributů výběrového experimentu, limituje (při zachování navrhovaných základních parametrů šetření¹⁹) maximální možný počet variant výběrového experimentu na 20. Zahrnutí více dopravních módů přitom množství variant dále redukuje – v tomto ohledu vyvstává otázka, zda do šetření zahrnout i nákladní dopravu, která má řadu specifických charakteristik, včetně odlišné realizace šetření (prakticky bez možnosti dosažení reprezentativnosti).

Příprava dotazníku

V této části se zaměříme na vytvoření odpovídajícího designu dotazníku zaměřeného na ocenění cestovního času, rozšíření o atributy bezpečnosti bude diskutováno na závěr této kapitoly.

Návrh dotazníku vychází z několika dřívějších zahraničních studií (Small et al. 1999, König et al. 2004, Navrud et al. 2006, De Jong et al. 2007, Kontouris et Koundouri 2008), které s jedinou výjimkou (Navrud et al. 2006) využívaly formát výběrového experimentu – jak však sami autoři zmiňují, použití metody podmíněného hodnocení představuje spíše experimentální testování alternativy výběrového experimentu²⁰. Výběrový experiment je v současnosti dominantním přístupem vyjádřených preferencí k oceňování cestovního času, spolehlivosti a některých dalších atributů cestování.

Ve shodě se současným stavem poznání považujeme za odpovídající zahrnout do našeho šetření jak samotné ocenění cestovního času podle různých účelů cesty a dopravních módů, tak i další důležité komponenty týkající se externích nákladů kongescí, zejména pak atribut spolehlivosti cestovního času (travel time reliability).

Pro dotazníkové šetření lze uvažovat s následujícími dopravní módy, rozlišenými podle účelu:

- 1) soukromá osobní doprava – auto, kolo (případně motocykl);
- 2) veřejná doprava – vlak, autobus, tramvaj, metro, letecká doprava;
- 3) nákladní doprava – silniční, železniční, vnitrozemská vodní, letecká.

Obdobně jak to navrhuje de Jong et al. považujeme za vhodné rozčlenění podle tří úrovní – experimentálního segmentu, cílového segmentu a podle modelového segmentu.

Pro úroveň experimentálního segmentu jsou uvažovány přizpůsobené dotazníky na zjištění vyjádřených preferencí, tj. pro osobní auto a veřejnou osobní dopravu (případně i pro nákladní dopravu, pokud bude zahrnuta do šetření). Základními atributy v těchto dotaznících jsou cestovní náklady, cestovní čas a spolehlivost, případně i časový rozvrh (time scheduling).

Pokud možno by měla být cesta zachycena ve svém celku od začátku do konce (ode dveří ke dveřím). Ve veřejné dopravě to mimo jiné znamená odlišit čas čekání a čas v dopravním prostředku. Poněkud jiná je situace u pracovních cest – vhodnou alternativou je zde použití Hensherovy metody, které odhaduje ocenění cestovního času ze strany zaměstnavatelů s využitím údajů o produktivitě práce nebo mzdách, ve spojení s informacemi z dotazování mezi zaměstnanci (např. o produktivním čase

¹⁹ Jednou z možností by rovněž bylo nahradit plánované šetření realizované prostřednictvím tazatelů vybavených přenosnými počítači (tzv. CAPI), webovým dotazníkem bez potřeby tazatele (CAWI), což by na jedné straně umožnilo významně zvětšit vzorek, zároveň by to však vedlo podstatně horší reprezentativnosti (z důvodu malého zastoupení starší generace a některých dalších specifických sociodemografických skupin v internetových panelech).

²⁰ Ostatně první verze části dotazníku na hodnotu cestovního času měla tradiční podobu výběrového experimentu, teprve následně byla zvolena alternativa podmíněného hodnocení (CVM).

během cesty). Následně by bylo odpovídající se zaměřit pouze na ocenění úspory času ze strany zaměstnance.

Specifickým případem je nákladní doprava, kde lze rozlišit hodnotu času nákladů a dopravních služeb. V optimálním případě to znamená dotazování jak zákazníků, tak přepravců (vč. poskytovatelů logistických služeb).

Pro úroveň cílového segmentu jde o specifika účelu cesty:

- dojíždka (commuting) - výchozím bodem je domov, cílovým bodem je fixní pracoviště nebo naopak;
- pracovní cesta – výchozí/cílový bod je nestálé pracoviště, pracovní návštěva nebo je výchozí/cílový bod fixní pracoviště;
- ostatní kombinace výchozích a cílových bodů (účelů cesty)
 - o v dopravní špičce
 - o mimo špičku

König et al. (2004) jako jednu z alternativ ostatních cest testoval alternativu cesty za nákupy do obchodního centra, tato varianta se však v hlavní vlně jejich šetření neobjevila.

Pro segment modelu připadají do úvahy zejména standardní socioekonomické proměnné jako příjem a povolání, charakter cesty (kategorie vzdálenosti, detailní účel cesty, prostorové indikátory – město/venkov atd.). Z hlediska následné statistické analýzy je přitom vhodné mít alespoň 50 respondentů v každé variantě, aby bylo možné odhadovat model se 3-4 koeficienty.

Struktura dotazníku

Hlavní součásti dotazníku shrnuje následující osnova:

- otázky k rekrutaci/screening,
- kontext/podrobnosti cesty,
- výběrový experiment,
- socioekonomické charakteristiky (včetně postojů),
- hodnocení dotazníku respondentem.

Screening

V této části je zjišťováno, jaký typ cest, jakým dopravním prostředkem a jak často respondent realizuje. U osobní automobilové a veřejné hromadné dopravy jde primárně o určení základní cesty respondenta (base trip), popsané základními atributy – cestovní čas, cestovní náklady, (požadované) časy odjezdu a příjezdu, účel cesty.

Používané otázky a varianty vypadají následovně:

- účel cesty – práce, jednání, nakupování, studium, ostatní;
- čas (a místo) odjezdu a čas příjezdu – nezbytné pro výpočet základní úrovně cestovního času (jedná-li se o opakující se cestu);
- plánovanost – preferovaný čas odjezdu/příjezdu;
- délka cesty – pro odvození základní úrovně spolehlivosti (resp. odvození hodnověrné variability cestovního času pro výběrová experiment);
- druh paliva a spotřeba vozidla, resp. cena jízdného v případě veřejné hromadné dopravy.

Kontext

Kontext/podrobnosti cesty (tj. možné vysvětlující proměnné do modelu) zahrnují otázky na aktivity před a po cestě, úhradu cestovních výdajů zaměstnavatelem, frekvenci cest a zkušenost s kongescemi. Dále zde lze zjišťovat alternativní trasu a její cestovní čas. U verze dotazníku pro

veřejnou hromadnou dopravu jsou významné také otázky na čas čekání ve stanici a dopravní módy užívané před a po této cestě.

Výběrový experiment

Hodnocení představených variant (výběrových párů) pro různé druhy dopravy s různými atributy (viz podrobněji níže).

Socioekonomické charakteristiky

Obvyklé charakteristiky týkající se respondenta/domácnosti – pohlaví, věk, vzdělání, příjem, složení domácnosti apod. a jeho postoje k vybraným problémům souvisejícím s dopravním chováním.

Evaluace dotazníku

Hlavně pro pilotní fázi pro vyhodnocení kvality, srozumitelnosti a realističnosti dotazníku.

Atributy výběrového experimentu

Nyní se budeme blíže věnovat jednotlivým klíčovým detailům výběrového experimentu. Jak uvádí Small a kol. (1999:58) je doporučenou praxí pro výběrové experimenty prezentovat nejvýše čtyři atributy současně, absolutní maximum představuje současné uvádění pěti atributů. De Jong et al. (2007) navrhli následující sady atributů pro jednotlivé dopravní módy:

atributy experimentu pro cestování osobním automobilem:

- předpokládaný čas cesty – obvyklý čas (buď pro opakované cesty nebo pro poslední cestu), počítáno od dveří ke dveřím;
- cestovní náklady – pokud řidič nedokáže odhadnout, lze vycházet z délky cesty, použitého paliva a řidičem odhadované spotřeby;
- spolehlivost cestovního času – představena jako škála možných cestovních časů;
- čas odjezdu/příjezdu – načasování cesty, kde respondent vybírá preferovanou alternativu z kombinace času příjezdu a cestovního času.(čas odjezdu je závislá proměnná)

atributy experimentu pro cestování veřejnou osobní dopravou:

- jízdné – cena jedné jízdy, může být obtížné odvodit u předplatných (ročních a jiných) jízdenek – autoři zde doporučují vztáhnout jízdné k množství cestovního času (nebo délce cesty) a dopravnímu prostředku, což umožňuje odhadnout cenovou hladinu, která přibližně odpovídá jednorázovému jízdnému; respondent je pak konfrontován s touto cenou pro danou cestu;
- cestovní čas podle jízdního řádu – ovlivňuje rozložení cestovních časů;
- spolehlivost – v případě veřejné dopravy jsou rozlišeny dva typy (ne)spolehlivosti – *času čekání ve stanici a času ve vozidle*. Pokud jde o přestupy, doporučuje se zachovat pro jednotlivé respondenty počet přestupů fixní, není tak sice možné odvodit „hodnotu přestupů“ (tj. diskomfort spojený s nutností přesezení), ale lze alespoň sledovat vliv počtu přestupů na hodnotu času a spolehlivosti;
- čas odjezdu/příjezdu – obdobně jako u osobních automobilů

atributy experimentu pro nákladní dopravu:

- přepravní náklady – náklady dopravy „od dveří ke dveřím“ (PHM, zaměstnanci, odpisy a údržba zařízení, administrativa, pojištění, cla, daně, poplatky a smluvní sankce). Autoři doporučují dotazovat respondenty na jejich nejlepší odhad nákladů (ceny)²¹;

²¹ Alternativu zde představuje přístup faktorových nákladů (viz např. projekt HEATCO).

- přepravní čas – čas cesty jedním směrem, včetně transferů a předpokládaných/obvyklých zpoždění;
- spolehlivost – představení stejným způsobem jako u osobní dopravy;
- čas odjezdu/příjezdu (od dveří odesílatele ke dveřím příjemce)

U Königa a kol. pak byly alternativy výběrového experimentu specifikovány následujícími atributy – cestovní čas, cestovní náklady, frekvence spojů a počet přestupů (u hromadné dopravy), čas strávený v kongesci a cena nákupního koše (pouze u varianty experimentu s nákupem v obchodním centru).

Atribut rizika nehody

Dalším zamýšleným atributem do výběrového experimentu, jak již bylo zmíněno v úvodu této části, je atribut rizika nehody, resp. míra závažnosti této nehody. Řešitelský tým plánuje testovat možné zařazení relevantních atributů bezpečnosti/rizika nehody do některých variant výběrového experimentu. Příkladem takové kombinace atributů je práce Kontouris et Koundouri (2008), kteří do výběrového experimentu v kontextu potenciálního nového silničního spojení mezi řeckým ostrovem a pevninou zkombinovali vedle úspory cestovního času, nákladů (resp. zpoplatnění), snížení počtu nehod i atributy redukce znečištění a hluku.

Tabulka 39: Charakteristiky výběrového experimentu ve studii Kontouris et Koundouri

	Varianta 1	Varianta 2	Varianta nulová
Úspora času	10 min	10 min	žádná
Snížení počtu nehod	30 %	30 %	žádné
Snížení hluku a znečištění	70 %	30	žádné
Typ přechodu	most	most	žádný
Mýto	1,2 euro	1 euro	žádné

Zdroj: Kontouris et Koundouri (2008)

Tento formát je však vázán na konkrétní dopravní projekt, což není použitelné pro zamýšlené národní šetření. Zde bude nezbytné nastavit určité úrovně zobecnění rizika nehody pro jednotlivé dopravní módy a typy komunikací, které budou následně vstupovat do výběrového experimentu v závislosti na charakteristiky cest konaných respondentem, aby bylo dosaženo maximální věrohodnosti scénáře. Odvození příslušných atributů rizika pro jednotlivé módy a klastry komunikací je připravováno ve spolupráci s pracovníky Divize bezpečnosti a dopravního inženýrství CDV s využitím reálných dat o intenzitách dopravy a statistik nehodovosti.

Forma prezentace atributů výběrového experimentu

Hned ve dvou studiích se vyskytuje experimentální design poprvé použitý ve studii Small et al. (1999). Ten respondenta staví do situace rozhodování mezi cestovním časem, jeho variabilitou, časem odjezdu a náklady jak to přibližuje následující obrázek.

Obrázek 35: Vzorová varianta výběrového experimentu ve studii Small et al.

OZNAČTE PROSÍM VOLBU A NEBO VOLBU B:	
Průměrný cestovní čas:	Průměrný cestovní čas:

9 minut	9 minut
Máte stejnou šanci, že přijedete v některém z těchto časů:	Máte stejnou šanci, že přijedete v některém z těchto časů:
o 7 minut dříve	o 3 minuty dříve
o 4 minuty dříve	o 3 minuty dříve
o 1 minutu dříve	o 2 minuty dříve
Vaše náklady: \$ 0,25	Vaše náklady: \$ 1,50
Volba A	Volba B

Zdroj: Small et al. (1999)

Autoři zde odkazují na formát navržený Blackem a Towrissem (1993), kteří usoudili, že respondenti dokáží dobře interpretovat 5 úrovní cestovního času. Ve studii Smalla a kol. jsou navíc přidány další atributy – cestovní čas a náklady cesty. Cestovní čas je přitom uveden jako jediná hodnota (průměr) a variabilita jednotlivých cest je vyjádřena počtem minut předčasného nebo pozdního příjezdu.

Tento formát byl spolu s dalšími sedmi formáty prezentace variability cestovního času testován v předvýzkumu provedeném de Jongem a kol. (2007: 16 an.). Výše znázorněný formát byl respondenty shledán nejvhodnější ve většině hodnocených kritérií, druhý nejlépe hodnocený popis využíval sloupcové diagramy (bar charts).

Vedle toho byly de Jongem a kol. testovány i dvě alternativy – v první figurovaly pouze atributy předpokládaného cestovního času a cestovních nákladů, zatímco v druhém byl navíc ještě přidán atribut času příjezdu (viz obrázek).

Obrázek 36: Vzorová varianta výběrového experimentu ve studii de Jong et al.

Trasa A	Trasa B
Čas odjezdu: základní	Čas odjezdu: dřívější
Máte stejnou šanci, že vám cesta potrvá jeden z 5ti uvedených časů a přijedete tak v:	Máte stejnou šanci, že vám cesta potrvá jeden z 5ti uvedených časů a přijedete tak v:
Cestovní čas: Čas příjezdu:	Cestovní čas: Čas příjezdu:
Základní-δ1A Základní-δ1A	T-δ1B Základní-δ1B
Základní Základní	T Základní
Základní Základní	T Základní
Základní+δ4A Základní+δ4A	T+δ4B Základní+δ4B
Základní+δ5A Základní+δ5A	T+δ5B Základní+δ5B
Obvyklý cestovní čas: základní	Obvyklý cestovní čas: zvýšený (čas T)

<p>Náklady: zvýšené</p> <p>Preferuji trasu A</p> <p><input type="checkbox"/></p>	<p>Náklady: základní</p> <p>Preferuji trasu B</p> <p><input type="checkbox"/></p>
--	---

Zdroj: de Jong et al. (2007)

Poměrně odlišný formát měla sada výběrových experimentů v původním návrhu šetření Navruda a kol. Hypotetické scénáře cesty za prací (a obdobně i u víkendových cest za zábavou) měly čtyři rozhodovací situace charakterizované následujícími atributy – typ silnice, výše zpoplatnění, cestovní čas a kongesce (v případě víkendových cest i přítomnost scénických výhledů po cestě). Ve všech případech s výjimkou poslední varianty u víkendových cest byla první z variant nová, zpoplatněná dálnice bez kongescí. Respondenti byli dotazováni, v kolika z celkového počtu cest za prací týdně (5 tam, 5 zpět) by zvolili variantu nové zpoplatněné dálnice.

Small et al. kromě toho používali ještě další design se zaměřením na rozhodování mezi cestovním časem ve volném provozu, cestovním časem v kongesci a náklady. Tentokrát byl čas strávený v kongesci prezentován jako procentní podíl celkového cestovního času, což podle autorů redukuje běžnou tendenci respondentů počítat celkový cestovní čas a čas strávený v kongesci²².

Výběr kombinací atributů

Pro každou verzi výběrového experimentu (úroveň dopravního módu) je potřeba vybrat odpovídající kombinace atributů (cestovní čas, čas strávený v kongesci, cena atd.).

U každého z atributů je nezbytné definovat počet možných variant, minimálně lze uvažovat se základní úrovní (odpovídající charakteristice cesty popsané respondentem ve screeningu), zvýšené a snížené úrovní daného atributu. V takovém uspořádání se třemi úrovněmi každého atributu by při 4 attributech existovalo 3^4 (tj. 81) všech možných kombinací, při pěti attributech však už 243 možných kombinací. Při pěti úrovních u každého atributu a čtyřech attributech by celkový počet kombinací dosahoval 625.

Pro výběrový experiment je ovšem klíčové, aby žádná varianta nebyla jednoznačně dominantní, tj. jednoznačně preferovaná oproti své alternativě (např. varianta, která by za shodných ostatních charakteristik měla kratší cestovní čas a současně i nižší náklady). Z uvedeného celkového počtu kombinací je proto třeba vyloučit jednoznačně dominantní varianty.

Literatura:

De Jong G., Tseng Y., Kouwenhoven M., Verhoef E., Bates J. (2007). The Value of Travel Time and Travel Time Reliability. Survey Design, Report prepared for The Netherlands Ministry of Transport, Public Works and Water Management.

Hensher D.A. (2006). Integrating Accident and Travel Delay Externalities in an Urban Speed Reduction Context, *Transport Reviews*, Vol. 26, No. 4, p. 521-534.

König A., Axhausen K.W., Abay G. (2004). Zeitkostenansätze im Personenverkehr, Forschungsauftrag Nr. 2001/534, UVEK/BfS, Januar 2004.

Kontouris Y., Koundouri P. (2008). The Importance of Model Selection in Choice Experiment Valuation: A Case study on travel time savings, accidents and pollution reduction, příspěvek prezentovaný na konferenci EAERE 2008, dostupné na <http://www.webmeets.com/EAERE/2008/Prog/viewpaper.asp?pid=743>

²² Kongesce je v tomto případě pojímána jako doprava na stupni E nebo F, což je šestistupňová obdoba českého označení hustoty provozu 1-5; stupně E a F by přibližně odpovídaly našemu stupni horší 4 a 5.

- Navrud S., Trædal Y., Hunt A., Longo A., Gressmann A., Leon C., Espino R., Markovits-Somogyi, Meszaros F. (2006). Economic values for key impacts valued in the Stated Preference surveys, Deliverable four, HEATCO – Developing Harmonized European Approaches for Transport Costing and Project Assessment, dostupné na <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de>.
- Small K.A., Noland R., Chu X., Lewis D. (1999). Valuation of Travel-Time Savings and Predictability in Congested Conditions for Highway User-Cost Estimation, National Cooperative Highway Research Program Report 431, National Academy Press, Washington.
- Steimetz S.S. (2008). Defensive driving and the external costs of accidents and travel delays, *Transportation Research Part B: Methodological*, Vol. 42(9), 703-724.
- Vickrey W.S. (1969). Congestion Theory and Transport Investment, *American Economic Review*, Vol. 59(2), 251-260.
- Vickrey, W. (1968). Automobile accidents, tort law, externalities, and insurance, *Law and Contemporary Problems*, Vol. 33, pp. 464–487.

Výstupy a publikace

Předběžné výsledky dotazníkového šetření na ocenění hluku byly v říjnu 2009 prezentovány na doktorandské konferenci na VŠE, příspěvek bude rovněž publikován ve sborníku, který vyjde v únoru 2010. Výsledky analýzy těchto dat byly dále poté zpracovány do podoby zevrubnějšího článku, který byl odeslán do recenzního řízení recenzovaného časopisu Open Transportation Journal (speciálního čísla věnovaného hluku).

Ve vazbě na řešení projektu byly dále na katedře Ekonomiky životního prostředí VŠE vypracovány dvě diplomové práce pod vedením člena řešitelského týmu Ing. Jana Melichara, Ph.D., které se zabývají hédonickým cenovým modelem, hlavním alternativním přístupem k přístupu vyjádřených preferencí (dotazníkového šetření) realizovaného pro ocenění dopadů hluku a hodnoty cestovního času. Obě práce analyzovaly, které faktory mají vliv na cenu nemovitostí, mezi nimi i hluk z dopravy a dostupnost veřejné dopravy. Dosažené výsledky hédonického modelu byly dále zpracovány do článku, který byl zaslán do recenzního řízení impaktovaného časopisu Journal of Transport Economics and Policy.

Dne 11. prosince 2009 se v Karolinu uskutečnil seminář (aktivita A912), kde byly představeny dosažené výsledky a diskutovány možnosti a omezení využití výsledků v praxi. Kromě toho byly na semináři prezentovány i další příspěvky související s tématy řešenými v projektu. Program semináře a listina účastníků jsou přiloženy ve webové aplikaci periodické zprávy, prezentace ze semináře jsou dostupné na internetové stránce projektu <http://www.czp.cuni.cz/tranext/deliverables.html>.

Závěr

Rokem 2009 se řešení projektu TranExt přehouplo do své druhé poloviny. V tomto období bylo i přes dílčí obtíže dosaženo předpokládaných cílů. Dosažené výsledky, především pak v oblasti oceňování dopadů hluku, představují prakticky první takovou ucelenou studii v ČR, což dává dobrý předpoklad k jejich publikování. I proto byly zpracovány a odeslány do recenzních řízení zahraničních odborných periodik dva články a rovněž byly obeslány dvě významné mezinárodní symposia. V případě přijetí článků k publikaci a příspěvků na konference budou tyto uplatnění výsledků podrobně referovány v příští roční zprávě projektu.

Pro následující rok řešení před námi stojí druhé dotazníkové šetření, tentokrát formou výběrového experimentu, které by mělo doplnit chybějící poznatky v oblasti ocenění cestovního času a rizika nehody. Na toto empirické šetření pak naváže odvození externích nákladů kongescí a nehod. Dále bude věnována pozornost citlivostním analýzám získaných odhadů externích nákladů emisí a hluku a srovnání se zahraničními odhady.

Příloha

Dotazník na odhad dopadů klimatické změny

Assessment of climate change impacts

This survey aims at eliciting expert judgments about assessment of climate change impacts. Even if you are not an expert on climate change impacts, we would like to know your opinion about this topic.

Answers from this survey will be pooled with the answers of others and the opinion revealed by specific individual will not be reported and thus could not be identifiable.

Your responses will be held in strictest confidence. Only aggregated statistics will be reported and no one will be able to identify the responds of you.

There are 27 questions in this survey

Part A) Discounting

The social discount rate consists of two components: the pure rate of time preference, and a component that is related with changes in real consumption over time.

In next questions, we would like you to focus on the first component of social discounting only, i.e. on the pure rate of time preference. The pure rate of time preference is used to weight the benefits and the costs that future generations will enjoy or bear.

To illustrate the effect of discounting we show you two tables. The following table shows how much our grand grandsons would need to have in the year t so that you would be indifferent between having this amount in the future (in the year t) or spending 10,000 CZK now.

For instance, if you assumed 5% pure rate of time preference per annum, you would be indifferent between having 10,000 CZK now or 1,315,013 CZK our future generations would have in 100 years from now.

PRTP	now	in 25 years	in 50 years	in 75 years	in 100 years	in 200 years	in 300 years
0.0%	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč
0.5%	10 000 Kč	11 328 Kč	12 832 Kč	14 536 Kč	16 467 Kč	27 115 Kč	44 650 Kč
1.0%	10 000 Kč	12 824 Kč	16 446 Kč	21 091 Kč	27 048 Kč	73 160 Kč	197 885 Kč
1.5%	10 000 Kč	14 509 Kč	21 052 Kč	30 546 Kč	44 320 Kč	196 430 Kč	870 588 Kč
2.0%	10 000 Kč	16 406 Kč	26 916 Kč	44 158 Kč	72 446 Kč	524 849 Kč	3 802 345 Kč
2.5%	10 000 Kč	18 539 Kč	34 371 Kč	63 722 Kč	118 137 Kč	1 395 639 Kč	16 487 683 Kč
3.0%	10 000 Kč	20 938 Kč	43 839 Kč	91 789 Kč	192 186 Kč	3 693 558 Kč	70 985 135 Kč
3.5%	10 000 Kč	23 632 Kč	55 849 Kč	131 986 Kč	311 914 Kč	9 729 039 Kč	303 462 435 Kč
4.0%	10 000 Kč	26 658 Kč	71 067 Kč	189 453 Kč	505 049 Kč	25 507 498 Kč	1 288 254 860 Kč

4.5%	10 000 Kč	30 054 Kč	90 326 Kč	271 470 Kč	815 885 Kč	66 566 863 Kč	5 431 091 682 Kč
5.0%	10 000 Kč	33 864 Kč	114 674 Kč	388 327 Kč	1 315 013 Kč	172 925 808 Kč	22 739 961 286 Kč
6.0%	10 000 Kč	42 919 Kč	184 202 Kč	790 569 Kč	3 393 021 Kč	1 151 259 039 Kč	390 624 590 520 Kč
7.0%	10 000 Kč	54 274 Kč	294 570 Kč	1 598 760 Kč	8 677 163 Kč	7 529 316 217 Kč	6 533 310 601 448 Kč
8.0%	10 000 Kč	68 485 Kč	469 016 Kč	3 212 045 Kč	21 997 613 Kč	48 389 495 849 Kč	106 445 338 182 523 Kč
9.0%	10 000 Kč	86 231 Kč	743 575 Kč	6 411 909 Kč	55 290 408 Kč	305 702 920 777 Kč	1 690 243 919 154 970 Kč
10.0%	10 000 Kč	108 347 Kč	1 173 909 Kč	12 718 954 Kč	137 806 123 Kč	1 899 052 764 605 Kč	26 170 109 961 884 500 Kč

We can show the effect of discounting also in different way. The second table shows what the value of the cost or benefit of 10,000 CZK now would be in t years from now.

For instance, if you prefer the pure rate of time preference of 3% then you would be indifferent between having 10,000 CZK now or damage due to climate change of value 520 CZK that would happen in 2110, i.e. 100 years from now.

PRTP	now	in 25 years	in 50 years	in 75 years	in 100 years	in 200 years	in 300 years
0.0%	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč	10 000 Kč
0.5%	10 000 Kč	8 828 Kč	7 793 Kč	6 879 Kč	6 073 Kč	3 688 Kč	2 240 Kč
1.0%	10 000 Kč	7 798 Kč	6 080 Kč	4 741 Kč	3 697 Kč	1 367 Kč	505 Kč
1.5%	10 000 Kč	6 892 Kč	4 750 Kč	3 274 Kč	2 256 Kč	509 Kč	115 Kč
2.0%	10 000 Kč	6 095 Kč	3 715 Kč	2 265 Kč	1 380 Kč	191 Kč	26 Kč
2.5%	10 000 Kč	5 394 Kč	2 909 Kč	1 569 Kč	846 Kč	72 Kč	6 Kč
3.0%	10 000 Kč	4 776 Kč	2 281 Kč	1 089 Kč	520 Kč	27 Kč	1 Kč
3.5%	10 000 Kč	4 231 Kč	1 791 Kč	758 Kč	321 Kč	10 Kč	0,3 Kč
4.0%	10 000 Kč	3 751 Kč	1 407 Kč	528 Kč	198 Kč	4 Kč	0,1 Kč
4.5%	10 000 Kč	3 327 Kč	1 107 Kč	368 Kč	123 Kč	2 Kč	0,02 Kč
5.0%	10 000 Kč	2 953 Kč	872 Kč	258 Kč	76 Kč	0,6 Kč	0,004 Kč
6.0%	10 000 Kč	2 330 Kč	543 Kč	126 Kč	29 Kč	0,09 Kč	0,0003 Kč
7.0%	10 000 Kč	1 842 Kč	339 Kč	63 Kč	12 Kč	0,013 Kč	0,00002 Kč
8.0%	10 000 Kč	1 460 Kč	213 Kč	31 Kč	5 Kč	0,0021 Kč	0,000001 Kč
9.0%	10 000 Kč	1 160 Kč	134 Kč	16 Kč	2 Kč	0,00033 Kč	0,0000001 Kč
10.0%	10 000 Kč	923 Kč	85 Kč	8 Kč	1 Kč	0,000053 Kč	0,000000004 Kč

I would like to know your best estimate of the appropriate real pure rate of time preference.

Please, consider that even you suggest zero pure rate of time preference, future costs and benefits will be discounted due to the second component of social discount rate (that is given by changes in real consumption per capita, if any, and the elasticity of marginal utility on consumption that used to be about one or close to one).

[1] Taking all relevant considerations into account, what real pure rate of time preference do you think should be used to discount over time the expected benefits, damages and costs involved possibly by climate change and/or of mitigation projects?

Please write your answer here: _____
(state the rate in % per year)

[2] Do you think that the discount rate should differ for instance among regions, impacts or project?

Yes No Don't know

If yes, go to 2a

[2a] Do you think that the discount rate should differ among...

Please choose **all** that apply:

- Among regions
- Among policies go to 2a2
- Costs and benefits go to 2a3
- It shouldn't differ
- Other:

[2a2] According to your opinion, should the discount rate among policies be smaller for...

Please choose **all** that apply:

- Environmental project
- Climate change projects
- Infrastructure projects
- Transportation
- Health programmes
- Nuclear power
- Don't know
- Other:

[2a3] According to your opinion, should the discount rate be smaller for:

Please choose **all** that apply:

- Costs
- Benefits
- Damage
- Don't know
- Other:

[3] Did you hear about discounting issues and problems before this survey?

Yes No Don't know

[4] Have you ever heard about the discounting with declining rates (names as e.g. gama, Weitzman, or hyperbolic)?

Yes No Don't know

[5] Do you think that the problem of discounting is really an issue for climate change impacts assessment?

Yes No Don't know

[6] Would you like to know more about discounting?

Yes No Don't know

Part B) Equity weighting

Second variable that affects the value of damage costs is equity weighting. This is very important issue since the effects of climate change will likely appear in different parts of the world; not only in Europe, but also in the North America, Asia, Africa, Australia or Oceania.

Economic theory, supported by empirical research, suggests that an additional dollar, euro, or crown bring smaller enjoyment than the dollar, euro, or crown spent previously. In other words, richer people have smaller utility from additional consumption than poorer people.

Due to this reasoning, one might introduce weights to consider distributional effects and equity concerns.

What would this mean?

No weighting would mean to apply the monetary value of the costs, damage and benefits that concerned people would be ready to pay to get the benefits or to avoid the damage. For instance, health effects due to climate change would be valued in the region with low income lower than the health effects that would occur in richer region.

Weights can be based on the share of average income in reference region and the average income in concerned country.

Let's show the case on an example:

Let's consider, just as an example, the EU is our point of reference. Further consider we like to value adverse health effects in Philippines that were estimated to be 1 million dollars. And further assume that average income in the EU is two times as large as the income in Philippines.

If we do not weight the effects, we would consider damage of 1 million dollars in our impact assessment for the health impacts in Philippines. However, if we introduced the weights, damage would be two times larger, because less rich people living in Philippines would value marginal dollars relatively more than this value would be enjoyed in more rich EU region. How did we get the number? It is 1 million times 2 divided by 1 (that are the income levels in the EU or Philippines respectively).

[7] Do you agree with weighting costs and benefits in a way we have just described?

Yes **No** **Don't know**

[7a] What reference would you agree to use for weighting the costs and benefits in different regions?

Please choose **only one** of the following:

- EU average
- World average
- US average
- No weighting, I have changed my mind
- Other

[8] Have you heard about equity weighting before this survey?

Yes **No** **Don't know**

Part C) Something about you

[C1a] What is the country of your residence?

Please write your answer here: _____

[C1b] What is the city you live in?

Please write your answer here: _____

[C2] What is your nationality?

Please write your answer here: _____

[C3] Please, specify the field you are coming from:

Please choose **only one** of the following:

- official (e.g. working at the ministry)
- policy maker
- NGO
- scientist or researcher in the field of natural sciences
- social scientist or researcher working in social sciences (e.g. economist)
- journalist, media
- business
- consultancy
- public services (e.g. teacher)
- Other

[C4] Do you deal with the issue of climate change at your job/studies?

Please choose the appropriate response for each item:

- | Yes | No | Don't know |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <input type="radio"/> | <input type="radio"/> | <input type="radio"/> |

[C5] Which of the following best describes your employment situation?

Please choose **only one** of the following:

- Employed
- Unemployed
- Student
- Homemaker
- Retired
- Maternity/parental leave
- Working student/working retiree
- Other

[C12] How often in the last 12 months have you heard or read about the climate change in the media (radio, TV, newspapers, internet news)? *

Very often Often Sometimes Rarely Never

[C13] To what extent do you agree with each of the following statements?

Please choose the appropriate response for each item:

	Strongly agree	Agree	Disagree	Strongly disagree	Not able to judge
Each individual/household can contribute to a better environment	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Environmental impacts are frequently overstated	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Environmental issues should be dealt with primarily by future generations	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Environmental issues will be resolved primarily through technological progress	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Thank you for completing this survey.