



ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE

**Fakulta stavební
Katedra betonových a zděných konstrukcí**

**Optimalizace betonových konstrukcí z hlediska environmentálních
vlivů a trvanlivosti**

**Optimization of concrete structures in terms of environmental
impacts and durability**

DISERTAČNÍ PRÁCE

Ing. Anna Horáková

Doktorský studijní program: Stavební inženýrství

Studijní obor: Konstrukce a dopravní stavby

Školitel: prof. Ing. Alena Kohoutková, CSc., FEng.

Praha, 2021

PROHLÁŠENÍ

Jméno doktoranda: Anna Horáková

Název disertační práce: Optimalizace betonových konstrukcí z hlediska environmentálních vlivů a trvanlivosti

Prohlašuji, že jsem uvedenou disertační práci vypracoval/a samostatně pod vedením školitele prof. Ing. Aleny Kohoutkové, CSc., FEng.
Použitou literaturu a další materiály uvádím v seznamu použité literatury.

Disertační práce vznikla v souvislosti s řešením projektu: SGS19/149/OHK1/3T/11 - Trvanlivost betonové konstrukce a hodnocení jejího životního cyklu.

V Praze dne 5.11.2021

.....
podpis

Poděkování

Velmi ráda bych poděkovala všem, kteří jakýmkoliv způsobem přispěli k vytvoření mé disertační práce. Především bych chtěla poděkovat své školitelce paní prof. Ing. Aleně Kohoutkové, CSc., FEng. za odborné vedení této práce a za rady a podporu v průběhu celého doktorského studia a také paní doc. Ing. Ivě Broukalové, Ph.D. za ochotu při konzultacích a cenné připomínky při zhotovení této práce i dalších publikací. Dále bych chtěla poděkovat své rodině a přátelům za podporu po celou dobu studia.

Anotace

Disertační práce se zaměřuje na betonové konstrukce z pohledu environmentálních vlivů a trvanlivosti. Shrnuje poznatky z odborné literatury ohledně návrhu environmentálně šetrných konstrukcí, ohledně hodnocení konstrukcí z hlediska dopadů na životní prostředí a ohledně jejich optimalizace z hlediska environmentálních dopadů a ceny. Celkové environmentální dopady konstrukce jsou úzce spjaty s její životností. Disertační práce proto dále obsahuje shrnutí poznatků o hlavních degračních jevech ovlivňujících životnost železobetonové konstrukce a o zohlednění trvanlivosti konstrukce při environmentálním a ekonomickém hodnocení. Na základě získaných poznatků a vlastní analýzy vstupních dat pro výpočet dopadů na životní prostředí byla zpracována podrobná metodika pro výpočet environmentálních dopadů plynoucích z výstavby betonové konstrukce. S ohledem na skutečnost, že v současné době je v mnohých případech sledována pouze produkce emisí oxidu uhličitého CO₂, byla zpracována taktéž metodika pro kvantifikaci oxidu uhličitého vyprodukovaného v rámci výstavby. Tento přístup je sice méně komplexní než hodnocení celkových environmentálních dopadů, nicméně přínosná je každá aktivita vedoucí ke sledování a omezování dopadů na životní prostředí. Práce také obsahuje doporučení pro návrh environmentálně šetrné betonové konstrukce a dále doporučení ohledně odhadu životnosti konstrukce, založená na rozboru a částečném experimentálním ověření matematických modelů pro časový průběh vybraných degračních jevů. V poslední části práce jsou analyzovány možnosti optimalizace železobetonové konstrukce z hlediska environmentálních dopadů, ceny a trvanlivosti. Různé optimalizační přístupy jsou potom porovnány při návrhu jednoduché stropní konstrukce a jsou vybrány ty postupy, které se zdají pro návrh nejvhodnější. Na základě těchto poznatků byl vyvinut softwarový nástroj, který umožňuje vybrat takovou variantu jednosměrně pnuté železobetonové desky, která je nejvýhodnější z hlediska environmentálních dopadů a ceny a která má dostatečnou trvanlivost.

Klíčová slova

Navrhování konstrukcí, Železobetonové konstrukce, Environmentální dopady, Trvanlivost, Optimalizace konstrukce

Annotation

The thesis deals with concrete structures in terms of environmental impacts and durability. It summarizes findings from literature on the design of environmentally friendly structures, on the assessment of structures concerning environmental impacts and on their optimization in terms of environmental impacts and costs. The overall environmental impacts of the structure are closely linked to its lifespan. Therefore, the thesis also contains a summary of knowledge about the main degradation phenomena affecting the lifespan of reinforced concrete structure and about the environmental and economic evaluation considering structure durability. Based on the acquired knowledge and on the input data analysis which was performed, a detailed methodology for calculation of environmental impacts resulting from manufacturing a concrete structure was developed. Due to the fact that in many cases only the production of carbon dioxide emissions is currently monitored, a methodology for the quantification of carbon dioxide emissions released into the atmosphere during structure manufacturing has also been developed. Although this approach is less comprehensive than the assessment of overall environmental impacts, any activity leading to monitoring and reduction of environmental impacts is beneficial. The thesis also contains recommendations for the design of environmentally friendly concrete structures and recommendations for estimating the service life of the reinforced concrete structure, based on the analysis and partial experimental verification of mathematical models for the time course of selected degradation phenomena. The last part of the thesis analyses the possibilities of optimizing the reinforced concrete structure in terms of environmental impacts, costs and durability. The various optimization approaches are then applied to the design of a simple floor structure and the most suitable methods for the design are selected. Based on these findings, a software tool was developed. This tool allows to select an optimal variant of reinforced concrete one-way slab in terms of environmental impacts, costs and durability.

Keywords

Structure Design, Reinforced Concrete Structures, Environmental Impacts, Durability, Structure optimization.

Obsah

Úvod	11
1 Rešeršní shrnutí problematiky	12
1.1 Shrnutí poznatků z odborných publikací o hodnocení environmentálních vlivů – stav problematiky ve světě.....	12
1.2 Shrnutí poznatků z odborných publikací o hodnocení environmentálních vlivů a návrhu environmentálně šetrných konstrukcí – stav problematiky v České republice.....	21
1.3 Shrnutí poznatků z odborných publikací o trvanlivosti železobetonových konstrukcí - stav problematiky ve světě.....	25
1.4 Shrnutí poznatků z odborných publikací o trvanlivosti železobetonových konstrukcí - stav problematiky v České republice	44
1.5 Environmentální a ekonomické hodnocení železobetonových konstrukcí se zohledněním trvanlivosti – stav problematiky ve světě	46
1.6 Environmentální a ekonomické hodnocení železobetonových konstrukcí se zohledněním trvanlivosti – stav problematiky v České republice.....	48
1.7 Stanovení hlavních cílů disertační práce	49
2 Použité postupy	50
2.1 Postup hodnocení konstrukcí z hlediska dopadů na životní prostředí	50
2.2 Postup pro kvantifikaci emisí CO ₂ souvisejících s výstavbou konstrukce	58
2.3 Analýza dat pro výpočet environmentálních dopadů konstrukce.....	58
2.4 Analýza matematických modelů časového průběhu karbonatace pro odhad životnosti konstrukce	69
3 Metodika pro výpočet a hodnocení množství emisí CO₂ z výstavby betonové konstrukce	81
3.1 Důvody sledování a omezování emisí CO ₂	81
3.2 Základní termíny	81
3.3 Normy týkající se kvantifikace emisí CO ₂	82
3.4 Podklady pro výpočet.....	83
3.5 Doporučení pro volbu zdroje údajů pro výpočet	86
3.6 Životní cyklus betonové konstrukce.....	86
3.7 Celková kvantifikace emisí oxidu uhličitého	94
3.8 Vyhodnocení produkce emisí při výrobě konstrukce a stanovení doporučení pro další konstrukce daného typu	95
4 Metodika pro výpočet a hodnocení environmentálních dopadů výroby betonové konstrukce	96
4.1 Důvody sledování a omezování environmentálních vlivů.....	96
4.2 Základní termíny	98
4.3 Normy týkající se hodnocení environmentálních dopadů	100

4.4	Podklady pro výpočet.....	100
4.5	Doporučení pro volbu zdroje údajů pro výpočet.....	110
4.6	Životní cyklus betonové konstrukce	111
4.7	Celková kvantifikace environmentálních dopadů	119
4.8	Vyhodnocení produkce emisí při výrobě konstrukce a stanovení doporučení pro další konstrukce daného typu	119
5	Doporučení pro výběr environmentálně šetrné konstrukce.....	121
5.1	Pevnostní třída betonu.....	121
5.2	Optimalizace návrhu	121
5.3	Využití recyklovaných materiálů a odpadních surovin	122
6	Doporučení pro odhad životnosti konstrukce.....	123
6.1	Volba matematického modelu karbonatace	123
6.2	Volba matematického modelu koroze oceli	124
7	Optimalizace z hlediska environmentálních dopadů, trvanlivosti a ceny	126
7.1	Společné vyjádření všech environmentálních dopadů	126
7.2	Optimalizace z hlediska environmentálních dopadů a ceny.....	126
7.3	Optimalizace z hlediska trvanlivosti a ceny	128
7.4	Optimalizace z hlediska trvanlivosti a environmentálních dopadů.....	130
7.5	Vliv zvoleného přístupu k vyhodnocení na výsledek.....	132
7.6	Vývoj softwarového nástroje	139
	Závěr.....	151
	Použitá literatura	154
	Normy a předpisy	154
	Publikace.....	155
	Webové zdroje	166
	Publikace se vztahem k disertační práci	167

Seznam obrázků

Obrázek 1.1: Vztah mezi stupněm nahrazení cementu a redukcí emisí CO ₂	13
Obrázek 1.2: Vztah mezi vodním součinitelem a rychlostí karbonatace	26
Obrázek 1.3: Vztah mezi tlakovou pevností betonu a rychlostí karbonatace	27
Obrázek 1.4: Porovnání původního matematického modelu dle Papadakise pro časový průběh karbonatace a jeho modifikované podoby	31
Obrázek 1.5: Porovnání zohlednění relativní vlhkosti okolního prostředí podle původního matematického modelu dle Papadakise a podle jeho modifikované podoby	31
Obrázek 2.1: Příklad vstupů a výstupů procesu (zde výroba železa)	52
Obrázek 2.2: Příklad charakterizačního profilu [199]	54
Obrázek 2.3: Podíl jednotlivých fází výroby na celkovém množství emisí CO ₂ z výroby konstrukčních prvků	60
Obrázek 2.4: Podíl jednotlivých částí výrobního procesu na celkových environmentálních dopadech z výroby konstrukčních prvků	62
Obrázek 2.5: Závislost množství emisí CO ₂ na druhu cementu	63
Obrázek 2.6: Závislost množství emisí CO ₂ na stáří použitých dat pro cement	63
Obrázek 2.7: Závislost environmentálních dopadů na zdroji dat pro cement pro různé konstrukční prvky – desku, trám a sloup	65
Obrázek 2.8: Závislost environmentálních dopadů na zdroji dat pro betonářskou ocel pro různé konstrukční prvky – desku, trám a sloup	66
Obrázek 2.9: Závislost environmentálních dopadů na zdroji dat pro kamenivo pro různé konstrukční prvky – desku, trám a sloup	67
Obrázek 2.10: Průměrná odchylka výsledku při změně zdroje použitých dat pro jednotlivé materiály a prvky	68
Obrázek 2.11: Porovnání různých matematických modelů pro časový průběh karbonatace	69
Obrázek 2.12: Mostní konstrukce, ze které byly odebrány vzorky	70
Obrázek 2.13: Výsledek experimentálního stanovení hloubky karbonatace	71
Obrázek 2.14: Početně stanovený časový průběh karbonatace a výsledek experimentu	72
Obrázek 2.15: Betonový chodník, ze kterého byly odebrány vzorky	73
Obrázek 2.16: Výsledky experimentálního stanovení hloubky karbonatace	74
Obrázek 2.17: Početně stanovený časový průběh karbonatace a výsledek experimentu	74
Obrázek 2.18: Funkce hustoty pravděpodobnosti hloubky karbonatace a tloušťky krycí vrstvy	77
Obrázek 2.19: Rozdělení hloubky karbonatace na konci životnosti spočtené pomocí obou simulačních metod a obou variant rozdělení pravděpodobnosti vstupních veličin	77
Obrázek 2.20: Volba typu rozdělení pravděpodobnosti na základě tvaru histogramu	78
Obrázek 2.21: Rozptyl časového průběhu karbonatace	78
Obrázek 2.22: Výsledky citlivostní analýzy	79
Obrázek 2.23: Výsledky citlivostní analýzy pro parametry s menším a s větším vlivem na výslednou funkci hustoty pravděpodobnosti hloubky karbonatace	80
Obrázek 7.1: Porovnání přístupů k optimalizaci z hlediska ceny a produkce emisí CO ₂ (optimalizace pomocí cen emisních povolenek a optimalizace pomocí normování a váženého průměru)	135
Obrázek 7.2: Porovnání výsledků celkového hodnocení konstrukčních variant před a po úpravě návrhu s ohledem na trvanlivost	137
Obrázek 7.3: Uživatelské rozhraní softwaru	140
Obrázek 7.4: Část formuláře týkající se geometrie desky	141
Obrázek 7.5: Část formuláře týkající se zatížení desky	141
Obrázek 7.6: Část formuláře týkající se dalších upřesňujících údajů	141
Obrázek 7.7: Část formuláře týkající se požadavků na konstrukci	142
Obrázek 7.8: Část formuláře týkající se optimalizačních parametrů	142
Obrázek 7.9: Část formuláře týkající se materiálových variant	143

Obrázek 7.10: Zadání vlastních mechanických vlastností.....	143
Obrázek 7.11: Zadání vlastního složení betonu.....	144
Obrázek 7.12: Zadání dopravních vzdáleností pro čerstvý beton a betonářskou výztuž.....	145
Obrázek 7.13: Zadání dopravních vzdáleností pro suroviny pro výrobu betonu.....	145
Obrázek 7.14: Upozornění při zadání nesmyslné hodnoty	146
Obrázek 7.15: Ukázka kódu softwaru (pole možností pro jednotlivé parametry optimalizace).....	146
Obrázek 7.16: Postup při výběru vyhovujících konstrukčních variant.....	147
Obrázek 7.17: Příklad postupné redukce počtu konstrukčních variant uvažovaných ve výpočtu.....	148
Obrázek 7.18: Upozornění v případě, že žádná z konstrukčních variant nevyhovuje z hlediska únosnosti	149
Obrázek 7.19: Zobrazení výsledků v optimalizačním softwaru	150
Obrázek 7.20: Zobrazení podrobných výsledků v optimalizačním softwaru	150

Seznam tabulek

Tabulka 1.1: Hodnoty funkce f_{RH}	31
Tabulka 1.2: Hodnoty součinitele e_s	33
Tabulka 1.3: Hodnoty součinitele cem	33
Tabulka 1.4: Hodnoty koeficientů pro model karbonatace dle Boba	34
Tabulka 2.1: Příklady endpointových a midpointových indikátorů kategorií dopadů.....	54
Tabulka 2.2: Referenční látky pro midpointové indikátory kategorií dopadu.....	55
Tabulka 2.3: Potenciál globálního oteplování pro jednotkové množství různých materiálů dle různých databází	59
Tabulka 2.4: Parametry uvažovaných konstrukčních prvků.....	60
Tabulka 2.5: Složení uvažovaného betonu	60
Tabulka 2.6: Předpokládané složení betonu mostní konstrukce.....	72
Tabulka 2.7: Hloubka karbonatace ve stáří konstrukce 45 let (porovnání výpočtů a experimentu).....	72
Tabulka 2.8: Přibližné složení betonu chodníku.....	73
Tabulka 2.9: Hloubka karbonatace ve stáří konstrukce 20 let (porovnání výpočtů a experimentu).....	75
Tabulka 2.10: Proměnné vstupující do výpočtu a jejich parametry.....	76
Tabulka 2.11: Parametry rozdělení pravděpodobnosti hloubky karbonatace a pravděpodobnost poruchy pro jednotlivé varianty výpočtu.....	78
Tabulka 2.12: Výsledky citlivostní analýzy	79
Tabulka 3.1: Emisní faktory pro paliva	84
Tabulka 3.2: Přibližné měrné emise různých druhů cementu	88
Tabulka 3.3: Rozdělení zdrojů emisí CO ₂ podle významu a podle míry ovlivnění.....	95
Tabulka 4.1: Charakterizační faktory nejvýznamnějších škodlivých látek [194].....	101
Tabulka 4.2: Nejčastěji uváděné indikátory kategorií dopadů v EPD databázích.....	101
Tabulka 4.3: Měrné emise nejvýznamnějších škodlivých látek, které vznikají při výrobě 1 kWh energie z nejběžnějších energetických zdrojů	102
Tabulka 4.4: Molární hmotnosti a charakterizační faktory chemických prvků nejčastěji se vyskytujících ve stavebních materiálech [194]	103
Tabulka 4.5: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových osobních automobilů (pre Euro – Euro 3)	104
Tabulka 4.6: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových osobních automobilů (Euro 4 – Euro 6).....	104
Tabulka 4.7: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu dieselových osobních automobilů	105
Tabulka 4.8: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových lehkých nákladních automobilů do 1305 kg.....	105

Tabulka 4.9: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu dieselových lehkých nákladních automobilů do 1305 kg	105
Tabulka 4.10: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových lehkých nákladních automobilů mezi 1305 a 1760 kg	106
Tabulka 4.11: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu dieselových lehkých nákladních automobilů mezi 1305 a 1760 kg	106
Tabulka 4.12: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových lehkých nákladních automobilů nad 1760 kg	106
Tabulka 4.13: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu dieselových lehkých nákladních automobilů nad 1760 kg	107
Tabulka 4.14: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu dieselových těžkých nákladních automobilů do 16 t.....	107
Tabulka 4.15: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu dieselových těžkých nákladních automobilů nad 16 t.....	107
Tabulka 4.16: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 130- 560 kW	108
Tabulka 4.17: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 75-130 kW	108
Tabulka 4.18: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 56-75 kW	109
Tabulka 4.19: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 37-56 kW	109
Tabulka 4.20: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 18-37 kW	109
Tabulka 4.21: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu městské hromadné dopravy....	110
Tabulka 4.22: Přibližné hodnoty environmentálních dopadů pro různé druhy cementu spočtené na základě obsahu slínku	112
Tabulka 4.23: Rozdělení environmentálních dopadů podle významu a podle míry ovlivnění.....	119
Tabulka 7.1: Parametry navržených konstrukčních variant	132
Tabulka 7.2: Kritéria pro optimalizaci (environmentální dopady, trvanlivost a cena pro 1 m ² desky v různých konstrukčních variantách).....	133
Tabulka 7.3: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny pomocí normování a váženého průměru	134
Tabulka 7.4: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska produkce CO ₂ a ceny pomocí cen emisních povolenek	134
Tabulka 7.5: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska produkce CO ₂ a ceny pomocí normování a váženého průměru.....	135
Tabulka 7.6: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny se zohledněním životnosti přepočtem na roky životnosti	136
Tabulka 7.7: Úprava návrhu jednotlivých variant po zohlednění trvanlivosti	137
Tabulka 7.8: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny pomocí normování a váženého průměru po úpravě tloušťek krycích vrstev	137
Tabulka 7.9: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny pomocí stanovení pravděpodobnosti poruchy na konci životnosti.....	138
Tabulka 7.10: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů, ceny a trvanlivosti pomocí normování a váženého průměru (váhy 1,1,1)	139
Tabulka 7.11: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů, ceny a trvanlivosti pomocí normování a váženého průměru (váhy 2,2,1)	139

Úvod

Environmentální dopady se v současné době stávají natolik významným tématem, že je jim třeba věnovat pozornost napříč všemi obory. Oteplování planety může dle předpovědí klimatologů vést k tání ledovců, zvýšení hladiny oceánů a zaplavování rozsáhlých území, často hustě osídlených. Další hrozbou je rozšiřování pouští a nedostatek pitné vody v některých oblastech, což povede k masivní migraci obyvatel přecházejících z těchto oblastí. Extrémní projevy počasí, ke kterým v posledních letech dochází stále častěji, jsou pravděpodobně dalším projevem nepříznivého klimatického vývoje planety. Velmi významným problémem je kromě změny klimatu také ubývající rezerva nerostných surovin, zejména přírodního kameniva. Již nyní je v některých oblastech České republiky nedostatek tohoto materiálu, což komplikuje výstavbu zejména rozsáhlejších dopravních konstrukcí. Opomenout nelze ani další nepříznivé děje v životním prostředí, jako je okyselení prostředí, narušování biodiverzity v důsledku nadměrného zanášení vody a půdy živinami a tvorbu fotooxidantů, které jsou příčinou vzniku smogu v letních měsících, zejména ve velkých městech. Environmentální dopady, které vznikají v důsledku stavební činnosti patří spíše k těm významnějším, proto je potřeba se zaměřit na výběr vhodných materiálů a konstrukčních řešení pro návrh environmentálně šetrných konstrukcí.

S otázkou environmentálních dopadů úzce souvisí problematika trvanlivosti konstrukcí. Stavby s velkou trvanlivostí vyžadují v průběhu své existence méně oprav. V případě trvanlivějších staveb také uplyne delší doba, než dospějí do stádia, kdy už je nutná jejich demolice a výstavba nového objektu. Environmentální dopady související s výstavbou jsou potom vykompenzovány delším provozem stavby bez nutných oprav. Výpočty týkající se trvanlivosti jsou zatíženy velkým množstvím nejistot, protože často nelze s jistotou předpovědět, které degradační jevy se uplatní v průběhu života konstrukce, navíc pro časový průběh těchto degradačních jevů obvykle existuje více matematických modelů. Další nejistoty do výpočtu potom přináší vstupní parametry, které je často možné jen odhadnout a které se navíc mohou v průběhu životnosti měnit. Z tohoto důvodu je vhodné zvolit pravděpodobnostní přístup k trvanlivosti a při výběru nejvhodnější konstrukční varianty nepovažovat výpočtovou trvanlivost za zásadní hodnotu vzhledem k tomu, že dlouhá životnost nemusí být vždy využitelná vzhledem k morálnímu zastarání stavebního objektu. Je tedy třeba najít způsob, jak trvanlivost v optimalizační úloze zohlednit, ale nepřecenit její vliv.

V optimalizačním procesu je také třeba zohlednit ekonomické hledisko, aby vybraná konstrukční varianta, vyhodnocená jako environmentálně nejšetrnější, nebyla nepřiměřeně nákladná. Otázka ceny by však neměla převážet nad environmentálním kritériem a obě hlediska by měla být považována za přibližně stejně důležitá. Nejvhodnějším řešením je nalezení takové konstrukční varianty, která bude environmentálně šetrná a zároveň náklady na její realizaci budou relativně nízké v porovnání s ostatními konstrukčními variantami. Vzhledem k velkému počtu konstrukčních variant, které lze navrhnout i v případě velmi jednoduché konstrukce, je ideálním nástrojem pro návrh optimalizační software, jehož vývoj je jedním z cílů této práce.

1 Rešeršní shrnutí problematiky

1.1 Shrnutí poznatků z odborných publikací o hodnocení environmentálních vlivů – stav problematiky ve světě

1.1.1 Porovnání různých betonových směsí

Předmětem mnoha studií zabývajících se environmentálními dopady výstavby betonových konstrukcí je porovnávání různých receptur betonu z hlediska negativních vlivů na životní prostředí. Obvykle je porovnáváno jednotkové množství betonu, někdy je však analýza provedena pro konkrétní betonovou konstrukci. V tomto případě je možné komplexnější posouzení jednotlivých materiálových variant, protože do hodnocení jsou zahrnuty i některé mechanické vlastnosti betonu v rámci návrhu rozměrů nosných prvků.

Ve studii [137] je porovnáván beton běžné pevnosti s vysokopevnostními betony různých složení. Při porovnání jednotkových množství těchto betonových směsí byl vysokopevnostní beton vyhodnocen jako výrazně větší environmentální zátěž. Ve studii je však dále provedeno porovnání směsí se zohledněním trvanlivosti a pevnosti. Pro zohlednění menších rozměrů nosných prvků a větší životnosti konstrukce provedené z vysokopevnostního betonu byly environmentální dopady pro běžný beton vynásobeny koeficientem 2. Tento koeficient byl zvolen na základě úvahy autora podložené dalšími odbornými studiemi. Po této úpravě byly environmentální dopady pro běžný beton stejné jako pro vysokopevnostní beton z hlediska eutrofizace (tj. nadměrného obohacování vody a půdy živinami, které má za následek narušení ekosystému). V případě spotřeby energie z neobnovitelných zdrojů a globálního oteplování byly dopady z výroby vysokopevnostního a běžného betonu stejné v případě, že vysokopevnostní beton obsahoval kromě cementu jako pojivo vysokopevnostní strusku. Pro spotřebu energie z obnovitelných zdrojů však vycházela stále nejvýhodněji varianta běžného betonu. V případě acidifikace (okyselování) životního prostředí byl potom běžný beton vyhodnocen jako nejhorší varianta. Přístup, který používá tato studie je značně zjednodušený, protože zde jsou lepší vlastnosti vysokohodnotného betonu zohledněny pouze zvolenou konstantou a nikoli návrhem konstrukce či konstrukčního prvku.

Studie [155] zkoumá souvislost mezi složením betonu a environmentálními dopady, plynoucími z jeho výroby. Porovnává environmentální dopady betonu vyrobeného z různých typů cementu - portlandského cementu (CEM I), portlandského směsného cementu (CEM II) a vysokopevnostního cementu (CEM III). Nejvyšší environmentální dopady byly vypočteny pro portlandský cement. Při použití cementu CEM II klesla spotřeba energie cca o 18 - 22 %, při použití cementu CEM III dokonce o 63 - 70 %. Rozdíl v množství uvolněných emisí CO₂ se v případě použití cementu CEM II pohyboval mezi 21 a 24 %, v případě použití cementu CEM III mezi 34 a 40 %. Při porovnání spotřeby nerostných surovin byla redukce environmentálního dopadu méně výrazná, pro beton z cementu CEM II 7,8 - 13,8 %, pro beton z cementu CEM III 13,7 - 19,5 %. Rozdíly v míře environmentálních dopadů závisí na pevnostní třídě betonu, a tudíž na množství použitého cementu. Pro betony větších pevností je rozdíl v environmentálních dopadech pro různé druhy cementu výraznější, protože tyto betony obsahují větší množství cementu.

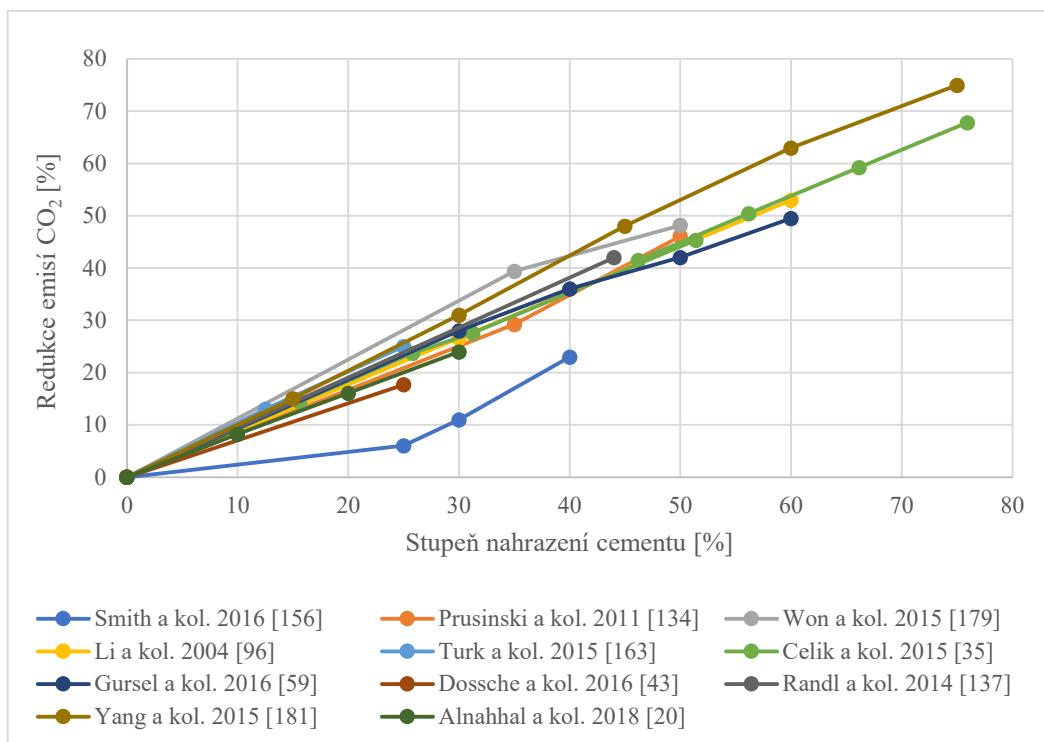
Nejčastěji se studie zaměřují na porovnání běžného betonu a betonu obsahujícího odpadní či recyklované materiály, jako popílek, strusku či recyklované kamenivo. Nahrazení části cementu latentně hydraulickými příměsemi, označovanými zkratkou SCMs (Supplementary Cementitious Materials), je v oblasti environmentálních vlivů natolik časté téma, že mu byla věnována samostatná kapitola.

Nahrazení části cementu latentně hydraulickými příměsemi

Mnoha studiemi ověřený fakt, že dopady na životní prostředí jsou z velké části závislé na množství použitého cementu, vedl k mnoha výzkumům zabývajících se využitím latentně hydraulických příměsí

jako částečné náhrady cementu. Mezi nejběžnější SCMs patří popílek, struska a mikrosilika. Využití těchto druhotných materiálů jako částečné náhrady cementu dochází ke snížení environmentálních dopadů plynoucích z produkce cementu. Dalším přínosem je využití odpadních produktů, které vznikají například při výrobě a zpracování oceli nebo při výrobě energie v tepelných elektrárnách. Náhrada cementu těmito příměsemi však často neznamená snížení pevnosti betonu. Pevnost betonu obsahujícího tyto materiály bývá srovnatelná nebo i vyšší.

V případě porovnávání jednotkových objemů betonů s různou recepturou je téměř vždy environmentálně šetrnější ta varianta, ve které je použito méně cementu ([20], [28], [35], [59], [96], [134], [137], [156], [163], [179] a [181]). Vztah mezi stupněm nahrazení cementu a redukcí emisí oxidu uhličitého dle různých studií znázorňuje **Obrázek 1.1**. Výroba cementu má na životní prostředí zásadní vliv, je velmi energeticky náročná a v jejím důsledku dochází k uvolňování značného množství environmentálně škodlivých emisí. Obsah cementu v betonové směsi je proto klíčovým faktorem pro její environmentální posouzení. Například studie [96] uvádí, že 30 % redukce obsahu cementu v betonové směsi vede k redukci emisí CO₂ o 26,6 %. Dle studie [134] jsou při 35 % snížení obsahu cementu sníženy emise CO₂ o 29 %, při 50 % dokonce o 46 %. Při snížení množství cementu o 35 %, resp. 50 % dochází k redukci spotřebované energie o 21 %, resp. 36,5 %. Snižuje se také spotřeba nerostných surovin, při 35 %, resp. 50 % snížení množství cementu o 4,3 %, resp. 14,6 %. Ze studie [183] zase plyne, že zmenšení rozměrů nosného prvku za cenu zvýšení množství nutné betonářské oceli pro tento prvek je z hlediska spotřeby energie vždy výhodnější.



Obrázek 1.1: Vztah mezi stupněm nahrazení cementu a redukcí emisí CO₂.

Výroba cementu má významný vliv především na spotřebu energie a také na globální oteplování a změnu klimatu. Právě těmito dvěma environmentálními dopady se věnuje většina studií. Studie [156] se věnuje porovnání několika receptur betonu s různým stupněm nahrazení cementu popílkem (25 %, 30 % a 40 %) z hlediska environmentálních dopadů a z hlediska některých mechanických vlastností. S rostoucím stupněm nahrazení cementu klesaly emise oxidu uhličitého vyprodukované při výrobě jednotkového množství cementu. Při nahrazení cementu z 25 %, 30 % a 40 % uvádí studie pokles emisí CO₂ o 6 %, 11 % a 23 %. Ke zhoršení mechanických vlastností betonu přitom dochází až

při 40 % nahrazení cementu (pevnost v tlaku se snížila o 10 %, v ohybu cca o 13 %). Pro nižší stupně nahrazení došlo naopak k jejich zlepšení, při 30 % nahrazení cementu se pevnost v tlaku zvýšila o 10 % a pevnost v ohybu o 9 %. V případě provedení analýzy pro skutečnou konstrukci by tedy rozdíl ve vyprodukovaných emisích CO₂ byl větší kvůli možné redukci rozměrů nosných prvků. Je však třeba poznamenat, že rozdíl by v tomto případě nebyl nijak zásadní, protože pevnosti se neliší příliš výrazně. Studie [165] porovnává běžný beton, obsahující jako pojivo pouze cement, s betonem obsahujícím také popílek. Množství použitého cementu je zde sníženo cca o 18 %. Beton s obsahem popílku má v případě této studie větší pevnost – jeho pevnostní třída je C40/50, oproti tomu pevnostní třída běžného betonu je zde C 30/37. Emise CO₂ spojené s výrobou zde nejsou spočteny pro jednotkové množství betonu, ale pro jednoduchou konstrukci – rám s vetknutými sloupy a kloubově uloženou příčlív. Díky tomu jsou v posouzení zahrnuty i úspory plynoucí z možné redukce rozměrů. Výška trámu je pro materiálovou variantu betonu s popílkem snížena z 390 mm na 350 mm, šířka sloupu z 250 mm na 190 mm. Emise oxidu uhličitého byly v případě využití popílku menší o 25,8 %.

Nahrazením části cementu vysokopecní struskou se zabývala studie [179], ve které byly z betonu obsahujícího strusku vyráběny předpjaté panely. Byly zhotoveny z různých betonových směsí lišících se stupněm nahrazení cementu struskou (50 %, 60 %, 70 % a referenční směs bez strusky). Směsi se struskou obsahovaly urychlovač tuhnutí a tvrdnutí, protože struska zpomalovala nárůst pevnosti. Konečná pevnost dosahovala menších hodnot u vzorků ze směsi obsahující strusku, o cca 10 až 17 %. Tato skutečnost činí studii poněkud méně aplikovatelnou, protože z hlediska environmentálních dopadů nejsou porovnávány rovnocenné produkty. Snížení emisí CO₂ zde bylo dosaženo pro směs s 50 % strusky o 39,4 % a pro směsi s 60 %, resp. 70 % strusky o 48,2 %, resp. 55,1 %. Částečné nahrazení cementu struskou je také předmětem studie [134]. Ani zde však nejsou porovnávány betonové směsi se stejnou tlakovou pevností, tudíž se opět nejedná o environmentální hodnocení srovnatelných produktů.

Betonové směsi srovnatelných pevností (166,1 MPa a 163,5 MPa) byly porovnávány v rámci studie [137]. Jedna betonová směs obsahovala jako pojivo pouze portlandský cement, ve druhé směsi potom bylo 45 % cementu nahrazeno velmi jemnou vysokopecní struskou. Z hlediska dopadů na životní prostředí měla náhrada cementu největší vliv na globální oteplování a změnu klimatu. V případě této kategorie dopadu je rozdíl mezi oběma betonovými směsmi 42 %. Výrazný rozdíl byl zaznamenán také v případě spotřeby energie z neobnovitelných zdrojů - 32 %. V případě acidifikace životního prostředí byl rozdíl již méně výrazný (20 %) a v případě eutrofizace téměř žádný. To je způsobeno tím, že při výrobě cementu se neuvolňuje nijak výrazné množství sloučenin dusíku, které mají pro eutrofizaci zásadní vliv. V případě využití strusky jako příměsi do betonu uvádí studie [163] další environmentální přínos, kterým je získání železa a jiných kovů, které jsou ze strusky oddělovány před jejím použitím do betonu. V případě, že by byla struska pouze deponována jako odpad, nedošlo by již k recyklaci obsažených kovů a ty by byly spolu se struskou uloženy jako odpad. Z jedné tuny strusky lze dle této studie získat přibližně 8 kg kovů, které jsou zde uvažovány jako záporné hodnoty environmentálních dopadů výroby železa.

Existuje také studie zabývající se použitím jemně mletého zeolitu jako náhradního pojiva do betonu [164]. Cement byl v různých vzorcích nahrazován z 10 %, 20 % a 30 %. Do stupně nahrazení 20 % byla pevnost betonu vyšší v porovnání s referenčním vzorkem, při nahrazení cementu z 30 % zeolitem se již pevnost zhoršila. Environmentální posouzení zde nebylo provedeno pro jednotkové množství betonu, ale pro jednoduchou rámovou konstrukci. Zohledněna tedy byla možnost menších rozměrů nosných prvků v případě směsi s nahrazenými 10 % či 20 % cementu zeolitem. Při nahrazení cementu z 10 %, 20 % a 30 % byl vliv na globální oteplování snížen o 60,3 %, 69,7 % a 69,3 %. Snížení množství emisí vedoucích ke globálnímu oteplování a změně klimatu je tedy dosti výrazné a ze studie plyne, že pro objektivní porovnání betonových směsí s různou pevností je třeba porovnávat konstrukci a nikoli jednotkové množství betonu.

Možnostmi snížení emisí CO₂ pomocí nahrazení části cementu SCM se zabývala také studie [139]. Při porovnání několika druhů SCMs byl popílek vyhodnocen jako environmentálně nejvýhodnější. Dobré výsledky byly získány také pro vysokopecní strusku. Jako nejméně výhodná byla v této studii

vyhodnocena mikrosilika. Podobné výsledky uvádí studie [113], která porovnává několik receptur s náhradními pojivy a referenční směs obsahující jako pojivo pouze portlandský cement. Z environmentálního hlediska zde byly jako nejvýhodnější vyhodnoceny směsi obsahující kromě cementu popílek nebo strusku. Následovala mikrosilika a jako nejméně výhodný byl shledán jemně mletý vápenec. U všech druhů SCMs byla zjištěna silná pozitivní korelace mezi množstvím použitého cementu a vlivem na globální oteplování a změnu klimatu. Naproti tomu mezi pevností v tlaku a množstvím cementu uvádí tato studie pouze slabou korelaci, protože pevnost v tlaku je významně ovlivněna právě SCMs a jejich vlastnostmi. Není tedy možné najít jakýkoliv přímý vztah mezi pevností betonu a jeho vlivem na globální oteplování. Také studie [61] uvádí, že nahrazení cementu náhradním pojivem vždy nevede ke snížení pevnosti. V této studii jsou porovnávány dva přístupy ke snížení emisí CO₂ při výrobě betonových konstrukcí. Jednou možností je náhrada cementu SCM, druhou možností potom zlepšení vlastností betonu vedoucí k redukci rozměrů nosných prvků a tím k úspoře celkového množství betonu. Na základě přibližného výpočtu studie uvádí, že nahrazení cementu by mohlo vést k cca 15 % redukci emisí CO₂, zlepšení vlastností potom k redukci emisí o cca 30 %. Protože však při vhodné volbě receptury a druhu SCM lze docílit i zlepšení pevnosti, je možné oba přístupy spojit a dosáhnout tak redukce emisí CO₂ až o 40 %. Různé SCM porovnává také studie [163]. I zde byly pro většinu environmentálních dopadů získány nejlepší výsledky v případě nahrazení části cementu popílkem. Výjimkou byla eutrofizace životního prostředí, kde bylo jako nejvýhodnější vyhodnoceno použití vysokopecní strusky. Příčinou je výše zmíněná úspora železa díky jeho získávání ze strusky.

Studie [43] se zabývá alternativní environmentálně šetrnou výrobou předpjatých konstrukčních prvků. Porovnání je provedeno pro konkrétní konstrukční prvky vyráběné ve zvolené výrobě - předpjaté trámy, desky a prvky tvaru TT. Porovnávány jsou vždy prvky vyrobené tradičním způsobem a prvky vyrobené alternativním environmentálně šetrným způsobem. Tento environmentálně šetrný výrobní postup zahrnuje komplexní environmentální opatření - část cementu (25 %) je nahrazena popílkem, výztuž prvků (betonářská výztuž i přepínací lana) je z oceli, která je z 80 % vyrobena z recyklovaného materiálu, bednění je vyrobeno z recyklovaného polystyrenu a pro údržbu je použit akrylový lak na bázi vody (místo environmentálně méně šetrného nátěru na bázi rozpouštědla). Energie pro výrobu prvků v případě environmentálně šetrné varianty pochází z vodních a větrných elektráren, atomových elektráren a fotovoltaických panelů. V rámci běžné výroby představuje největší environmentální zátěž výroba cementu (dle studie 27 %) a oceli (dle studie 29 %). Dopady spojené s transportem a údržbou pak tvoří méně zásadní část veškerých dopadů z výroby. V případě environmentálně šetrné varianty jsou však dopady spojené s výrobou oceli značně snížené a dopady spojené s transportem se pak u této varianty řadí k nejvýznamnějším (29 % z celkových dopadů), dalším významným dopadem však zůstává výroba cementu (28 %). Environmentálně šetrná varianta byla samozřejmě vyhodnocena jako výhodnější z hlediska dopadů na životní prostředí, největší rozdíl byl ve vlivu na tvorbu fotooxidantů (31 - 40 %) a vlivu na úbytek stratosférického ozonu (23,5 - 40,6 %). Důvodem je výrazné snížení emisí oxidu dusného, těkavých uhlovodíků a dalších látek díky použití recyklované oceli.

Všechny výše uvedené studie potvrzují environmentální benefity, které plynou z použití latentně hydraulických příměsí jako částečné náhrady cementu. Tyto výzkumné práce mají velký přínos pro vývoj environmentálně šetrných betonových směsí. Vyplývá z nich mimo jiné, že je velmi důležité dostatečně ověřit mechanické vlastnosti betonů obsahujících SCM a najít pro ně vhodné použití s ohledem na jejich pomalejší nárůst pevnosti.

Nahrazení přírodního kameniva recyklovaným kamenivem

Velké množství studií se zabývá možnostmi snížení environmentálních dopadů nahrazením přírodního (těženého nebo drceného) kameniva recyklovaným kamenivem (recyklovaná betonová, cihelná nebo smíšená drť). Je zřejmé, že použití recyklovaného kameniva přináší redukci environmentálních dopadů. Snižuje se spotřeba nerostných surovin a množství uvolněných emisí. Dalším environmentálním benefitem je využití stavební suti, která by jinak musela být likvidována jako

odpadní materiál. Studie [149] porovnává environmentální dopady z výroby běžného betonu obsahujícího pouze přírodní kamenivo a z výroby betonu, v němž je přírodní kamenivo částečně nebo zcela nahrazeno kamenivem z recyklovaného betonu. Porovnávané betonové směsi měly přibližně stejnou pevnost, vliv na modul pružnosti a další mechanické vlastnosti však zde nebyl ověřen. V případě většiny kategorií dopadu byly nejlepší výsledky získány pro beton obsahující pouze recyklované kamenivo a nejhůrší výsledky pro beton obsahující pouze přírodní kamenivo. Nejvíce patrná je environmentální šetrnost recyklovaného kameniva na spotřebě nerostných surovin. V případě částečného nahrazení přírodního kameniva se spotřeba nerostných surovin snížila o 27,4 %, v případě použití pouze recyklovaného kameniva dokonce o 46,9 %. Výrazný vliv na spotřebu nerostných surovin uvádí také studie [83]. Dle studie [149] se však výrazně snižují i jiné environmentální dopady, jako je tvorba fotooxidantů nebo eutrofizace životního prostředí. Vliv na globální oteplování byl méně výrazný, protože tento environmentální dopad je silně závislý především na množství použitého cementu. Tuto skutečnost zmiňují také studie [107] a [163].

Studie [107] analyzuje vliv transportní vzdálenosti recyklovaného a přírodního kameniva na celkové environmentální dopady. Vliv dopravy je u recyklovaných surovin vždy důležitý a je třeba posoudit, zda negativní vliv přepravy nepřeváží nad výhodami plynoucími z použití těchto materiálů. Transportní vzdálenosti jsou v případě recyklovaných materiálů často větší. Je totiž třeba uvažovat nejen dopravu recyklovaného kameniva na místo výroby betonu, ale také dopravu odpadní suti na místo zpracování. Studie [89] se zabývá vlivem použití recyklovaného kameniva na globální oteplování a úbytek energie. Dle výše uvedených studií ([107], [149], [163]) však mělo nahrazení přírodního kameniva recyklovaným právě na tyto dvě kategorie dopadu nejmenší vliv. Malý rozdíl ve vlivu na tyto kategorie dopadu pak uvádí i studie [89]. Porovnává dvě betonové směsi obsahující stejné množství cementu, přičemž jedna z nich obsahovala pouze přírodní kamenivo, druhá i recyklované v množství cca 40 % z celkového množství kameniva. Použito bylo hrubé recyklované kamenivo. Vliv na globální oteplování byl při použití recyklovaného kameniva snížen o 4 %, spotřeba energie dokonce pouze o 1 %. Studie uvádí i rozdíly v těchto environmentálních dopadech pro samotné kamenivo. Zde byly rozdíly poměrně výrazné, v případě globálního oteplování a změny klimatu 68 %, v případě spotřeby energie 70 %. V rámci výroby betonové směsi se však tyto rozdíly stávají méně významné kvůli vysoké energetické a environmentální náročnosti výroby cementu.

Studie [163] uvádí také další environmentální benefit využití odpadní betonové suti, kterým je získání železa z tohoto odpadního materiálu. Výztuž obsažená v betonové suti je od betonu oddělována předtím, než je suť zpracována na náhradní kamenivo. Takto získaná výztuž může být potom dále zpracována při výrobě oceli, takže dochází k úspoře materiálu. V rámci studie [90] je z environmentálního hlediska porovnáváno větší množství receptur, lišících se množstvím a druhem použitého cementu (portlandský cement CEM I a portlandský cement směsný CEM II) a také množstvím a typem použitého recyklovaného kameniva. Přírodní kamenivo je zde kamenivem recyklovaným nahrazováno z 25 % nebo ze 40 %. Použito je buďto kamenivo z betonové suti nebo kamenivo ze smíšené betonové a cihelné suti. Z environmentálního hlediska nejhůrší výsledky byly získány pro beton obsahující pouze přírodní kamenivo a jako pojivo portlandský cement (CEM I). Mírně příznivější výsledky byly potom získány v případě použití cementu CEM II. Při nahrazení přírodního kameniva kamenivem recyklovaným se celkový dopad na životní prostředí snižuje, přičemž lepší výsledky byly získány pro beton obsahující betonovou suť v porovnání s betonem obsahujícím směsnou suť. Je to pravděpodobně dáno tím, že v případě použití směsné suti je pro dosažení stejné pevnosti nutno dodat více cementu než v případě použití betonové suti (např. místo 320 kg je třeba 360 kg). Tento výsledek zmiňuje také studie [149].

Studie zabývající se možnostmi využití recyklovaného kameniva pocházejícího z odpadní suti jsou velmi přínosné, protože v posledních letech se do popředí dostává problém nedostatku přírodního kameniva. Je proto třeba hledat možnosti jeho nahrazení a ověřit použitelnost betonu s náhradním kamenivem pro různé aplikace. Mechanické vlastnosti betonu s recyklovaným kamenivem jsou obvykle

horší v porovnání s vlastnostmi betonu obsahujícího pouze přírodní kamenivo. Přesto však lze nalézt využití pro beton s recyklovaným kamenivem, zpravidla pro méně exponované konstrukce.

1.1.2 Porovnání různých konstrukčních typů a technologií

Studii zabývajících se porovnáním různých konstrukčních typů a technologií dosud není mnoho. Nejčastější jsou studie porovnávající různé typy stropních desek, například vylehčené desky a plné desky nebo desky vylehčené různými způsoby.

Studie [101] porovnává environmentální dopady z výstavby dvou typů stropní konstrukce. Jedním je jednosměrně pnutá stropní deska vylehčená keramickými tvarovkami, druhým je dutinový panel s nabetonávkou. Únosnost stropní konstrukce, jejímž základem je dutinový panel, je v porovnání s únosností desky vylehčené keramickými tvarovkami vyšší. V zemi, která je pro studii uvažována, se však nevyrábí dutinové panely o výšce menší než 150 mm. Není tedy možné z dutinových panelů navrhnout takovou stropní konstrukci, která by měla únosnost stejnou jako vylehčená železobetonová deska. Tento problém je zde vyřešen tak, že je uvažována celá konstrukce, včetně prvků podporujících stropní desku, trámů. Dutinové panely je možné použít pro větší rozpon (8 m) a množství navržených trámů je tedy v tomto případě nižší než v případě desky vylehčené keramickými tvarovkami, kterou lze použít na rozpon 5,2 m. Studie uvádí pouze konečný výsledek celkového environmentálního dopadu pro obě varianty stropní konstrukce, bez uvedení konkrétních hodnot v rámci jednotlivých kategorií dopadu, což znesnadňuje analýzu výsledku studie, navíc není známo, jakou vahou byly uvažovány jednotlivé dopady. Dle studie je použití dutinových panelů z environmentálního hlediska výhodnější, studie uvádí o 12,2 % menší dopady na životní prostředí. Pravděpodobně je to způsobeno menším celkovým objemem betonu použitým pro tuto stropní konstrukci.

Studie [42] porovnává prefabrikovanou a monolitickou stavbu na několika úrovních funkční jednotky. Nejprve je porovnáván 1 m³ monolitického a prefabrikovaného betonu, dále jeden fasádní panel (včetně okenního rámu, skla a obkladu), potom skupina tří fasádních panelů (fasáda pro jeden apartmán) a nakonec celý jeden apartmán včetně fasády, stropní desky, balkónu, trámů a sloupů. Studie uvažovala reálný prefabrikovaný objekt, monolitické provedení potom bylo uvažováno jako hypotetická alternativa. Porovnáváno bylo množství emisí CO₂. Při porovnání 1 m³ prefabrikovaného a monolitického betonu byla prefabrikovaná varianta vyhodnocena jako výhodnější. Přestože environmentální dopady související s dopravou byly pro prefabrikovanou variantu větší, celkově bylo při výrobě prefabrikovaného betonu uvolněno méně emisí. Jako příčinu studie uvádí typ bednění. Ocelové bednění, které je obvykle používáno v případě prefabrikovaných konstrukcí, lze použít 100 až 200krát, na rozdíl od dřevěného, jehož opětovné použití je možné maximálně desetkrát. Navíc ocelové bednění lze velmi dobře recyklovat. Také v rámci porovnání na ostatních úrovních byla prefabrikovaná varianta vyhodnocena jako výhodnější, rozdíl mezi oběma variantami se však snižoval kvůli započítání dalších stavebních součástí do hodnocení.

Uvedené studie jsou velmi specifické a nelze z nich vyvodit obecné závěry ohledně environmentálně šetrné výstavby. Podobné případové studie slouží spíše pro individuální posouzení různých konstrukčních variant a nikoli jako podklad pro stanovení obecných doporučení. Při uvažování většího počtu variant, které by se lišily nejen typem konstrukce, ale i druhem betonu, stupněm vyztužení a geometrickými parametry, by se však k podobné studii již dalo přistupovat jako k rozsáhlejší optimalizaci a na jejím základě stanovit doporučení pro návrh environmentálně šetrné konstrukce.

1.1.3 Porovnání různých materiálů

Některé studie se zabývají porovnáním různých materiálů z hlediska environmentálních dopadů. Dopady jsou obvykle porovnávány pro celou stavbu z daného materiálu (rodinný dům, kancelářská budova, most).

Studie [140] porovnává environmentální dopady z výstavby domu ze železobetonu a domu z lepeného lamelového dřeva. Porovnání zahrnuje získání a zpracování surovin, zhotovení nosných prvků a výstavbu. Pro srovnávací studii byla vybrána administrativní budova o pěti nadzemních

podlažích a třech podzemních podlažích sloužících pro parkování, s užitnou plochou cca 14000 m². Železobetonová rámová monolitická konstrukce byla porovnávána s dřevěnou rámovou konstrukcí z lepeného lamelového dřeva (těžký dřevěný rám). Dřevěná rámová konstrukce byla ztužena železobetonovým jádrem a její podzemní podlaží byla zhotovena také ze železobetonu. Dle této studie byla dřevěná konstrukce z environmentálního hlediska vyhodnocena jako výhodnější, v rámci většiny kategorií dopadu. V případě porovnávání počátečních environmentálních vlivů lze pro železobetonovou konstrukci jen těžko získat lepší výsledky než pro dřevěnou. Je však otázkou, jaké výsledky by byly získány při uvažování celého životního cyklu stavby, včetně zohlednění trvanlivosti, která by pravděpodobně pro železobetonovou konstrukci vycházela vyšší. Další výhodou železobetonové konstrukce je také větší schopnost akumulovat teplo, což může přinášet nejen environmentální úspory, ale také větší uživatelské pohodlí.

Betonovou a dřevěnou konstrukci porovnává také studie [106]. Tato studie porovnává dvoupodlažní rodinný dům zhotovený ze dřeva a ze železobetonu. Hodnocení je provedeno pro celý životní cyklus stavby (uvažováno 100 let životnosti), zahrnuje tedy získání a zpracování surovin, jejich transport na místo stavby, výstavbu, údržbu, provoz a demolici. Hodnocení zahrnuje také výměnu částí stavby s nižší životností, jako jsou dveře a okna, střešní krytina, nášlapné vrstvy podlah, klimatizační zařízení, ohřívače vody, vybavení kuchyně...atd. Dřevěná konstrukce je rámová, stěny se skládají z hliníkového obkladu, dřevěného pláště, izolace ze skelné vlny a sádkartonové desky. Železobetonová konstrukce má nosné železobetonové stěny izolované expandovaným polystyrenem. Tepelný odpor stěn železobetonové konstrukce je vyšší než tepelný odpor stěn dřevěné konstrukce, o cca 50 %. Dopady plynoucí z životního cyklu dřevěné konstrukce byly mírně vyšší v porovnání s dopady plynoucími z životního cyklu železobetonové konstrukce. Rozdíl je obvykle v řádu několika procent (obvykle do cca 10 %) a liší se v závislosti na lokalitě, ve které je stavba uvažována. Větší rozdíly byly vypočteny pro chladnější lokality, ve kterých hrají v rámci životního cyklu stavby důležitější roli environmentální dopady související s vytápěním. Studie uvádí, že spotřeba elektrické energie a plynu během provozu stavby (energie pro vytápění, vaření, ohřev teplé vody...atd.) tvoří většinu veškeré spotřeby elektrické energie a plynu během celého životního cyklu stavby. V případě betonové stavby se jedná o 96 %, v případě dřevěné stavby o 97 %. Z toho plyne, že provoz stavby má na celkovou spotřebu energie zásadní vliv a tepelně-izolační vlastnosti stavby mohou v některých případech výrazně ovlivňovat celkové environmentální dopady stavby.

Další studie porovnávající železobetonovou a dřevěnou variantu stavby však často udávají jiný výsledek. Hodnocení celého životního cyklu je silně závislé na zvolených tepelně-izolačních vlastnostech stavby a na dalších faktorech, jako je například způsob vytápění a nutná údržba a opravy během životního cyklu. Tyto studie jsou tedy do jisté míry závislé na autorově odhadu průběhu životního cyklu porovnávaných staveb. Například studie [60] uvádí, že z hlediska spotřeby energie a množství uvolněných emisí CO₂ je environmentálně šetrnější varianta dřevěné konstrukce. Porovnává dvě rámové konstrukce, z nichž jedna je železobetonová a druhá dřevěná. Samozřejmě i dřevěná varianta obsahuje některé betonové části, jako například základy, a železobetonová varianta má potom dřevěnou konstrukci krovu. Pro posouzení je uvažován celý životní cyklus staveb, přičemž životnost je uvažována 100 let. Obě stavby byly uvažovány ve dvou lokalitách, přičemž jedna se nacházela ve Švédsku a druhá ve Finsku (environmentální dopady byly tedy celkem vyčísleny pro čtyři stavby). Dle této studie je spotřeba energie v rámci životního cyklu dřevěné stavby nižší o 10 - 20 %. Konkrétní výsledek je závislý na lokalitě. Dřevěnou a železobetonovou variantu konstrukce porovnává také studie [58]. Porovnávají jsou zde dva bytové domy v rámci celého životního cyklu. Dřevěná varianta je navržena jako patrové rámy tvořené průřezy tvaru „I“ s pásnicí z lepeného lamelového dřeva a stojinou z překližky nebo OSB desky. Železobetonová varianta je tvořena železobetonovou rámovou konstrukcí s obvodovým zdívkem z keramických bloků. Ve srovnávací studii jsou započítány základové konstrukce, nosné prvky, hrubé podlahy, obvodové a dělicí stěny. Nejsou uvažovány konečné úpravy povrchů jako jsou omítky, obklady a nášlapné vrstvy podlah. Vyztužení železobetonové varianty je uvažováno pouze přibližně, množství vyztužné oceli v základových konstrukcích je odhadnuto množstvím 100 kg na m³

konstrukce, v ostatních nosných prvcích potom 200 kg na m³ konstrukce. Dopravní vzdálenost betonu, výztuže, malty a keramických bloků je uvažována 100 km, izolace 200 km, dřeva a OSB desek 300 km a dřevěných „I“ profilů 600 km. Vzdálenosti jsou odhadnuty podle běžné četnosti výroben daných materiálů v oblasti, kde je stavba uvažována. Při posouzení spotřeby surovin (fosilních i nerostných) a vlivu na lidské zdraví byla dřevěná konstrukce vyhodnocena jako environmentálně výhodnější. Při výrobě betonu opět hraje zásadní roli výroba cementu, pravděpodobně také výroba plastifikátoru a zpracování kameniva (uvolňování prachových částic do ovzduší). V rámci vlivu na kvalitu ekosystémů byla vyhodnocena jako horší dřevěná konstrukce, o cca 10 %. Příčinou je zásah do krajiny (kácení lesů), kterému byla dle zvolené metodiky přidělena poměrně velká váha. Co se týče celkového výsledku, opět je třeba zvážit, zda je životnost obou staveb skutečně stejná. V případě vyšší životnosti železobetonové stavby by se potom mohly výsledky poměrně výrazným způsobem změnit.

Dalším materiálem, se kterým je beton často z environmentálního hlediska porovnáván, je ocel. Studie [189] porovnává environmentální dopady vznikající v rámci celého životního cyklu administrativní budovy z oceli a ze železobetonu. Ocelová konstrukce je rámová, s prosklenými stěnami. Železobetonová konstrukce má stěny na východní a jižní straně také prosklené, ale stěny na severní a západní straně jsou železobetonové. Tato skutečnost může mít vliv na výsledky srovnávací analýzy, protože zcela prosklená stavba bude mít pravděpodobně větší úniky tepla v průběhu provozní fáze. Životnost obou staveb byla uvažována 50 let. Zásadní vliv na výsledky měla, stejně jako v případě studie [106], fáze užívání. V rámci většiny kategorií dopadu byla ocelová konstrukce vyhodnocena jako lehce horší. Rozdíl mezi environmentálními dopady obou konstrukcí byl obvykle v řádu několika procent. Hlavními příčinami je vyšší energetická náročnost výroby oceli, větší produkce oxidů síry a dusíku při výrobě a pravděpodobně také vyšší energetická náročnost stavby kvůli plnému prosklení stěn.

Ocelovou a betonovou rámovou konstrukci porovnává také studie [84]. Zde je porovnáván železobetonový rám pro administrativní a obytnou budovu v monolitickém i prefabrikovaném provedení, ocelobetonový rám pro administrativní a obytnou budovu a ocelový rám pro obytnou budovu (celkem tedy 7 ráků). Uvažována je část životního cyklu stavby, od získávání a zpracování surovin po výstavbu. Administrativní a obytná budova se liší tepelným odporem stěn, tepelný odpor stěn administrativní budovy je vyšší o 20 %. V rámci spotřeby nerostných surovin uvádí studie nejhorší výsledky pro monolitický železobetonový rám. Spotřebu surovin pro prefabrikované železobetonové ráky uvádí studie nižší než pro monolitické, o cca 14 %. Může to být způsobeno například materiálovými úsporami v důsledku lepších podmínek při výrobě prefabrikovaných prvků (například možnost snížení krycích vrstev). Také spotřeba energie je nejvyšší v případě monolitického železobetonového rámu obytné budovy. Co se týče uvolněných emisí, v případě emisí oxidu uhličitého byly nejhorší výsledky získány pro železobetonové monolitické ráky. V případě emisí oxidů dusíku a síry však byly výsledky nejhorší pro ocelový rám. Je to dáno vyšší produkcí těchto látek během výroby oceli.

Některé studie se zabývají porovnáním betonových a ocelových mostů s železobetonovou vozovkou ([31],[44],[45]). Nevýhodou těchto studií jsou často poněkud rozdílné konstrukční principy hodnocených mostů, proto se výsledky jednotlivých studií někdy i výrazněji liší. Studie [31] porovnává z environmentálního hlediska výstavbu předpjatého betonového mostu s výstavbou ocelového mostu se železobetonovou vozovkou. Z porovnání obou materiálů zde vychází lépe ocel, největší rozdíl je v případě úbytku nerostných surovin, 65 %. Z hlediska globálního oteplování jsou dopady plynoucí z výstavby ocelového mostu menší o 18,5 % v porovnání s betonovým předpjatým mostem. Spotřeba energie je pro výstavbu ocelového mostu jen nepatrně menší, v porovnání s betonovým předpjatým mostem o 1,4 %. Ocelový most porovnává s betonovým předpjatým mostem také studie [44]. Zde je uvažován celý životní cyklus stavby. Betonový předpjatý most je tvořen dvěma paralelními mosty o šířce 13,5 m, jehož trámy jsou prefabrikované a předpjaté. Trámy jsou podporovány vždy sedmi kruhovými sloupy o průměru 1,4 m. Deska je monolitická o tloušťce 1,7 m, s betonářskou výztuží. Hlavními nosnými prvky ocelového mostu jsou „I“ nosníky o výšce 1,13 - 2,02 m (nosníky mají

proměnnou výšku). Nosníky jsou podporovány vždy osmi čtvercovými železobetonovými sloupy. Dva nosníky podporují železobetonovou desku o tloušťce 265 mm. V rámci hodnocení je uvažována údržba zahrnující například výměnu parapetů nebo opětovné natření ocelové konstrukce. Ve všech sledovaných kategoriích dopadu byla v rámci této studie vyhodnocena ocel jako lepší. Největší rozdíl byl v hodnocení spotřeby energie, 45 %. Výrazný je také rozdíl ve vlivu na globální oteplování (21 %) a ve vlivu na lidské zdraví (22 %). Hlavní příčinou je pravděpodobně opět výrazně menší objem použitého materiálu v případě ocelové konstrukce. Větší rozdíl ve spotřebě energie obou mostů oproti rozdílu uvedenému ve studii [31] může být způsoben konkrétním návrhem a většími dopravními vzdálenostmi pro přepravu materiálů. Studie [45] porovnává několik konstrukčních typů betonových a ocelových mostů. Dle této studie se výsledky lišily v závislosti na jednotlivých kategoriích dopadu. Z hlediska vlivu na globální oteplování, úbytek stratosférického ozonu, tvorbu fotooxidantů a z hlediska spotřeby energie byly jako horší vyhodnoceny betonové varianty. Příčinou je pravděpodobně produkce cementu, která má na globální oteplování a další uvedené environmentální dopady zásadní vliv. Z hlediska vlivu na lidské zdraví, acidifikaci a eutrofizaci životního prostředí byly potom jako horší vyhodnoceny ocelové varianty. Na tyto dopady mají výrazný vliv emise oxidů dusíku a síry, které při výrobě oceli vznikají ve větším množství. Z výše uvedených studií vyplývá, že výhody železobetonových konstrukcí se projeví spíše v případě pozemních staveb, protože v jejich případě je využito více výhod tohoto materiálu, například jeho akumulární schopnost, která napomáhá lepší tepelné pohodě a úspoře energie v provozní fázi konstrukce. Podobné studie jsou však vysoce individuální a výrazně závisí na konkrétních podmínkách posuzované konstrukce, především na řešení jejich jednotlivých částí a na lokalitě, ve které je umístěna.

Studie [39] porovnává environmentální dopady z výroby betonových a keramických tašek pro střešní krytinu. Výsledky se liší dle jednotlivých kategorií dopadu. Z hlediska vlivu na globální oteplování a na kvalitu ekosystému a z hlediska spotřeby surovin a vody byly jako lepší vyhodnoceny keramické tašky. Příčinou je vysoká energetická náročnost výroby cementu a velké množství uvolňovaných emisí CO₂ při jeho výrobě. V případě vlivu na lidské zdraví byly potom vyhodnoceny jako horší keramické tašky. Důvodem je především uvolňování jemných částic při vypalování tašek. V případě keramických výrobků má občas výrazný vliv také fáze dopravy surovin, zvláště v případě, kdy se na území stavby nachází pouze druh jílu nevhodný pro daný keramický výrobek [30].

Výše uvedené studie přináší cenné zkušenosti pro environmentálně šetrnou výstavbu a lze z nich vyvodit některé obecnější závěry, avšak, jak už bylo uvedeno výše, jejich charakter je obvykle poměrně individuální. Výsledky tak závisí nejen na konkrétním řešení posuzované konstrukce a jejím umístění, ale také na předpokladech uvažovaných pro výpočet (například průběh provozní fáze konstrukce) a na uvažované délce životního cyklu.

1.1.4 Hodnocení konstrukcí a materiálů z hlediska environmentálních dopadů a ceny

Mnohé studie se zabývají hodnocením a optimalizací konstrukcí z hlediska environmentálních dopadů a ceny. V některých případech se jedná o hodnocení a optimalizaci složení betonu, tím se zabývají například studie [70], [62], [38], [87] a [188]. Studie [52] se zabývá speciálním betonem obsahujícím popílek z rýžových slupek a tento beton potom porovnává s běžným betonem z hlediska produkce CO₂ a z hlediska ceny. Nejedná se tedy o optimalizaci složení, ale pouze o environmentální a ekonomické hodnocení určitého druhu betonu. Existuje velké množství podobných studií, které určité druhy betonu (obvykle beton obsahující SCM nebo recyklované a odpadní materiály) porovnávají s běžným betonem, obsahujícím portlandský cement, přírodní kamenivo, vodu a plastifikátor. Některé tyto studie popisuje kapitola 1.1.1. Studie [52] obsahuje navíc porovnání z hlediska ceny. Takovéto studie přináší informace o nových materiálech, které svými lepšími vlastnostmi z hlediska vlivu na životní prostředí mohou přispět ke snížení environmentálních dopadů. Neposkytují však metodiku pro návrh environmentálně šetrné konstrukce a její optimalizaci z hlediska ceny. Jiné studie využívají pro optimalizaci různé postupy, od jednodušších výpočetních vztahů po složitější optimalizační algoritmy (např. využití neuronových sítí). Například studie [87] popisuje vývoj softwarového nástroje sloužícího

k výběru nejvhodnější receptury betonu. Pracuje s rozsáhlou databází různých receptur, z kterých na základě požadavků uživatele na mechanické vlastnosti betonu vybere jednak recepturu s nejnižším environmentálním dopadem a dále recepturu s nejnižší cenou. Nevýhodou je, že dle popisu uvedeného ve studii software neprovádí optimalizaci těchto dvou kritérií a uživatel musí volit mezi nízkou cenou a environmentální šetrností. Výběr nejvhodnějšího složení betonu může být základem pro další optimalizační proces, kterým je optimalizace celé konstrukce. Vlastnosti betonu se totiž uplatní až v rámci celé konstrukce. Větší pevnost betonu umožní redukcii rozměrů nosných prvků a teprve při návrhu konstrukce z betonu různých pevností je možno porovnat, které složení betonu je nejvýhodnější. Proto má optimalizace složení betonu smysl pouze pro dané mechanické vlastnosti.

Další studie se zabývají optimalizací a porovnáváním celých železobetonových konstrukcí nebo nosných železobetonových prvků (například studie [32], [33], [41], [50], [57], [182] a [190]). Některé studie, například [41] nebo [50], pouze porovnávají různé konstrukční varianty, které jsou obvykle navrženy z betonu různého složení. Tyto studie přináší cenné zkušenosti pro návrh environmentálně šetrné konstrukce, avšak neposkytují žádný optimalizační postup pro návrh. Rozsáhlejšími optimalizačními procesy se zabývají například studie [32], [33], [57], [182] nebo [190]. Pro optimalizaci volí různé metody, například genetické algoritmy, které spočívají v tvorbě většího počtu náhodných řešení (tzv. počáteční populace), pro která jsou spočteny hodnoty sledovaných vlastností a na základě tohoto kroku jsou potom vytvořena řešení další generace, která využívají výhody generace předchozí. Tento postup se opakuje až do dosažení maximálního počtu generací, který je stanoven na začátku optimalizačního procesu. S genetickými algoritmy pracuje například studie [190], která se zabývá optimalizací jednoduchých železobetonových prvků (deska, sloup, stěna). Další studie používají jiné optimalizační algoritmy, které jsou obvykle také založené na evolučním principu, například optimalizační metodu Big Bang – Big Crunch (BB - BC), kterou využívají studie [32] a [33], nebo metodu „Roje svítících červů“ (Glowworm Swarm Optimization), která využívá poznatků o inteligenci hmyzích rojů a umožňuje nalézt lokální optima v množině možných řešení. Tuto metodu používá studie [182]. Studie [57] prezentuje využití optimalizační metody Harmony Search (HA), která je inspirována hledáním harmonické melodie při tvorbě hudby. Tyto studie obvykle pracují s velkým počtem parametrů konstrukce, od rozměrů příčného řezu a pevnosti betonu po způsob vyztužení konstrukce nebo konstrukčního prvku. Tyto studie přinášejí poznatky o možnosti využití pokročilých optimalizačních postupů a ukazují jejich použití na praktických příkladech. Takto rozsáhlé optimalizační studie nelze uskutečnit bez využití nebo vývoje softwarového nástroje a výše uvedené studie poskytují názorné příklady využití možných způsobů optimalizace. Nedostatkem těchto studií je, že se v rámci environmentálního hlediska zabývají vesměs pouze produkcí oxidu uhličitého CO₂ a tento parametr zde zastupuje celou problematiku dopadů na životní prostředí. Emise oxidu uhličitého se zásadním způsobem podílejí na globálním oteplování a změně klimatu, což je jeden ze zásadních environmentálních problémů současné doby a upírá se k němu největší pozornost. Vhodnější je však zohlednit i další problémy, které v životním prostředí v důsledku lidské činnosti vznikají. Optimalizační proces by tedy měl zahrnovat také emise dalších škodlivých látek a také spotřebu nerostných a fosilních surovin.

1.2 Shrnutí poznatků z odborných publikací o hodnocení environmentálních vlivů a návrhu environmentálně šetrných konstrukcí – stav problematiky v České republice

V České republice zatím problematika environmentálních dopadů železobetonových konstrukcí není tak často řešena jako jinde ve světě. Častěji je řešena energetická náročnost budov a jejich obvodové konstrukce. Environmentálním hodnocením životního cyklu obvodových plášťů se zabývají například studie [103], [104] a [171]. Studie [55] se zase zabývá zlepšením environmentálních parametrů budovy po rekonstrukci jejího obvodového pláště.

Některé studie, například [129], [130] a [133], se zabývají betonem obsahujícím odpadní a recyklované materiály. V případě uvedených studií se jedná o recyklované kamenivo, vzniklé drcením odpadního betonu z demolovaných staveb. Tyto studie porovnávají fyzikální a mechanické vlastnosti betonu obsahujícího recyklované kamenivo s betonem obsahujícím pouze přírodní kamenivo. Studie porovnávají několik směsí, lišících se stupněm nahrazení přírodního kameniva recyklovaným a také frakcí, která je nahrazována. Dále porovnávají environmentální dopady betonu obsahujícího recyklované kamenivo s environmentálními dopady běžného betonu, popř. pouze dopady spojené s výrobou obou typů kameniva. Mechanické vlastnosti jsou v případě betonu s recyklovaným kamenivem zpravidla horší – například studie [130] uvádí redukci pevnosti v tlaku o 12 - 42 % v závislosti na stupni nahrazení přírodního kameniva kamenivem recyklovaným. Modul pružnosti je dle této studie redukován o 22 - 46 %. Dochází také k výraznému nárůstu nasákavosti, ta se zvyšuje na 129 - 194 % nasákavosti betonu bez recyklovaného kameniva. Podobné výsledky uvádí studie [79]. Studie [130] dále porovnává environmentální dopady spojené s výrobou přírodního kameniva a recyklovaného kameniva. V případě recyklovaného kameniva jsou dopady výrazně nižší, u většiny hodnocených environmentálních dopadů dosahují přibližně polovičních hodnot v porovnání s hodnotami v případě přírodního kameniva. Je však třeba poznamenat, že vhodnější by bylo porovnat environmentální dopady betonu s přírodním a s recyklovaným kamenivem, nebo ještě lépe celou konstrukci zhotovenou z těchto různých typů betonu, aby byly zohledněny rozdílné mechanické vlastnosti betonu. Studie [133] porovnává z environmentálního hlediska kromě samotného kameniva také 1 m³ betonu a dále jednoduchou konstrukci – 1 m² základové konstrukce. Z porovnání 1 m³ betonu vychází beton s recyklovaným kamenivem lépe, ale rozdíl není příliš výrazný. To je dáno tím, že výroba kameniva má obecně na celkové environmentální dopady spíše malý vliv v porovnání s výrobou cementu, jejíž vliv je naprosto zásadní. Při porovnání základových konstrukcí navržených z různých druhů betonu dokonce v některých případech vychází hůře konstrukce z betonu obsahujícího recyklované kamenivo. Hlavním environmentálním přínosem použití recyklovaného kameniva však není snížení emisí škodlivých látek, nýbrž úspora nerostných surovin a také využití odpadního materiálu. Při hodnocení přínosu využití tohoto materiálu je třeba individuální přístup, protože zde může hrát poměrně významnou roli dopravní vzdálenost, ze které je stavební suť dopravována na místo zpracování.

Další studie, například [56], [136], [166], [169], [186] nebo [187], se věnují vývoji a zkoušení environmentálně šetrnějších typů betonu. Obvykle se jedná o beton obsahující odpadní nebo recyklované suroviny, například kamenivo z odpadních materiálů (betonová suť, odpadní plasty) nebo latentně hydraulické příměsi vznikající jako vedlejší produkty při jiných průmyslových procesech (popílek, struska). Tyto studie poskytují údaje o fyzikálních a mechanických vlastnostech těchto typů betonu, případně o jejich chemické odolnosti. Tyto informace jsou užitečné jako podklad pro další optimalizační studie a metodiky pro návrh environmentálně šetrných konstrukcí. Bohužel výše uvedené studie neobsahují porovnání s běžným betonem (obsahujícím pouze přírodní kamenivo a jako pojivo pouze cement) z hlediska vlivů na životní prostředí, takže neposkytují žádnou informaci o tom, do jaké míry je daný materiál výhodnější volbou z environmentálního hlediska. V mnohých případech by přítom environmentální hodnocení materiálu bylo jeho hlavní výhodou, protože ne vždy se betony s recyklovanými materiály (například recyklovaným kamenivem) mohou z hlediska mechanických vlastností vyrovnat konvenčním betonům.

Některé studie se zabývají porovnáním různých typů železobetonových konstrukcí, například studie [63] a [64]. Studie [64] porovnává různé typy stropních desek lišící se tvarem a pevnostní třídou betonu. Uvažovány jsou celkem čtyři varianty stropní konstrukce a je uvažován celý jejich životní cyklus, od získávání surovin až po demolici. První variantou je plná stropní deska (nevylehčená) o tloušťce 160 mm z betonu C30/37. Druhou variantou je potom deska taktéž z betonu C 30/37, ale zde se již nejedná o plnou nevylehčenou desku, ale o kazetovou stopní konstrukci, tedy o desku s žebry v obou směrech. Třetí varianta je také kazetová deska, ale z betonu o tlakové pevnosti 105 MPa. Díky lepším pevnostním vlastnostem použitého betonu je konstrukce subtilnější, žebra mají menší šířku a deska má

menší tloušťku. Čtvrtá varianta je deska o stejném tvaru a rozměrech jako deska v předchozí variantě, ale beton má tlakovou pevnost 140 MPa. Lepší pevnostní vlastnosti zde již nejsou využity k dalšímu zmenšení rozměrů konstrukce, protože by potom nebylo možné dodržet potřebné tloušťky krycích vrstev a další konstrukční zásady. Největší vliv na životní prostředí měla u všech variant konstrukční fáze, pokrývala 80-95 % veškerých environmentálních dopadů během celého životního cyklu. Dopady vznikající během provozu byly minimální, protože uvažované konstrukce potřebují jen drobné úpravy povrchu, a to jen v případě prvních dvou variant. V případě variant navržených z vysokopevnostního betonu nejsou třeba žádné opravy. Výraznější vliv na životní prostředí plyne až z demoliční fáze, kvůli přepravě většího množství materiálu. Ve všech hodnocených kategoriích dopadu byla jako nejvýhodnější vyhodnocena varianta 3, tedy kazetová deska z betonu o pevnosti 105 MPa. Varianta 4, tedy kazetová deska z betonu o pevnosti 140 MPa, byla vyhodnocena jako environmentálně méně šetrná. Důvodem je skutečnost, že tato varianta obsahuje stejné množství betonu jako varianta 3, ale beton obsahuje větší množství cementu. Vyšší pevnost betonu, které je dosaženo mimo jiné vyšším obsahem cementu, zde není využita pro snížení celkového množství betonu použitého pro konstrukci. Nejhůře je ve všech kategoriích dopadu hodnocena varianta 1, tedy nevylehčená deska z betonu C 30/37. Jako druhá nejlepší byla v rámci úbytku abiotických surovin vyhodnocena varianta 4 (pouze o 3,4 % horší), v rámci ostatních kategorií dopadu však byla jako druhá nejlepší vyhodnocena varianta 2 (kazetová deska z běžného betonu). Největší rozdíly mezi jednotlivými variantami byly zaznamenány v případě vlivu na globální oteplování. Studie mimo jiné dokazuje, že environmentální dopady různých typů železobetonových stropních konstrukcí jsou silně závislé na množství použitého cementu. Při návrhu konstrukce z vysokopevnostního betonu je třeba, aby jeho výborné mechanické vlastnosti byly využity pro redukci rozměrů konstrukce. V případě, že tuto redukci neumožňují například konstrukční zásady, je použití betonu takto vysoké pevnosti zbytečné a nevýhodné. Studie [63] porovnává dva různé typy vylehčených železobetonových stropních konstrukcí s nevylehčenou železobetonovou stropní deskou. Pro vylehčení jsou používány tvarovky z recyklovaného plastu. V jednom případě jsou tvarovky podlouhlého tvaru. Tyto tvarovky jsou umístěny na prefabrikované panely typu filigran, a nakonec je celá stropní konstrukce zmonolitněna vrstvou betonu. Ve druhém případě jsou použity menší tvarovky čtvercového tvaru, na něž se pokládá betonová vrstva. Vznikají tak žebra v obou směrech, do těchto žeber je vložena prutová výztuž. Oba typy vylehčené stropní konstrukce byly již navrženy a provedeny v reálných konstrukcích. Vylehčené stropní konstrukce byly z environmentálního hlediska vyhodnoceny jako výhodnější v porovnání s nevylehčenou železobetonovou deskou, přičemž jako výhodnější byl vyhodnocen strop s menšími bedničkami bez prefabrikovaného panelu. Způsobeno je to pravděpodobně většími environmentálními dopady spojenými s dopravou panelů. Rozdíl v environmentálních dopadech obou typů vylehčených stropních desek však není příliš výrazný a varianta využívající podlouhlé tvarovky a panel přináší více uživatelských výhod – především snadné vedení instalací ve stropní konstrukci. Další výhodou je snadnější zhotovení stropní konstrukce – díky použití panelu není nutné bednění. V rámci této studie byla stropní konstrukce bez panelu navržena pro rekonstrukci stávající stropní konstrukce, na kterou byly přímo ukládány tvarovky. V jiných případech by ovšem bylo třeba bednění, které by mimo jiné zvýšilo environmentální dopady. Různé varianty stropní konstrukce porovnává také studie [54], která porovnává, plnou monolitickou desku z betonu běžné pevnosti, prefabrikovaný vylehčený panel z vysokopevnostního betonu, kazetovou desku z vysokopevnostního betonu a dřevobetonový strop. Ve studii jsou hodnoceny spotřeba energie a vody a vliv na globální oteplování a změnu klimatu, na acidifikaci životního prostředí a na tvorbu fotooxidantů. Ve všech hodnocených environmentálních kritériích byl jako nejlepší vyhodnocen dřevobetonový strop, následovaný kazetovou deskou z vysokopevnostního betonu. Nejhůře byl vyhodnocen strop tvořený plnou monolitickou deskou. Studie [53] zase porovnává stropní konstrukce vylehčené tvarovkami z různých materiálů z hlediska některých environmentálních vlivů a z hlediska ceny. Do porovnání jsou zahrnuty tvarovky z betonu, keramiky, pórobetonu, pěnového polystyrenu, z recyklovaného směsného plastu a štěpkocementové tvarovky. Z hlediska spotřeby energie a produkce emisí CO₂ byla nejlépe vyhodnocena konstrukce vylehčená štěpkocementovými tvarovkami, zároveň však byla vyhodnocena jako nejdražší varianta. Studie [144] zase porovnává různé materiálové

modifikace bytového domu, kde se v celkem 5 variantách mění materiál stropní konstrukce, vnitřních a obvodových stěn a ztužujícího jádra. Nejlépe je z hlediska spotřeby energie a vlivu na globální oteplování vyhodnocena varianta s dřevěným stropem a stěnami z panelů na bázi dřeva, následována je variantou, kde jsou tyto konstrukční prvky zhotoveny z předpjatého betonu. Studie [95] se zabývá environmentálním hodnocením fasád z betonu vyztuženého tkaninou a porovnává fasády vyztužené různými typy tkaniny s fasádou vyztuženou běžnou betonářskou ocelí. Výsledky se liší dle konkrétního environmentálního dopadu, většinou však vyztužení tkaninou vychází jako environmentálně výhodnější. Výše popsané studie přináší užitečné zkušenosti pro návrh environmentálně šetrné konstrukce, zejména proto, že se nezaměřují pouze na porovnání konstrukcí z betonu různého složení, ale i na porovnání různých typů konstrukcí. V těchto případech je však obvykle třeba individuální přístup k environmentálnímu vyhodnocení, zejména kvůli dopravním vzdálenostem různých materiálů a prvků.

Studie [192] se zabývá optimalizací železobetonové konstrukce z hlediska environmentálních dopadů a ceny. Tato studie řeší celou nosnou konstrukci budovy v několika variantách, lišících se rozponem lokálně podepřené desky (4 a 8 m), počtem podlaží (4, 8 a 12) a třídou betonu (C25/30 - C80/95). V rámci jednotlivých geometrických variant je hledána optimální pevnostní třída z hlediska ceny a environmentálních dopadů. Nejlépe vyhodnocená pevnostní třída závisí na rozponu desky, počet podlaží však výsledek neovlivňuje. Pro rozpon desky 8 m vycházela nejlépe pevnostní třída C50/60, pro rozpon 4 m potom pevnostní třída C25/30. Tato případová studie potvrzuje skutečnost, že beton vyšší pevnosti je environmentálně výhodnější spíše pro exponovanější konstrukce, protože pro ty méně exponované nemusí být jeho mechanické vlastnosti zcela využity. Redukce rozměrů nosných prvků je limitována konstrukčními zásadami a pokud nemůže být dostatečně výrazná, nepřeváží vyšší environmentální dopady spojené s výrobou jednotkového množství betonu vyšší pevnostní třídy. Studie pracuje v rámci jednotlivých geometrických variant pouze s jedním proměnným parametrem, kterým je pevnostní třída betonu. Zajímavější by bylo zkoumat také vliv dalších parametrů na environmentální dopady, například vliv rozměrů nosných prvků a množství výztuže, protože vyšší pevnost betonu může být využita jak k redukci rozměrů nosných prvků, tak k redukci množství výztuže. Vzhledem k tomu, že je řešena celá budova, by však takové rozšíření vedlo k velké výpočetní náročnosti, která by pravděpodobně vyžadovala softwarové řešení.

Pro celkové hodnocení budov z hlediska udržitelného rozvoje v České republice existuje metodika SBToolCZ [172]. Jedná se o systém multikriteriálního hodnocení budov, který zahrnuje kritéria ekonomická, environmentální, sociální a dále kritéria týkající se lokality. Mezi environmentální kritéria patří například spotřeba primární energie, potenciál globálního oteplování, potenciál okyselování prostředí, potenciál eutrofizace prostředí, spotřeba pitné vody nebo využití půdy. Sociální kritéria zahrnují vizuální a akustický komfort, tepelnou pohodu, kvalitu vnitřního vzduchu, prostorovou efektivitu, ochranu proti radonu a další parametry budovy. Ekonomická kritéria se týkají zejména nákladů na životní cyklus budovy a spotřeby energií a vody. Kritéria hodnotící lokalitu se zabývají například kvalitou ovzduší, dostupností veřejné dopravy, služeb a míst pro relaxaci a riziky v dané lokalitě. Pro každé kritérium je popsán postup, jak vyčíslit jeho hodnotu a na základě této hodnoty je budově přidělen určitý počet bodů v rozsahu 0 - 10. Z těchto bodových ohodnocení je potom spočteno celkové hodnocení budovy pomocí váženého průměru na základě definovaných vah pro jednotlivá kritéria. Tento systém je výborným nástrojem pro celkové hodnocení staveb, protože zahrnuje velký počet kritérií. Na druhou stranu, právě z důvodu velkého počtu hodnocených kritérií, je hodnocení spíše obecné a není příliš zaměřené na nosnou konstrukci a její vlastnosti. Přestože jsou pro všechna kritéria popsány exaktní postupy jejich vyhodnocení, stále se jedná o tzv. soft kritéria, která není snadné objektivně kvantifikovat. Například vizuální komfort je zde definován činitelem denní osvětlenosti a viditelností oblohy, což ovšem nemusí být jediná měřítka vizuální hodnoty budovy, která její uživatel vnímá a jsou pro něj důležitá. Přestože je tedy tento systém dobře propracovaným a cenným nástrojem pro vyhodnocení celkové kvality stavebního záměru, optimalizaci samotné nosné konstrukce by bylo vhodnější řešit zvlášť pomocí nástroje zaměřeného pouze na její měřitelné vlastnosti.

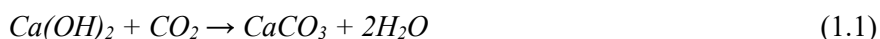
V České republice jsou studie zaměřené na environmentální dopady betonu a betonových konstrukcí orientované převážně na případové studie různých konstrukcí a porovnávání různých druhů betonu (zpravidla obsahujícího recyklované a odpadní materiály) z hlediska dopadů na životní prostředí a z hlediska mechanických vlastností. Všechny tyto studie jsou užitečnými podklady pro budoucí návrhy environmentálně šetrných konstrukcí a pro ustanovení doporučení ohledně výstavby šetrné k životnímu prostředí. Zjevným nedostatkem v této oblasti je však absence obecnějších výzkumných prací, které by podrobně popisovaly výpočetní postupy pro hodnocení staveb z hlediska dopadů na životní prostředí a které by byly zaměřené na železobetonové nosné konstrukce.

1.3 Shrnutí poznatků z odborných publikací o trvanlivosti železobetonových konstrukcí - stav problematiky ve světě

1.3.1 Karbonatace betonu

Ve většině případů je rozhodujícím korozním vlivem pro beton karbonatace. Je to jev, ke kterému dochází v důsledku působení vzdušného oxidu uhličitého CO_2 na hydroxid vápenatý a další produkty hydratace. Důsledkem je snížení pH vedoucí ke korozi ocelové výztuže a v posledním stádiu také poškození struktury samotného betonu.

V rámci karbonatace lze rozlišit několik fází. V první fázi dochází k reakci oxidu uhličitého s hydroxidem vápenatým dle dále uvedené chemické rovnice:



Uhličitán vápenatý v této fázi postupně zaplňuje póry v betonu a dochází k přechodnému zvýšení pevnosti v důsledku zvětšení hustoty materiálu. V druhé fázi potom nastává přeměna ostatních hydratačních produktů za vzniku modifikací uhličitánu vápenatého a také amorfního gelu kyseliny křemičité. V této fázi se mechanické vlastnosti betonu výrazně nemění. V následující fázi dochází k překrystalizování dříve vzniklých produktů a ve struktuře se začínají vytvářet krystaly kalcitu a aragonitu. Tyto krystaly jsou objemné a jejich vznik v pórech způsobuje poškozování materiálu a zhoršení mechanických vlastností. V poslední fázi je již struktura betonu značně potrhána velkými krystaly kalcitu a aragonitu, materiál ztrácí svoji pevnost a soudržnost a pH dosahuje hodnot okolo 8,3, což vede ke ztrátě ochrany ocelové výztuže před elektrochemickou korozi [178].

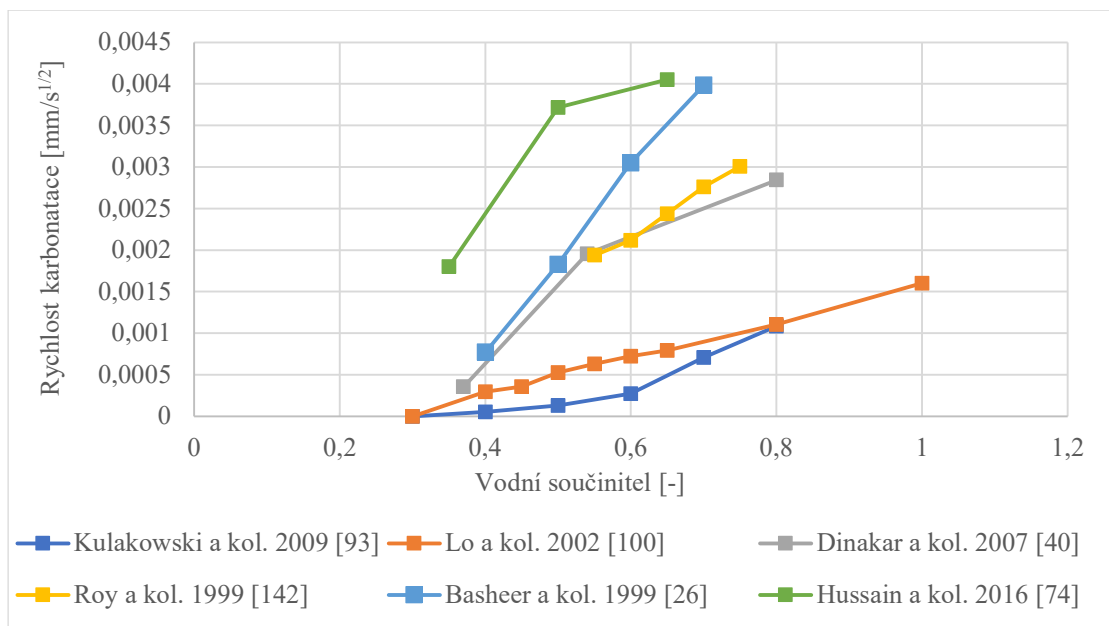
Způsoby měření

Experimenty jsou obvykle zaměřené na porovnávání hloubky karbonatace různých betonových směsí nebo na porovnávání skutečné hloubky karbonatace s hloubkou stanovenou pomocí matematického modelu. V případě některých experimentů ([93],[100]) je hloubka karbonatace měřena na vzorcích vystavených přirozenému prostředí, tedy koncentraci oxidu uhličitého cca 0,4 – 0,5 %. Jiné experimenty využívají možnosti zrychlené karbonatace v komoře s vyšší koncentrací oxidu uhličitého. Koncentrace v této komoře mohou být různě vysoké, pro experimenty je využívána koncentrace od 5 % do cca 75 %. Studie [37] však naznačuje, že experimenty prováděné při vysokých koncentracích (více než 20 %) vedou k nepřesným výsledkům z důvodu odlišného průběhu karbonatace při vysokých koncentracích CO_2 , při nichž dochází k velmi rychlému zaplňování pórů betonu uhličitánem vápenatým a dalšími produkty karbonatace, čímž se snižuje schopnost oxidu uhličitého pronikat do struktury betonu.

Poškození konstrukce karbonatací lze ověřit aplikací fenolftaleinu na její povrch. Pokud dosahuje pH betonu vyšší hodnoty než cca 9,5, dojde k fialovému zbarvení. Pro nižší hodnotu pH k zbarvení nedochází a tuto část konstrukce je třeba považovat za zkarbonatovanou.

Vliv složení a ošetřování betonu

Nejčastěji se studie zabývají vlivem složení betonu na jeho odolnost vůči karbonataci. Rychlost pronikání oxidu uhličitého do struktury betonu je zásadně ovlivněna pórovitostí betonu, na kterou má vliv především vodní součinitel, dále také druh pojiva nebo granulometrie kameniva. Studie velmi často porovnávají rychlost karbonatace betonových směsí s různým vodním součinitelem. S rostoucím vodním součinitelem se rychlost karbonatace zvyšuje ([26], [40], [67], [74], [76], [93], [100] a [142]). Například studie [76] uvádí při zvýšení vodního součinitele z 0,4 na 0,45 zvýšení hloubky karbonatace o 21,2 %, při zvýšení vodního součinitele na 0,5 dokonce o 78,8 %. Dle studie [142] se při zvýšení vodního součinitele z 0,55 na 0,65 zvětšila rychlost karbonatace o 25,8 %, při zvýšení vodního součinitele na 0,75 o 55,2 %. Vztah mezi vodním součinitelem a rychlostí karbonatace dle různých studií ilustruje **Obrázek 1.2**.

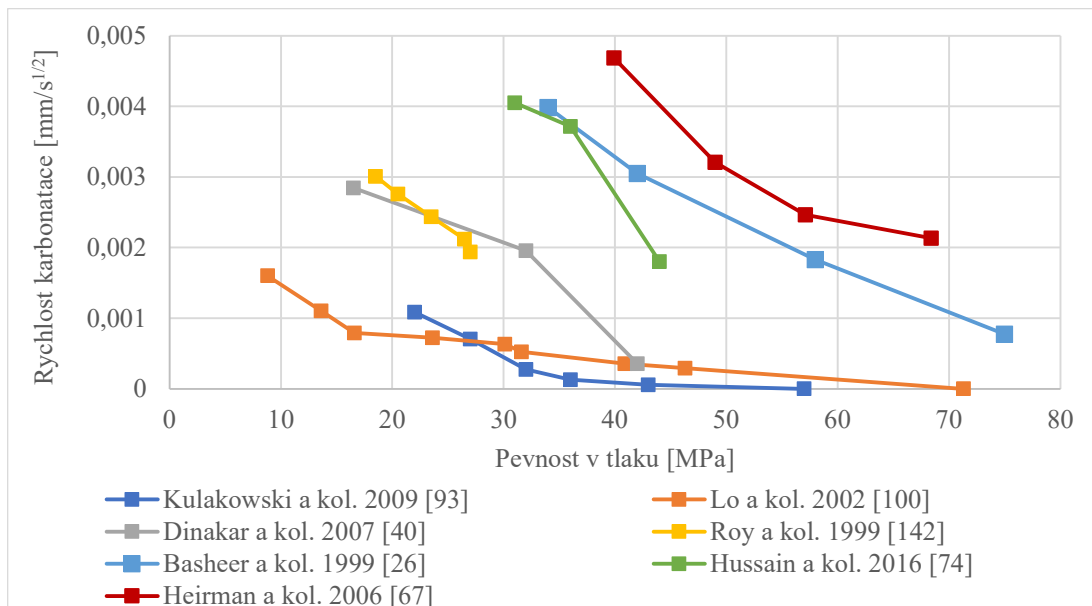


Obrázek 1.2: Vztah mezi vodním součinitelem a rychlostí karbonatace

Dále má na rychlost karbonatace významný vliv druh pojiva, rychlost karbonatace se mění při použití hydraulických příměsí (SCM) jako částečné náhrady cementu a vliv má také druh použitého cementu. Rychlost karbonatace je totiž závislá na koncentraci $\text{Ca}(\text{OH})_2$ v pórovém roztoku betonu, s jeho rostoucí koncentrací se rychlost karbonatace snižuje, protože zreagování veškerého jeho množství v dané vrstvě betonu trvá déle. Betony obsahující hydraulické příměsi (popílek, strusku, mikrosiliku) jsou proto vůči karbonataci obvykle méně odolné než betony obsahující jako pojivo pouze portlandský cement. Tuto skutečnost uvádějí jako výsledek svého experimentálního programu mnohé studie (např. [69], [86], [143], [153] a [185]). Například studie [86] uvádí zvýšení hloubky karbonatace až o 250 % při nahrazení 50 % cementu popílkem. Dle studie [143] se rychlost karbonatace zvýší o 112,5 % při nahrazení 30 % cementu popílkem. Studie [184] porovnává betonové směsi s různými druhy cementu (CEM I, CEM II a CEM III) a dále směsi s částečnou náhradou cementu popílkem nebo vysokopecní struskou. Největší rychlost karbonatace uvádí tato studie pro beton z cementu CEM III a následuje beton z cementu CEM II. Naopak nejmenší rychlost karbonatace uvádí tato studie pro beton z cementu CEM I, následně potom pro beton s 30 % náhradou cementu vysokopecní struskou.

Dle studie [93] závisí míra ovlivnění rychlosti karbonatace stupněm nahrazení cementu na vodním součinitelem. Pokud je vodní součinitel menší než 0,45, je rychlost karbonatace ovlivněna především pórovitostí a stupeň nahrazení cementu SCM má méně výrazný vliv, mnohem významnější je pro tyto

hodnoty množství pojiva, vlastnosti kameniva a ošetřování betonu. Naopak při vodním součiniteli větším než 0,5 je hlavním faktorem ovlivňujícím rychlost karbonatice obsah Ca(OH)_2 . Nahrazení cementu hydraulickými příměsími tedy zvyšuje rychlost karbonatice výrazněji při vyšším vodním součiniteli. Tento fakt uvádí také studie [86]. Tato studie uvádí, že rychlost karbonatice se příliš nemění při nahrazení cementu popílkem do 30 %. Při stupni nahrazení větším než 30 % je potom vliv nahrazení cementu popílkem výrazný. Studie [153] uvádí mírné zpomalení karbonatice při nahrazení cementu popílkem v rozsahu 20 – 25 %. Při nahrazení cementu popílkem z méně než 20 % nebo více než 25 % se rychlost karbonatice zvýšila. Tento výsledek může být způsoben mírným snížením pórovitosti díky hydraulickým příměším, které v určitém rozmezí převáží nad vlivem snížení obsahu Ca(OH)_2 . Studie [86] uvádí také vliv chemického složení popílku na výslednou rychlost karbonatice, při použití popílku s vyšším obsahem CaO se rychlost karbonatice zvýšila méně výrazně než při použití popílku s nižším obsahem CaO. Důvodem je vyšší obsah Ca(OH)_2 ve výsledném betonu při použití popílku s vyšším obsahem CaO. Tento výsledek uvádí také studie [122], která porovnává vliv nahrazení cementu dvěma druhy popílku (s nízkým a vysokým obsahem CaO) a mikrosilikou. K nejméně výraznému zvětšení hloubky karbonatice došlo při nahrazení cementu popílkem s vysokým obsahem CaO a k nejvýraznějšímu zvětšení hloubky karbonatice při nahrazení cementu mikrosilikou. Záleží tedy především na obsahu CaO v použitém hydraulickém pojivu. Tuto skutečnost potvrzuje také studie [146], dle níž je karbonatice o 32,7 % rychlejší při nahrazení 25 % cementu popílkem s vysokým obsahem CaO. Při použití popílku s nízkým obsahem CaO se rychlost karbonatice zvýšila o 57 %. Zároveň však tato studie uvádí, že větší význam má celkový obsah pojiv, než objem cementu. Významný vliv obsahu CaO v hydraulických příměších plyne také z výsledků studie [40]. Dle této studie je hloubka karbonatice dokonce nižší při použití pucolánového nebo vysokopecního cementu než při použití portlandského cementu. Obsah CaO jednotlivých cementů se však příliš výrazně nelišil, tudíž nedošlo k výraznému poklesu koncentrace Ca(OH)_2 ve výsledném betonu, a naopak se projevil příznivý vliv hydraulických příměsí snížením pórovitosti betonu.



Obrázek 1.3: Vztah mezi tlakovou pevností betonu a rychlostí karbonatice

Některé studie zkoumají také vztah mezi tlakovou pevností betonu a jeho odolností vůči karbonatice. Beton o vyšší pevnosti má ve většině případů také větší odolnost vůči karbonatice (např. [23], [40], [93] a [100]). Korelaci mezi tlakovou pevností betonu a rychlostí karbonatice ilustruje **Obrázek 1.3**. Obě tyto vlastnosti jsou totiž ovlivněny velmi výrazně pórovitostí, která je dána například vodním součinitelem a vlastnostmi kameniva. Často je ale hloubka karbonatice různá pro betony o stejné

pevnosti, ale odlišném složení. Rychlost karbonatace je ovlivněna velkým množstvím faktorů, takže matematické modely pro predikci karbonatace, vycházející pouze z hodnoty tlakové pevnosti, obvykle nebývají příliš přesné.

Některé studie uvádějí také vliv prostředí, ve kterém beton tuhne a tvrdne, na výslednou odolnost vůči karbonataci. Všechny tyto studie uvádějí, že beton, který tuhne a tvrdne pod vodou, je odolnější vůči karbonataci ([143],[100] a [184]). Studie [100] uvádí, že rychlost karbonatace je u vzorků tuhnuoucích a tvrdnuoucích pod vodou menší o 15 – 40 % oproti vzorkům tuhnuoucím a tvrdnuoucím na vzduchu. Rozdíl se liší dle vodního součinitele, pro vyšší vodní součinitel je menší. Podobné výsledky uvádí také studie [76], která uvádí při porovnání vzorků tuhnuoucích a tvrdnuoucích pod vodou a na vzduchu rozdíl v rychlosti karbonatace 18,2 % - 66,6 %. Dle studie [184] je pórovitost vzorků tuhnuoucích a tvrdnuoucích na vzduchu větší o 6 – 28 % než pórovitost vzorků tuhnuoucích a tvrdnuoucích pod vodou. Větší rozdíl v rychlosti karbonatace mezi vzorky tuhnuocími a tvrdnuocími na vzduchu a ve vodě byl pozorován v případě betonu obsahujícího kromě cementu také hydraulické příměsi.

Vliv podmínek prostředí

Vlhkost prostředí má pro rychlost karbonatace zásadní vliv. Dle většiny studií je rychlost karbonatace nejvyšší při vlhkostním rozmezí 50 – 75 % ([124], [126], [142] a [154]). V suchém prostředí je karbonatace velmi pomalá až nulová, stejně tak ve vodou nasyceném betonu. Studie [142] uvádí výrazný růst rychlosti karbonatace v rozmezí od 52 % do 75 %. V rozmezí od 75 % do 84 % se potom rychlost karbonatace snižuje. Další zvýšení rychlosti karbonatace potom nastává ve vlhkostním rozmezí 84 % - 92 %.

Rychlost karbonatace je samozřejmě ovlivněna také koncentrací oxidu uhličitého v prostředí obklopujícím beton. Koncentrace oxidu uhličitého v čistém vzduchu je cca 0,04 %, v blízkosti velkých průmyslových a zemědělských provozů, velkých měst a významných silničních tahů však může být větší. Proto je obvykle rychlost karbonatace v těchto lokalitách větší než v oblastech menších sídel a volné přírody [122].

Matematické modely

Modelů popisujících časový průběh karbonatace existuje velký počet, protože tento degradační jev je považován v rámci železobetonových konstrukcí za nejvýznamnější. Pro trvanlivost konstrukce je zásadní doba, za kterou dojde vlivem karbonatace k depasivaci ocelové výztuže - tedy doba, za kterou zkarbonatovaná vrstva dosáhne úrovně výztužných vložek. Tato doba je v literatuře označována jako iniciační čas t_i . Modely potom popisují závislost tloušťky zkarbonatované vrstvy na čase. Fyzikální podstatou těchto modelů je difuze, vycházejí tedy z II. Fickova zákona, který je popsán diferenciální rovnicí [158]:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad (1.2)$$

kde c je koncentrace, t je čas a x je vzdálenost, v tomto případě vzdálenost od povrchu.

Tloušťku zkarbonatované vrstvy lze určit ze vztahu [158]:

$$x_c = A \cdot \sqrt{t} \quad (1.3)$$

kde x_c [mm] je tloušťka zkarbonatované vrstvy, t [roky] je uplynulý čas a A je koeficient spočtený dle použitého modelu. Právě koeficientem A se jednotlivé modely liší. Všechny modely obsahují parametr, který zohledňuje druh betonu. Nejčastěji se jedná o hodnotu vodního součinitele nebo pevnosti v tlaku. Některé modely pracují s hodnotami hmotností jednotlivých složek betonu a s jejich objemovými hmotnostmi. Někdy bývá také zohledněn druh použitého cementu. Často jsou potom zohledněny také vlivy prostředí, zejména vlhkost a obsah oxidu uhličitého ve vzduchu.

Model, který je v současnosti považován za jeden z nejkompexnějších, zahrnuje podrobnější údaje o složení betonu a hodnotu koncentrace oxidu uhličitého. Jedná se o model podle Papadakis a kol. z roku 1989 [126]:

$$A = \sqrt{\frac{2[CO_2] \cdot D_{e,CO_2}}{[Ca(OH)_2] + 3[CSH]}} \quad (1.4)$$

kde D_{CO_2} [m²/s] je efektivní difuzní koeficient CO₂ v betonu, $[CO_2]$ [mol/m³] je koncentrace CO₂ v okolním prostředí, $[Ca(OH)_2]$ [mol/m³] je molární koncentrace Ca(OH)₂ a $[CSH]$ [mol/m³] je molární koncentrace hydrosilikátů vápenatých. Tento model vychází z diferenciálních rovnic pro objemové bilance CO₂, Ca(OH)₂ a CSH [124]:

$$0 = \frac{\partial}{\partial z} (\delta_c \cdot \frac{\partial C}{\partial z}) - \phi^2 \cdot C \cdot [C_{CH} + 3 \cdot \alpha_{CSH} \cdot C_{CSH}] \quad (1.5)$$

$$\beta \cdot \frac{\partial (C_{CH})}{\partial t} = -\phi^2 \cdot C \cdot C_{CH} \quad (1.6)$$

$$\beta_{CSH} \cdot \frac{\partial (C_{CSH})}{\partial t} = -\phi^2 \cdot \alpha_{CSH} \cdot C \cdot C_{CSH} \quad (1.7)$$

kde C [-] je bezrozměrná koncentrace CO₂, C_{CH} [-] je bezrozměrná koncentrace Ca(OH)₂ v betonu, C_{CSH} [-] je bezrozměrná koncentrace CSH v betonu, f [-] je podíl objemu pórů vyplněný vodou, t [roky] je čas, z [-] je bezrozměrná vzdálenost od povrchu, δ [-] je efektivní difuzivita CO₂ v betonu ($D_{e,CO_2} / D_{e,CO_2}^0$), ϕ je Thielův modulus:

$$\phi = [L^2 \cdot K_{CH} \cdot [Ca(OH)_2]^0 / (D_{e,CO_2}^0)^{1/2}] \quad (1.8)$$

kde L [m] je vzdálenost mezi vnějším povrchem a osou symetrie a k_{CH} [m³/mol.s] je kinetická konstanta chemické reakce hydroxidu vápenatého s oxidem uhličitým. Koeficient θ značí počáteční podmínky.

$$\alpha_{CSH} = k_{CSH} [CSH]^0 / k_{CH} [Ca(OH)_2]^0 \quad (1.9)$$

$$\beta = [Ca(OH)_2]^0 / \epsilon^0 \cdot (1 - f) \cdot [CO_2]^0 \quad (1.10)$$

$$\beta_{CSH} = [CSH]^0 / \epsilon^0 \cdot (1 - f) \cdot [CO_2]^0 \quad (1.11)$$

kde k_{CH} [m³/mol.s] je kinetická konstanta chemické reakce vápenatých hydrosilikátů s CO₂ a ϵ [-] je pórovitost betonu. Pro hodnoty kinetických konstant existují pouze přibližné odhady v literatuře, například studie [157] uvádí pro k_{CSH}/k_{CH} hodnotu 2,4.10⁻³. Studie [124] potom uvádí přesnější odhad 7,8.10⁻³ získaný aplikací matematického modelu na data získaná pomocí termogravimetrické analýzy. Počáteční a okrajové podmínky pro tyto diferenciální rovnice mají podobu [124]:

$$\tau = 0: C_{CH} = C_{CSH} = 1 \quad (1.12)$$

$$\text{na vnějším povrchu: } z = 0, C = 1 \quad (1.13)$$

$$\text{v ose symetrie: } z = 1, \partial c / \partial z = 0 \quad (1.14)$$

Rovnice lze potom zjednodušit a výsledkem jsou následující vztahy [124]:

$$C = 1 - z/z_c \quad C_{CH} = C_{CSH} = 0 \quad \text{pro } 0 \leq z \leq z_c \quad (1.15)$$

$$C = 0 \quad C_{CH} = C_{CSH} = 1 \quad \text{pro } z_c \leq z \leq 1 \quad (1.16)$$

Konečná forma modelu (rovnice 1.4) byla potom odvozena ze vztahu [124]:

$$z_c = [2 \cdot \delta_c \cdot \tau / (\beta + 3\beta_{CSH})]^{1/2} \quad (1.17)$$

kde τ [-] je bezrozměrný čas a z_c [-] je bezrozměrná hloubka karbonatace. Vztahy pro výpočet koncentrací $[\text{kg}/\text{m}^3]$ hydrosilikátů a hydroxidu vápenatého uvádí studie [122]. Tyto vztahy se liší dle druhu hydraulické příměsi, kterou beton kromě cementu obsahuje. Jako příklad lze uvést vztahy pro beton obsahující cement a mikrosiliku v obsahu do 18 %:

$$[CH] = 0,29 C - 1,62 SF \quad (1.18)$$

$$[CSH] = 0,57 C + 2,49 SF \quad (1.19)$$

kde C $[\text{kg}/\text{m}^3]$ je množství cementu a SF $[\text{kg}/\text{m}^3]$ množství mikrosiliky v m^3 betonu. Vztah pro výpočet molární koncentrace $\text{Ca}(\text{OH})_2$ v betonu uvádí studie [127]. Vztah vychází z předpokladu, že při 100 % stupni hydratace portlandského cementu je množství $\text{Ca}(\text{OH})_2$ v betonu rovno cca 30 %.

$$[\text{Ca}(\text{OH})_2] = \frac{0,3 \cdot Q \cdot \alpha}{74} \quad (1.20)$$

kde $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ $[\text{mol}/\text{m}^3]$ je molární koncentrace $\text{Ca}(\text{OH})_2$, Q $[\text{kg}/\text{m}^3]$ je množství cementu v betonu a α [-] je stupeň hydratace. Výpočet difuzního koeficientu je poměrně náročný a vyžaduje podrobnější informace o použitém materiálu. Existuje vztah pro přibližné určení difuzního koeficientu, který uvádí studie [125]:

$$D_{\text{CO}_2} = 1,64 \cdot 10^{-6} \cdot \varepsilon^{1,8} \cdot (1 - RH/100)^{2,2} \quad (1.21)$$

kde ε [%] je celková pórovitost a RH [%] je relativní vlhkost uvnitř pórů. Při teoretických výpočtech je však poměrně obtížné predikovat pórovitost betonu. Pro tyto účely lze použít i zjednodušenou verzi modelu (rovnice 1.4) z roku 1992, která je založena na obsahu jednotlivých složek v betonové směsi a na okolní vlhkosti [123]:

$$A = 350 \cdot \frac{\rho_c}{\rho_v} \frac{(w - 0,3)}{(1 + w \cdot \frac{\rho_c}{\rho_v})} \cdot \left(1 - \frac{RH}{100}\right) \cdot \sqrt{\left(1 + \frac{\rho_c}{\rho_v} \cdot w + \frac{\rho_c}{\rho_a} \cdot \frac{m_a}{m_c}\right) \cdot c_{\text{CO}_2}} \quad (1.22)$$

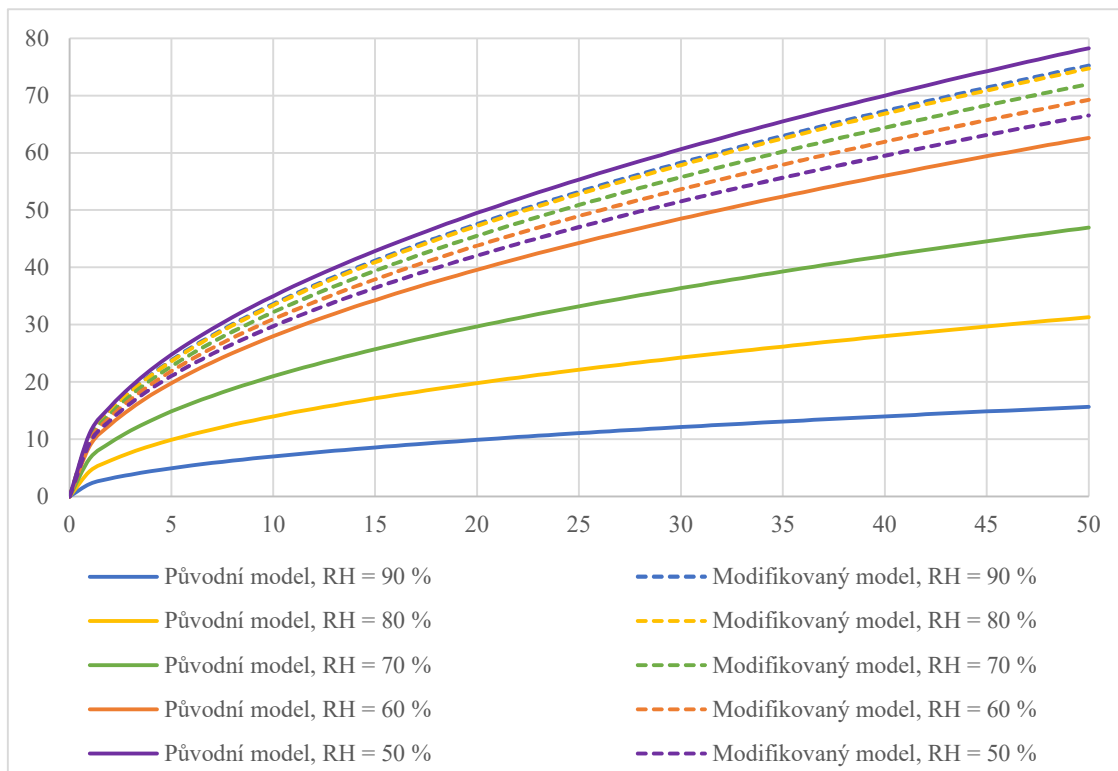
kde ρ_c , ρ_a a ρ_v $[\text{kg}/\text{m}^3]$ jsou objemové hmotnosti cementu, kameniva a vody, m_a a m_c $[\text{kg}/\text{m}^3]$ jsou hmotnosti kameniva a cementu v betonu, w [-] je vodní součinitel, c_{CO_2} $[\text{mol}/\text{m}^3]$ je koncentrace oxidu uhličitého v okolním vzduchu a RH [%] je relativní vlhkost okolního prostředí. Tento model byl později modifikován a výraz $(1 - RH / 100)$ byl nahrazen součinitelem f_{RH} [158]:

$$A = 350 \cdot \frac{\rho_c}{\rho_v} \frac{(w - 0,3)}{(1 + w \cdot \frac{\rho_c}{\rho_v})} \cdot f_{RH} \cdot \sqrt{\left(1 + \frac{\rho_c}{\rho_v} \cdot w + \frac{\rho_c}{\rho_a} \cdot \frac{m_a}{m_c}\right) \cdot c_{\text{CO}_2}} \quad (1.23)$$

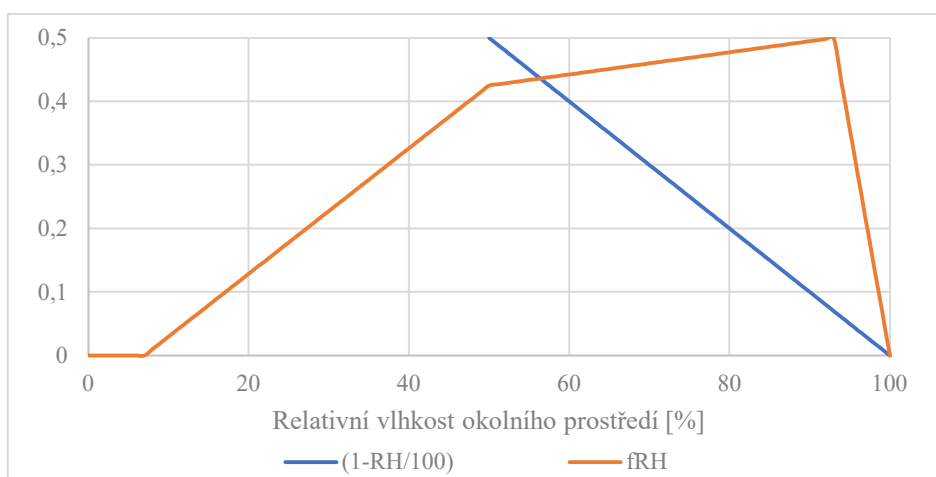
Hodnota f_{RH} je závislá na relativní vlhkosti vzduchu a určí se dle **Tabulky 1.1**. V tomto modifikovaném modelu je lépe zohledněn vliv vlhkosti na rychlost karbonatace, protože respektuje skutečnost, že ve velmi suchém prostředí je průběh karbonatace pomalý, a naopak nejrychlejší je mezi 50 – 90 % [111]. Původní model byl použitelný pouze pro relativní vlhkost 50 % a vyšší a předpokládal, že s rostoucí vlhkostí okolního prostředí se rychlost karbonatace lineárně snižuje. Výraz $(1 - RH/100)$ byl tedy nahrazen po částech lineární funkcí. Porovnání původního (1.22) a modifikovaného (1.23) vztahu pro výpočet rychlosti karbonatace při různých vlhkostech okolního prostředí znázorňuje **Obrázek 1.4**. Porovnání funkce $(1 - RH/100)$ pro $RH \geq 50$ a funkce f_{RH} znázorňuje **Obrázek 1.5**.

Tabulka 1.1: Hodnoty funkce f_{RH} [158]

Relativní vlhkost RH [%]	0	7	50	93	100
Hodnota funkce f_{RH} [-]	0	0	0,425	0,5	0



Obrázek 1.4: Porovnání původního matematického modelu dle Papadakise pro časový průběh karbonatace a jeho modifikované podoby



Obrázek 1.5: Porovnání zohlednění relativní vlhkosti okolního prostředí podle původního matematického modelu dle Papadakise a podle jeho modifikované podoby

Pro modely pracující s hodnotou vodního součinitele lze pro zpřesnění výpočtu použít hodnotu efektivního vodního součinitele w_{eff} [75].

Jedná se o upravenou hodnotu vodního součinitele zohledňující vliv příměsí na chování materiálu:

$$w_{eff} = m_v / (m_c + k \cdot SCM) \quad (1.24)$$

kde w_{eff} [-] je efektivní vodní součinitel, m_v a m_c [kg/m³] jsou hmotnosti vody a cementu v betonu, k [-] je hodnota závisící na druhu příměsí a SCM je celkové množství hydraulicky reagujících příměsí. Dle studie [122] se pro k pro popílek s vysokým obsahem CaO užije hodnota 1, pro popílek s nízkým obsahem CaO hodnota 0,5 a pro mikrosiliku hodnota 2. Dalším komplexním modelem je model dle Bakkeru z roku 1994 [25]:

$$x = \sqrt{\frac{2D_c}{a} \cdot (c_1 - c_2) [t_{d1} + t_{d2} - (\frac{x_1}{b})^2 + t_{d3} - (\frac{x_2}{b})^2 \dots + t_{dn} - (\frac{x_{n-1}}{b})^2]} \quad (1.25)$$

kde x [m] je hloubka karbonatace, D_c [m²/s] je difuzní koeficient CO₂ v betonu, $(c_1 - c_2)$ [mol/kg] je rozdíl koncentrace CO₂ v betonu a v okolním prostředí, t_d [roky] je délka n -tého časového úseku, a [mol/kg] je koncentrace CaO v betonu a b [kg/m³] je množství vody vypařené z betonu, přičemž:

$$a = Ca \cdot HD \cdot c \cdot 44/66 \quad (1.26)$$

$$b = \sqrt{(2D_v/a) \cdot (c_3 - c_4)} \quad (1.27)$$

kde Ca [kmol/m³] je koncentrace CaO v pojivu, HD [-] je stupeň hydratace, c [kg/m³] je množství cementu v betonu, D_v [m²/s] je difuzní koeficient vodní páry v betonu a $(c_3 - c_4)$ [mol/kg] je rozdíl vlhkosti v betonu a v okolním prostředí.

S difuzním koeficientem pracuje také model dle Schiessla z roku 1976 [151]:

$$A = \sqrt{\frac{2 \cdot D_B \cdot c_{CO_2}}{c \cdot \frac{c_{CO_2}}{100}}} \quad (1.28)$$

kde D_B [m²/s] je difuzní koeficient betonu pro oxid uhličitý, c_{CO_2} [mg/m³] je množství CO₂ v okolním prostředí, c [kg/m³] je množství cementu v betonu a $c_{CO_2, tot}$ [%] je množství CO₂ potřebné k přeměně všech karbonatace schopných hydratačních produktů v betonu.

Model dle Ekolua z roku 2018 [49] také zahrnuje vliv materiálu i okolního prostředí:

$$A = e_h \cdot e_s \cdot e_c \cdot cem \cdot (F_{c(t)})^g \quad (1.29)$$

kde součinitel e_h zohledňuje vlhkost okolního prostředí:

$$e_h = 16 \cdot \left(\frac{RH - 35}{100} \right) \cdot \left(1 - \frac{RH}{100} \right)^{1,5} \quad (1.30)$$

kde RH [%] je relativní vlhkost okolního prostředí. Tento vztah (a tedy i celý model) je platný pro rozsah relativní vlhkosti okolního prostředí od 50 do 80 %. Součinitel e_s zohledňuje ochranu povrchu betonu. V případě chráněného povrchu je roven jedné, v případě nechráněného povrchu se jeho hodnota stanoví následovně:

$$e_s = f_{cm}^{-0,2} \quad (1.31)$$

kde f_{cm} [MPa] je střední hodnota pevnosti betonu v tlaku. Součinitel e_c vyjadřuje vliv koncentrace oxidu uhličitého v okolním prostředí. Určí se dle **Tabulky 1.2**.

Tabulka 1.2: Hodnoty součinitele e_s [49]

Pevnost betonu v tlaku po 28 dnech [MPa]	Korekční faktor		Koncentrace oxidu uhličitého [ppm]				
			200	300	500	1000	2000
$20 < f_c < 60$	$e_c = \alpha \cdot f_c^r$	α	1,4	1,0	2,5	4,5	14,0
		r	- 1/4	0	- 1/4	- 2/5	- 2/3
$f_c \geq 60$	$e_c = 1$						

$F_{c(t)}$ vyjadřuje časově závislou funkci pevnosti betonu:

$$F_{c(t)} = \frac{t}{a+bt} \cdot f_c \quad (1.32)$$

kde při uvažování 28 - denní pevnosti betonu mají koeficienty a a b hodnoty:

$$\text{pro } t < 6 \text{ let:} \quad a = 0,35 \quad b = 0,6 - t^{0,5} / 50 \quad (1.33)$$

$$\text{pro } t \geq 6 \text{ let:} \quad a = 0,15 \cdot t \quad b = 0,5 - t^{0,5} / 50 \quad (1.34)$$

a při uvažování dlouhodobé pevnosti mají tyto koeficienty následující hodnoty:

$$\text{pro } t < 15 \text{ let:} \quad a = 0,35 \quad b = 1,15 - t^{0,6} / 50 \quad (1.35)$$

$$\text{pro } t \geq 15 \text{ let:} \quad a = 0,15 \cdot t \quad b = 0,95 - t^{0,6} / 50 \quad (1.36)$$

Koeficienty cem [-] a g [-] závisí na druhu cementu a určí se dle **Tabulky 1.3:**

Tabulka 1.3: Hodnoty součinitele cem [49]

Latentně hydraulické příměsi (SCM)	Typ cementu	cem	g
20 % libovolných SCM	CEM I, CEM II/A	1000	-1,5
30 % popílku	CEM II/B, CEM IV/A	1000	-1,4
50 % strusky	CEM III/A, CEM IV/B	1000	-1,4

Empirický model dle Morinagy publikovaný v roce 1988 [115] zohledňuje mimo jiné také teplotu okolního prostředí, protože teplota obecně ovlivňuje rychlost chemických reakcí:

pro $w/c \leq 0,6$:

$$A = \sqrt{\frac{c_{CO_2} \cdot 8,205 \cdot 10^{-6} \cdot (T + 273,15)}{5 \cdot 44}} \cdot 2,44 \cdot R \cdot (1,391 - 0,174 RH + 0,0217 T) \cdot \left(4,6 \cdot \frac{w}{c} - 1,76\right) \cdot \sqrt{365} \quad (1.37)$$

pro $w/c \geq 0,6$:

$$A = \sqrt{\frac{c_{CO_2} \cdot 8,205 \cdot 10^{-6} \cdot (T + 273,15)}{5 \cdot 44}} \cdot 2,44 \cdot R \cdot (1,391 - 0,174 RH + 0,0217 T) \cdot \left(4,9 \cdot \frac{\left(\frac{w}{c} - 0,25\right)}{\sqrt{1,15 + 3 \cdot \frac{w}{c}}}\right) \cdot \sqrt{365} \quad (1.38)$$

kde c_{CO_2} [mg/m³] je koncentrace oxidu uhličitého v okolním prostředí, T [°C] je teplota okolního prostředí, RH [%] je relativní vlhkost okolního prostředí, w [kg/m³] a c [kg/m³] jsou množství cementu

a vody v betonu a R [-] je poměr rychlosti karbonatace vzorku betonu s ochrannou vrstvou (např. omítkou) a bez ní (pro beton bez ochranné vrstvy tedy platí $R = 1$).

Modely jsou velmi často založeny na hodnotě vodního součinitele. Tato hodnota má totiž, jak již bylo uvedeno v předchozí kapitole, přímý vliv na pórovitost, a tedy i na propustnost pro oxid uhličitý. V těchto modelech však nejsou vždy zohledněny další faktory ovlivňující rychlost karbonatace. Výhodou je nenáročnost na výpočet a vstupní údaje. Příkladem je model dle De Sittera (citováno v [152]):

$$A = \sqrt{\frac{46w - 17,6}{2,7}} \cdot R \cdot k \quad (1.39)$$

kde w [-] je vodní součinitel, R [-] je součinitel závislý na druhu cementu a k [-] je součinitel zohledňující vlhkost okolního prostředí. Podobný je model dle Kishitaniho [88]:

$$\text{Pro } w < 0,6: a = R_1 \cdot \sqrt{0,639 w - 0,244} \quad (1.40)$$

$$\text{Pro } w \geq 0,6: a = R_2 \cdot \sqrt{\frac{(w - 0,25)^2}{0,345 + w}} \quad (1.41)$$

kde w [-] je vodní součinitel a R_1 [-] a R_2 [-] jsou koeficienty zohledňující vliv druhu použitého cementu. Pro portlandský cement jsou rovny jedné, pro ostatní druhy cementu zatím nebyly definovány. Model je výpočetně velmi jednoduchý, nezohledňuje však nijak podmínky okolního prostředí. Na hodnotě vodního součinitele je také založen model JCI z roku 1993 [80]:

$$A = (-0,357 + 0,9 \cdot w/c) \quad (1.42)$$

kde w [kg/m³] je množství vody v 1 m³ betonu a c [kg/m³] je množství cementu v 1 m³ betonu.

Mnoho modelů používá pro vyjádření vlastností betonu hodnotu jeho tlakové pevnosti. Například model dle Boba z roku 1993 [29]:

$$A = \frac{150 \cdot C \cdot k \cdot d}{f_c} \quad (1.43)$$

kde f_c [MPa] je tlaková pevnost betonu, C [-] je součinitel závislý na druhu cementu, k [-] je součinitel zohledňující vlhkostní podmínky prostředí a d [-] je součinitel zohledňující obsah CO₂ v okolním prostředí. Doporučené hodnoty těchto koeficientů jsou uvedeny v **Tabulce 1.4**.

Tabulka 1.4: Hodnoty koeficientů pro model karbonatace dle Boba [29]

Cement	I 52,5 (R)	I 42,5 (R)	II A-S32,5R	II B	III A
C	0,8	1,0	1,2	1,4	2,0
Vlhkost prostředí	do 60 %	70 -75 %	80 - 85 %	nad 90 %	
k	1,0	0,7	0,5	0,3	
Koncentrace CO ₂	0,03			0,10	
d	1,0			2,0	

Tlakovou pevnost betonu pro vyjádření jeho vlastností používá také model RILEM z roku 2002 [147]. Model zohledňuje také druh pojiva, obsah vzduchu v betonu a podmínky okolního prostředí:

$$A = C_{env} \cdot C_{air} \cdot a \cdot f_{cm}^b \quad (1.44)$$

kde C_{env} [-] je součinitel zohledňující vystavení účinkům okolního prostředí (zda je konstrukce chráněná pře deštěm nebo vystavena dešti), C_{air} [-] je koeficient zohledňující obsah vzduchu v betonu, f_{cm} [MPa] je střední hodnota pevnosti betonu v tlaku a a [-] a b [-] jsou koeficienty závislé na složení pojiva. Výhradně na hodnotě tlakové pevnosti je založen model dle Duvala publikovaný v roce 2004 [48]:

$$A = \sqrt{365} \cdot \left(\frac{1}{2,1 \cdot \sqrt{f_c}} - 0,06 \right) \quad (1.45)$$

kde f_c [MPa] je tlaková pevnost betonu po 28 dnech. Tento model je velmi jednoduchý, nezohledňuje však nijak vliv prostředí. Pouze s tlakovou pevností také pracuje model dle Vesikariho [170]:

$$A = 0,0063 \cdot (54,5 - f_{28})^2 + 1,6 \quad (1.46)$$

kde f_{28} [MPa] je pevnost betonu v tlaku po 28 dnech. Model dle Parrota [128] pracuje s chemickým složením pojiva:

$$x = \frac{K^{0,4} \cdot t^n}{c^{0,5}} \quad (1.47)$$

kde k je konstanta permeability vzduchu (10^{-16} m²), t [roky] je čas a c [kg/m³] je obsah CaO v hydratované cementové pastě. Některé modely jsou založeny na statistickém principu, příkladem je model, který uvádí studie [154]:

$$y = B_0 + B_1 \cdot x_1 + B_2 \cdot x_2 \dots B_k \cdot x_k + \varepsilon \quad (1.48)$$

kde y je závislá proměnná (tj. koeficient A), x_i jsou nezávislé proměnné, B_i jsou regresní koeficienty a ε je náhodná chyba modelu. Mezi nezávislé veličiny patří faktory, které ovlivňují rychlost karbonatace. Jsou to vlastnosti betonu, jako je vodní součinitel, množství a druh pojiva, typ cementu, množství a typy přísad, pevnost betonu a jeho konzistence. Dále v modelu vystupují podmínky ukládání a ošetřování betonu (teplota a relativní vlhkost prostředí při tuhnutí a tvrdnutí, typ hutnění) a podmínky prostředí, ve kterém se beton nachází v průběhu své životnosti (relativní vlhkost a teplota prostředí, koncentrace CO₂, stupeň vlivu prostředí, ochrana proti dešti a působení solí). Většina faktorů je popsána číselně, některé jsou ale kritériální (ano/ne). Jedná se o podmínku ochrany proti dešti (pokud je zajištěna, dosadí se hodnota -1, pokud ne, dosadí se hodnota 1). Dále mezi tyto faktory patří otázka zhutnění, pokud je beton zhutněn běžným způsobem, dosadí se hodnota -1, pokud je samozhutnitelný, dosadí se 1. Pokud je beton vystaven solím, dosadí se hodnota -1, pokud ne, dosadí se 1. Mezi kritériální faktory také patří obsah přísad (pro žádné přísady se dosadí 0, pro obsah plastifikátorů se dosadí 1, pro obsah provzdušňujících přísad 2 a pro více druhů přísad se dosadí 3) a stupeň vlivu prostředí (pro XC1 se dosadí 1, pro XC3 se dosadí 2 a pro XC2 a XC4 se dosadí 3). Tento model byl potom aplikován na výsledky mnoha studií, které se zabývaly různými betonovými směsmi v různých podmínkách okolního prostředí. Problémem byly často chybějící hodnoty, které mohou zkreslovat statistické modelování. Tyto hodnoty byly při modelování odvozeny z ostatních dat o betonu, případně nahrazeny průměrnou hodnotou. Pro relativní vlhkost prostředí menší než 70 % byly jako nejvýznamnější faktory ovlivňující rychlost karbonatace vyhodnoceny koncentrace CO₂, stupeň vlivu prostředí a pevnost betonu v tlaku. Tyto faktory se na výsledné rychlosti karbonatace podílejí ze 71,2 %. Na základě této skutečnosti byl vytvořen zjednodušený model pro koeficient A (rychlost karbonatace v mm/rok^{1/2}):

$$A = 0,556 \cdot c - 3,602 \cdot x - 0,148 \cdot f_c + 18,734 \quad (1.49)$$

kde c [%] je koncentrace CO₂ v okolním ovzduší, x [-] zohledňuje stupeň vlivu prostředí (pravidla pro dosazení hodnoty uvedena výše) a f_c [MPa] je pevnost v tlaku po 28 dnech. Pokud je relativní vlhkost okolního prostředí větší než 70 %, nejvýznamnější roli v rychlosti karbonatace potom hraje koncentrace

CO₂, pevnost betonu v tlaku a obsah slínku v betonu. Pro tyto relativní vlhkosti vzduchu byl tedy vytvořen jiný model pro koeficient A :

$$A = 3,355 \cdot c - 0,019 \cdot C - 0,042 \cdot f_c + 10,830 \quad (1.50)$$

kde c [%] je koncentrace CO₂ v okolním ovzduší, C [kg/m³] je obsah slínku v m³ betonu a f_c [MPa] je pevnost v tlaku po 28 dnech. Ze statistické analýzy vychází také model, který uvádí studie [114]:

$$x = \sqrt{\frac{2 \cdot c \cdot t}{R_{c65}}} \cdot [\sqrt{k_0 \cdot k_1 \cdot k_2} \cdot \left(\frac{1}{t}\right)^n] \quad (1.51)$$

kde c [kg/m³] je koncentrace CO₂, t [roky] je čas, R_{c65} [kg. roky/m⁵] je koeficient odolnosti betonu vůči karbonatáci, k_0 [-] je faktor pro podmínky měření (běžně 3), k_1 [-] je koeficient zohledňující stupeň vlivu prostředí (pro XC1 je roven 1, pro XC2 je roven 0,2, pro XC3 je roven 0,77), k_2 [-] je koeficient zohledňující prostředí, ve kterém beton tuhne a tvrdne a n [-] je koeficient zohledňující namáčení a sušení (např. pro XC1 je roven 1, pro XC2 je roven 0,183 a pro XC3 je roven 0,02). Odolnost betonu vůči karbonatáci byla stanovena na základě zrychlených karbonatačních experimentů:

$$R_{c65} = 0,0016 \cdot f_{cm}^{3,106} \quad \text{pro CEM I a CEM III/A} \quad (1.52)$$

$$R_{c65} = 0,0018 \cdot f_{cm}^{2,862} \quad \text{pro CEM II/B, CEM III, CEM IV a CEM V} \quad (1.53)$$

Matematický model založený na pravděpodobnostním přístupu uvádí také CEB Bulletin 238 z roku 1997 [34]:

$$A = \sqrt{2 \cdot k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \cdot \Delta c} \cdot \sqrt{\frac{D_{nom}}{a}} \cdot \left(\frac{t_0}{t}\right)^n \quad (1.54)$$

kde k_1 [-] je koeficient zohledňující vlhkost betonu, k_2 [-] je koeficient zohledňující ošetřování betonu, k_3 [-] je koeficient zohledňující „krvácení“ betonu po uložení do bednění (jev, při kterém uniká cement s vodou z čerstvého betonu), D_{nom} [mm²/rok] je difuzní koeficient CO₂ v betonu při relativní vlhkosti kolem 65 % a teplotě kolem 20 °C, Δc je rozdíl v koncentraci CO₂ na povrchu betonu a uvnitř betonu [kg/m³], a [kg/m³] je množství CO₂ potřebné pro úplnou karbonatáci betonu, n [-] je koeficient zohledňující změny okolního prostředí (zohledňuje, zda se jedná o laboratorní nebo přírodní podmínky), t_0 [roky] je referenční doba (pro přírodní podmínky $t_0 = 1$ rok) a t [roky] je doba, po kterou karbonatace probíhá.

Množství CO₂ potřebné pro úplnou karbonatáci betonu se spočte dle následujícího vztahu:

$$a = 0,75 \cdot C \cdot [CaO] \cdot \alpha_H \cdot (M_{CO_2} / M_{CaO}) \quad (1.55)$$

kde C [kg/m³] je množství cementu v betonu, $[CaO]$ [-] je obsah oxidu vápenatého CaO v cementu, α_H [-] je stupeň hydratace cementu, M_{CO_2} a M_{CaO} [kg/mol] jsou molární hmotnosti CO₂ a CaO. Studie [82] uvádí model pro beton s vysokým obsahem popílku:

$$x = 0,839 \cdot (1 - RH)^{1,1} \cdot \sqrt{\frac{W/B^* - 0,34}{\alpha \cdot k' \cdot C}} \cdot C_0 \cdot \sqrt[n]{t} \quad (1.56)$$

kde α [-] je stupeň hydratace cementu, RH [-] je relativní vlhkost okolního prostředí, n [-] je součinitel zohledňující vlastnosti pórového systému a nabývá hodnot od 2 do 2,1, C [kg/m³] je obsah cementu v m³ betonu, C_0 [%] je koncentrace CO₂ v okolním prostředí, t [dny] je čas a k' je koeficient dle karbonatační reaktivity:

$$k' = 1 - \beta \cdot K \quad (1.57)$$

kde β [-] je stupeň hydratace popílku a K se určí dle vztahu:

$$K = \frac{M}{1-M} \cdot m_{fa} \cdot \frac{1}{102.10^{-3}} \cdot \frac{1}{8,03} \quad (1.58)$$

kde m_{fa} [%] je obsah Al_2O_3 v popílku, 102.10^{-3} je molární hmotnost Al_2O_3 [kg/mol] a M [%] je maximální podíl popílku, který může zhydratovat:

$$M = (C_1 - 0,93 S_1 - 0,55 A_1 - 0,35 F_1 - 0,7 \bar{S}_1) / [0,93 \cdot (S_2 - S_1) + 0,55 \cdot (A_2 - A_1) + 0,35 \cdot (F_2 - F_1) + 0,7 \cdot (\bar{S}_2 - \bar{S}_1) - (C_2 - C_1)] \quad (1.59)$$

kde C_1 je obsah CaO, S_1 je obsah SiO_2 , A_1 je obsah Al_2O_3 , F_1 je obsah Fe_2O_3 , \bar{S}_1 je obsah SO_3 v cementu a C_2, S_2, A_2, F_2 a \bar{S}_2 je obsah těchto sloučenin v popílku. W/B^* je efektivní vodní součinitel a spočte se dle následujícího vztahu:

$$W/B^* = \frac{W}{C+F'} = \frac{1-M}{1-m} \cdot \frac{W}{(C+F)} \quad (1.60)$$

kde F' je množství popílku, který může zhydratovat, m [%] je obsah popílku.

Některé modely jsou uvedené v normách a pre-normativních publikacích (fib Model Code). Návrhový model dle ISO 16204 (Durability - Service life design of concrete structures) z roku 2012 [17] zohledňuje vlastnosti betonu i podmínky okolního prostředí prostřednictvím součinitelů:

$$A = W \cdot k \quad (1.61)$$

kde k [-] je hodnota vyjadřující základní odolnost zvolené betonové směsi (dle vodního součinitele, typu cementu a přísad) v referenčních podmínkách a vliv základních podmínek prostředí (relativní vlhkost, koncentrace CO_2) a zahrnuje také vliv provádění (ošetřování) a W [-] je faktor zohledňující kolísání klimatických podmínek (vlhkost, teplota). Pro návrh nové konstrukce mohou být faktory W a k převzaty z literatury nebo stanoveny na základě existující konstrukce s podobným složením betonu, prováděním a podobnými podmínkami prostředí. U existující konstrukce mohou být tyto faktory získány přímo měřením na této konstrukci. V praxi je použití modelu poměrně komplikované, protože norma neposkytuje doporučení pro volbu hodnot těchto faktorů. Podobný vztah pro výpočet je uveden v české normě ČSN ISO 13823 (Obecné zásady navrhování konstrukcí s ohledem na trvanlivost) z roku 2014 [16]:

$$A = \alpha \cdot \beta \cdot \gamma \quad (1.62)$$

kde α [-] je koeficient závislý na podmínkách prostředí (koncentrace CO_2 , atmosférická teplota a vlhkost, pro vnější prostředí se uvažuje 1), β [-] je koeficient závislý na povrchové úpravě betonu (pro beton bez povrchové úpravy se uvažuje 1) a γ [-] je koeficient závislý na kvalitě betonu a je definován jako funkce vodního součinitele.

Komplexní model je uveden v Model kódu (fib Bulletin 34, 2006) [77]:

$$A = \sqrt{2 \cdot k_e \cdot k_c \cdot (k_t \cdot R_{ACC,0}^{-1} + \varepsilon_t) \cdot C_s \cdot W(t)} \quad (1.63)$$

kde k_e [-] je funkce prostředí, k_c je prováděcí přenosový parametr [-], k_t je regresní parametr [-], ε_t [-] je člen vyjadřující chybu, C_s [kg/m³] je koncentrace CO_2 , $W(t)$ je funkce povětrnostních podmínek a $R_{ACC,0}^{-1}$ [(m²/s) / (kg/m³)] je inverzní odolnost betonu vůči karbonataci.

Funkce životního prostředí se vypočte podle následujícího vztahu:

$$k_e = \left(\frac{1 - \left(\frac{RH_{real}}{100} \right)^{f_e}}{1 - \left(\frac{RH_{ref}}{100} \right)^{f_e}} \right)^{g_e} \quad (1.64)$$

kde RH_{real} [%] je relativní vlhkost (dle údajů z nejbližší meteorologické stanice, střední denní hodnoty), RH_{ref} [%] je referenční relativní vlhkost (65 %), f_e [-] je exponent s hodnotou 5, g_e [-] je exponent s hodnotou 2,5. Exponenty byly určeny proloženími křivky body získanými ze zkoušky. Prováděcí přenosový koeficient k_c vyjadřuje vliv ošetřování na odolnost betonu vůči karbonataci. Rovnice byla sestavena prostřednictvím Bayesovské regrese:

$$k_c = \left(\frac{t_c}{7} \right)^{b_c} \quad (1.65)$$

kde t_c [dny] je doba ošetřování a b_c [-] je regresní exponent. Inverzní odolnost betonu vůči karbonataci se určí zrychlenými zkouškami karbonatace (ACC – zkušební metoda).

- $R_{ACC,0}^{-1}$ je inverzní odolnost betonu vůči karbonataci určená při zrychleném testu
- $R_{NAC,0}^{-1}$ je inverzní odolnost betonu vůči karbonataci určená za přirozených podmínek

Inverzní odolnost betonu vůči karbonataci určená za přirozených podmínek se zvětší součinitelem $a = 1,25$, proces karbonatace je totiž při podmínkách ACC testu mírně zpomalen. ACC test se provádí na vzorcích o rozměrech 100 x 100 x 500 mm. Tyto vzorky se uskladní po dobu 7 dní (referenční doba ošetřování) do vody o teplotě 20 °C a následně se uloží v laboratoři po dobu 21 dní, při teplotě 20 °C a vlhkosti 65 %. Ve stáří 28 dní jsou vzorky uloženy do karbonatační komory o konstantních podmínkách (20 °C, 65 % vlhkost, koncentrace CO₂ 2 %) po dobu dalších 28 dní. Poté se vzorek rozřízne a změří se hloubka karbonatace pomocí fenolftaleinu.

$$R_{ACC,0}^{-1} = \left(\frac{x_c}{\tau} \right)^2 \quad (1.66)$$

kde x_c [m] je změřená hloubka karbonatace a τ [(s/kg/m³)^{0,5}] je časová konstanta, $\tau = 420$. Pokud nejsou k dispozici naměřená data, lze určit hodnotu inverzní odolnosti betonu vůči karbonataci pomocí tabulky v Model kódu (na základě typu cementu a efektivního vodního součinitele - zohledňuje obsah příměsí). V tabulce jsou však údaje pouze pro některé druhy cementu, a tak není použitelná ve všech případech. Součinitele zkušební metody k_l a ε_l slouží k transformaci výsledků ze zrychlených karbonatačních podmínek na inverzní odolnost vůči karbonataci za přirozených podmínek:

$$R_{NAC,0}^{-1} = k_l \cdot R_{ACC,0}^{-1} + \varepsilon_l \quad (1.67)$$

kde k_l je regresní parametr, který zohledňuje vliv zkušební metody a ε_l je chyba vzniklá v důsledku nepřesnosti zkušební metody. Součinitel C_s zohledňuje koncentraci oxidu uhličitého:

$$C_s = C_{s,atm} + C_{s,emi} \quad (1.68)$$

kde $C_{s,atm}$ [kg/m³] je koncentrace CO₂ v atmosféře a $C_{s,emi}$ [kg/m³] je přídavná koncentrace CO₂ kvůli emisním zdrojům (pro běžné stavby může být uvažována nulová, nenulová např. pro silniční tunely). Funkce povětrnostních podmínek se spočte podle následujícího vztahu:

$$W = \left(\frac{t_0}{t} \right)^{\frac{(P_{SR} \cdot ToW)^{b_w}}{2}} = \left(\frac{t_0}{t} \right)^w \quad (1.69)$$

kde t_0 je referenční doba (konstantní parametr, hodnota 0,0767), w [-] je exponent povětrnostních podmínek, P_{SR} [-] je pravděpodobnost prudkého deště, b_w [-] je regresní exponent a ToW [-] je doba vlhka:

$$ToW = \frac{\text{dny se srážkami } h_{Nd} \geq 2,5 \text{ mm za rok}}{365} \quad (1.70)$$

Vzhledem k existenci velkého počtu matematických modelů, které popisují závislost hloubky karbonatace na čase, je vždy obtížné vybrat model, který by nejlépe vystihoval skutečné chování konstrukce vystavené karbonataci. Vhodnější jsou vždy modely zohledňující více faktorů, jako je složení betonu a prostředí, ve kterém se beton nachází (relativní vlhkost, teplota, koncentrace CO_2). Modely pracující pouze s hodnotou tlakové pevnosti nebo vodního součinitele jsou obvykle málo přesné a v případě vysokopevnostních betonů, jejichž vodní součinitel je obvykle velmi malý, dávají často nesmyslné výsledky. Problémem některých modelů je také dostupnost údajů pro vstupní parametry, což se týká například posledního uvedeného modelu podle Model kódu (1.63).

1.3.2 Koroze betonářské výztuže

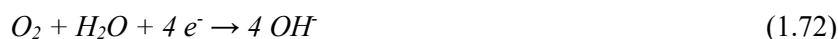
Ke korozi výztuže může docházet buďto chemickým nebo elektrochemickým působením, přičemž elektrochemická koroze je mnohem rozšířenější. Chemická koroze může nastat v agresivním prostředí, nejčastěji působením kyselin na ocelovou výztuž.

Typickým případem koroze ocelové výztuže je však koroze elektrochemická, jejíž princip spočívá v tvorbě lokálních elektrochemických článků vznikajících v důsledku rozdílných potenciálů při jakékoli nestejnorodosti v betonu či ve výztuži. Nestejnorodostí může být například rozdíl v tloušťce krycí vrstvy, lokální vlhkosti a teplotě materiálu, nerovnoměrnosti ve struktuře betonu (nestejněměrná hutnost), trhлина či odlišné napětí ve výztuži na různých místech v konstrukci. Při elektrochemické korozi ocelové výztuže dochází k přechodu železa z elementárního stavu Fe^0 ve vyšší oxidační stavy Fe^{2+} a Fe^{3+} . Tyto ionty potom dále reagují za tvorby produktů s větším objemem, než byl objem původních látek. V důsledku toho dochází ke vzniku vnitřního napětí, což může vést až k odprýsknutí betonové krycí vrstvy. Zároveň dochází k oslabení průřezu výztuže v důsledku přeměny oceli na korozní produkty (rez).

Z hodnoty redoxního potenciálu plyne, že se železo chová jako silné redukční činidlo. Redoxní potenciál je veličina určující míru oxidačních nebo redukčních podmínek v systému, její záporná hodnota značí redukční prostředí, kladná hodnota prostředí oxidační. Čím má tedy redoxní potenciál kovu zápornější hodnotu, tím snáze tento kov uvolňuje elektrony. Redoxní potenciál přechodu Fe^0 na Fe^{2+} je -0,44 V. Poměrně snadno tedy dochází k odštěpení elektronů při oxidační reakci probíhající na anodě:



Na katodě dochází k redukční reakci, pro kterou jsou elektrony dodávány z reakce na anodě.



Vzniklé ionty následně vytvářejí hydroxid železnatý, který pak dále oxiduje na hydroxid železitý dle následujících reakcí.



Betonářská výztuž je ve funkční betonové konstrukci chráněna pasivační vrstvou. Pasivační vrstva vzniká krátce po hydrataci samovolně na povrchu oceli a je tvořena převážně oxidem železitým Fe_2O_3 . Je velmi tenká a má amorfní až mikrokrytalický charakter. Funguje jako bipolární membrána, tedy vrstva, která brání průchodu kladných i záporných iontů: aniontů z elektrolytu a kationtů z kovu. Po snížení pH v důsledku karbonatace dochází k depasivaci výztuže a k její korozi. Depasivaci může také způsobit přítomnost chloridů, a to i v případě nezkarbonatovaného betonu. Rychlost koroze oceli je závislá na podmínkách okolního prostředí, největších hodnot dosahuje při vlhkosti prostředí v rozmezí 70–90 %. Při nižší vlhkosti se zpomaluje kvůli vyššímu měrnému odporu betonu, při vyšší vlhkosti je omezen průnik kyslíku k výztuži póry betonu, protože jsou póry částečně vyplněny vodní párou [158]. Rychlost koroze betonářské výztuže také výrazně zvyšuje vystavení konstrukce dešti [116].

Matematické modely popisující korozi betonářské výztuže

Základní model koroze ocelové výztuže popisuje úbytek plochy výztužných vložek v čase [141]:

$$D(t) = D_i - 0,0116 i_{corr} \cdot \alpha \cdot (t - t_i) \quad (1.75)$$

kde $D(t)$ [mm] je průměr výztužné vložky v určitém časovém okamžiku, t [roky] je čas, ve kterém ověřujeme průměr výztužné vložky, D_i [mm] je původní průměr výztužné vložky, t_i [roky] je iniciační čas (čas depasivace výztuže), i_{corr} [$\mu A/cm^2$] je hustota proudu při elektrochemické korozi a α [-] je koeficient zohledňující typ koroze - pro rovnoměrnou korozi je rovný 2, pro důlkovou korozi cca 8. Iniciační čas t_i je čas, kdy je dosaženo depasivace výztuže - tedy čas, kdy zkarbonatovaná zóna dosáhne úrovně výztuže nebo kdy koncentrace chloridových iontů v úrovni výztuže dosáhne prahové hodnoty. Iniciační čas lze také uvažovat jako okamžik, kdy poměr hydroxidových a chloridových iontů v úrovni výztuže dosáhne prahové hodnoty.

Pro úbytek hmoty výztuže existuje i další model, který uvádí studie [110]:

$$m = \frac{i_{corr} \cdot t \cdot a}{n \cdot F} \quad (1.76)$$

kde m [mg/cm] je hmotnost zkorodovaného železa na jednotku délky výztuže, i_{corr} [$\mu A/cm^2$] je hustota proudu při elektrochemické korozi, t [s] je čas, a [g] je hmotnost atomu železa, n [mol eq.] je ekvivalentní množství železa, které může zreagovat s jedním molem OH^- , a F [-] je Faradayova konstanta (96500 C/mol eq.).

Pro vyjádření hustoty proudu i_{corr} existuje větší počet modelů. Hustotu ovlivňuje mnoho faktorů, například vlhkost betonu, cyklické zvlhčování a vysychání, kvalita betonu, elektrický odpor betonu, obsah příměsí v betonu, tloušťka krycí vrstvy, přítomnost trhlin a jejich rozsah, působící zatížení a jeho historie, teplota prostředí nebo koncentrace kyslíku rozpuštěného ve vodě v kontaktu s konstrukcí [121]. Modely pro výpočet obvykle nezahrnují všechny tyto faktory, většinou jsou zjednodušené a pracují pouze s některými těmito vlivy.

Model dle studie [21] je založen na statistické analýze experimentálního měření závislosti hustoty proudu na elektrickém odporu betonu:

$$i_{corr} = k_{corr} / \rho_{ef} \quad (1.77)$$

kde ρ_{ef} [$\Omega \cdot cm$] je rezistivita betonu příslušná aktuálnímu stupni nasycení a k_{corr} je konstanta o hodnotě $3 \cdot 10^4 \mu A/cm^2 \cdot k\Omega \cdot cm$. Studie [180] uvádí následující model:

$$i_{corr} = i_0 \cdot e^{-Ct} \quad (1.78)$$

kde i_0 [$\mu A/cm^2$] je hustota proudu v okamžiku depasivace výztuže (iniciační čas), t [dny] je čas a C [-] je konstanta závislá na stupni nasycení pórů ve struktuře betonu, na pH pórového roztoku, na permeabilitě betonu a na tloušťce krycí vrstvy. Model dle studie [47] vychází z modelu dle studie

[21] a rozšiřuje jej o další faktory ovlivňující hustotu proudu při elektrochemické korozi. Model je tedy rozšířen o několik korekčních součinitelů:

$$i_{corr} = \frac{k_{corr}}{\rho(t)} \cdot F_{cl} \cdot F_{Galv} \cdot F_{oxide} \cdot F_{Oxy} \quad (1.79)$$

kde k_{corr} [-] je konstantní parametr rovný 10^4 , $\rho(t)$ [$\Omega \cdot m$] je rezistivita betonu, součinitel F_{cl} zohledňuje obsah chloridů v betonu, součinitel F_{Galv} zohledňuje galvanické vlivy, součinitel F_{oxide} zahrnuje do výpočtu vliv kontinuální tvorby a stárnutí oxidů na povrchu výztuže a F_{Oxy} zohledňuje dostupnost kyslíku. Rezistivita je vyjádřena jako funkce času:

$$\rho(t) = \rho_0 \cdot f_e \cdot f_t \cdot (t/t_0) \quad (1.80)$$

kde ρ_0 [$\Omega \cdot m$] je rezistivita betonu v čase t_0 , f_e [-] je součinitel zohledňující vlivy okolního prostředí a f_t [-] je součinitel zohledňující vliv použité metody pro měření rezistivity. Model dle studie [176] je založen na předpokladu, že dostupnost kyslíku je rozhodujícím předpokladem pro rychlost koroze ocelové výztuže. Dostupnost kyslíku je ovlivněna především kvalitou betonu, tloušťkou krycí vrstvy a podmínkami okolního prostředí, jako je vlhkost a teplota. Model je vhodný pro použití v případě, že vlhkost okolního prostředí se blíží 75 % a teplota je cca 20 °C. Je vyjádřený následujícím vztahem:

$$i_{corr} = \left(\frac{32,13 \cdot (1 - w/b)^{-1,64}}{c} \right) \cdot t_p^{-0,29} \quad (1.81)$$

kde c [cm] je tloušťka krycí vrstvy, w/b [-] je poměr hmotností vody a pojiva v betonové směsi a t_p [roky] je čas uplynulý od iniciačního času, tedy $t_p = t - t_i$. Model dle studie [148] byl získán z výsledků experimentů na betonových trámcích s trhlinami. Trámky měly různé šířky trhlin, různé tloušťky krycích vrstev a byly zhotoveny z různých typů pojiv. Poměr vody a pojiva byl však pro materiál všech trámek stejný.

$$i_{corr} = \left(1,43 \cdot \frac{C_c}{f} + 0,02 \right) \cdot e^{\left[\left(\frac{40-x}{20} \right) \cdot 1,2 \cdot \left(\frac{C_c}{f} \right)^3 \right]} \quad (1.82)$$

kde C_c [mS/cm] je hodnota indexu chloridové konduktivity, x [mm] je tloušťka krycí vrstvy a f [-] je korekční součinitel zohledňující obsah strusky:

$$f = 10^{(10,5 - SI - 0,5 + S)} \quad (1.83)$$

kde s [-] je obsah strusky vyjádřený desetinným číslem. Empirický model dle studie [99] je založen na statistické analýze výsledků experimentů, během kterých byla po dobu 5 let měřena rychlost koroze ocelové výztuže v trhlinami neporušených deskách. Vzorky měly různé tloušťky krycích vrstev a byly zhotoveny z betonu s různým poměrem vody a pojiva a různým obsahem cementu. Také byly vystaveny různým koncentracím chloridů. Model má podobu funkce koncentrace chloridů, teploty, odporu betonu a času.

$$i_{corr} = 0,926 \cdot \exp(7,89 + 0,7771 \cdot \ln(1,69 Cl) - 3006/T - 0,000116 R_c + 2,24t^{0,215}) \quad (1.84)$$

kde Cl [kg/m³] je obsah chloridových iontů v úrovni výztuže, T [K] je teplota betonu v úrovni výztuže, R_c [Ω] je odpor krycí vrstvy betonu a t [roky] je čas uplynulý od depasivace výztuže.

Kromě oslabování průřezu výztuže dochází také k tvorbě korozních produktů, které jsou objemnější než původní materiál a může tak dojít k popraskání až odprýsknutí betonové krycí vrstvy. Pokud dojde k odprýsknutí krycí vrstvy výztuže, koroze dále postupuje rychlejším tempem, nehledě na to, že jsou ovlivněny i další vlastnosti konstrukce, jako je soudržnost betonu s ocelí a požární odolnost. Existuje několik matematických modelů, které umožňují vypočítat čas, ve kterém dojde k tvorbě trhlin v krycí vrstvě v důsledku koroze výztuže. Některé tyto modely jsou poměrně složité a dostupnost údajů pro

jejich vstupní parametry je leckdy problematická. Existují ale i poměrně jednoduché modely, které pracují s dobře dostupnými vstupními údaji a jsou tak snadno použitelné pro praktický odhad životnosti konstrukce.

Problémem odprýskávání betonové krycí vrstvy v důsledku tvorby objemných korozních produktů se zabývá například studie [105]. Uvádí vztah pro výpočet doby, po jejímž uplynutí dojde k popraskání až odprýsknutí krycí vrstvy:

$$t_{cr} = \left(\frac{7117,5 \cdot (D + \delta_0) \cdot (1 + \nu + \psi)}{i_{corr} \cdot E_{ef}} \right) \cdot \left(\frac{2 \cdot C \cdot f_{ct}}{D} + \frac{2 \cdot \delta_0 \cdot E_{ef}}{(1 + \nu + \psi) \cdot (D + 2\delta_0)} \right) \quad (1.85)$$

kde t_{cr} [dny] je doba od zahájení koroze (iniciačního času), za kterou dojde ke vzniku trhlin v krycí vrstvě v důsledku koroze betonářské výztuže, D [mm] je průměr vložek betonářské výztuže, δ_0 [mm] je tloušťka pórovité zóny, která vzniká blízko povrchu výztuže (obvykle 10–20 μm), ν [-] je Poissonův součinitel, C [mm] je tloušťka krycí vrstvy, ψ [-] je koeficient dle D , C a δ_0 , i_{corr} [$\mu\text{A}/\text{cm}^2$] je hustota proudu při elektrochemické korozi, f_{ct} [MPa] je pevnost betonu v tahu a E_{ef} [MPa] je efektivní modul pružnosti betonu.

Jednodušší vztah pro výpočet času, ve kterém dojde k praskání krycí vrstvy výztuže uvádí studie [115]:

$$t_{cr} = \frac{0,602 \cdot D \cdot \left(1 + 2 \frac{C}{D}\right)^{0,85}}{j_{corr}} \quad (1.86)$$

kde t_{cr} [dny] je doba od zahájení koroze, za kterou dojde ke vzniku trhlin v krycí vrstvě v důsledku koroze betonářské výztuže, D [mm] je průměr vložek betonářské výztuže, C [mm] je tloušťka krycí vrstvy výztuže a j_{corr} [$\text{g}/\text{cm}^2/\text{den}$] je okamžitá rychlost tvorby korozních produktů, doporučená hodnota je 10^4 $\text{g}/\text{cm}^2/\text{den}$. Studie [78] uvádí také poměrně jednoduchý výpočetní vztah, i když náročnější na znalost vstupních parametrů:

$$t_{cr} = \frac{80 C}{D \cdot r} \quad (1.87)$$

kde t_{cr} [roky] je doba od zahájení koroze, za kterou dojde ke vzniku trhlin v krycí vrstvě v důsledku koroze betonářské výztuže, C [mm] je tloušťka krycí vrstvy, D [mm] je průměr vložek betonářské výztuže a r [$\mu\text{m}/\text{rok}$] je rychlost koroze výztuže. Rychlost koroze se stanoví podle následujícího vztahu:

$$r = C_T \cdot r_o \quad (1.88)$$

kde C_T [-] je koeficient zohledňující teplotu okolního prostředí a r_o [$\mu\text{m}/\text{rok}$] je rychlost koroze při 20°C. Další vztah pro výpočet času do popraskání krycí vrstvy v důsledku koroze výztuže je uveden v kapitole 1.4, která shrnuje poznatky z literatury o trvanlivosti železobetonových konstrukcí v rámci České republiky.

Výpočetně nejnáročnější jsou modely založené na elektrochemickém principu koroze. Tyto modely vycházejí z řešení rovnic ke stanovení rozložení elektrického potenciálu na povrchu výztuže. Modely jsou založené na předpokladu izotropní vodivosti a zachování elektrického náboje. Základní rovnice má podobu (citováno v [121]):

$$\frac{\partial^2 \Phi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial y^2} = \nabla^2 \Phi = 0 \quad (1.89)$$

kde x a y jsou souřadnice místa na povrchu výztuže, Φ je elektrický potenciál a ∇ je Laplaceův operátor. Při řešení se předpokládají příslušné okrajové podmínky, mezi které patří například elektrický odpor betonu, difuzní koeficient betonu pro kyslík a pH pórového roztoku. Pro řešení je třeba užít

vhodné numerické metody, například metodu konečných prvků. Modely, které využívají tyto metody tedy nelze vyjádřit pomocí jedné matematické rovnice.

1.3.3 Praviděpodobnostní přístup k trvanlivosti

Životnost konstrukce ve smyslu doby, která uběhne do první poruchy konstrukce, je ovlivněna velkým počtem parametrů. V průběhu života konstrukce se mohou uplatnit různé degradační jevy a tyto jevy mohou být popsány různými matematickými modely. Do výpočtu vždy vstupuje velké množství nejistot, proto je vhodné volit pravděpodobnostní přístup a ke vstupním parametrům přistupovat jako k náhodným veličinám. Výstupním parametrem je potom obvykle pravděpodobnost poruchy na konci životnosti. Tento přístup je použit i v Model kódu (fib Bulletin 34, 2006) [77], kde je definován mezní stav depasivace výztuže jako pravděpodobnost, že hloubka karbonatace na konci životnosti bude větší než tloušťka krycí vrstvy výztuže. Měl by být splněn následující požadavek:

$$p\{ \} = p_{dep.} = p\{a - x_c(t_{SL}) < 0\} < p_0 \quad (1.90)$$

kde $p\{ \}$ [-] je pravděpodobnost, že k depasivaci dojde, a [mm] je tloušťka krycí vrstvy, $x_c(t_{SL})$ [mm] je hloubka karbonatace v čase t_{SL} , t_{SL} [roky] je návrhová životnost a p_0 [-] je cílová (požadovaná) pravděpodobnost poruchy.

Touto problematikou se již také zabývaly některé studie. Jejich cílem je obvykle stanovení funkce hustoty pravděpodobnosti iniciačního času, tedy času, ve kterém zkarbonatovaná zóna prostoupí celou krycí vrstvou a dosáhne úrovně výztuže. Touto problematikou se zabývají například studie [46] a [112]. V tomto čase je zahájena koroze ocelové výztuže a oslabování jejího průřezu, které po vyčerpání rezervy v její únosnosti vede ke kolapsu konstrukce. Častým výstupem těchto analýz je také časový vývoj pravděpodobnosti iniciace koroze během návrhové životnosti konstrukce, který uvádějí studie [22] a [191]. S tím úzce souvisí vývoj indexu spolehlivosti konstrukce v čase, který uvádí například studie [51], [66], [97], [109] a [119]. Tato závislost vyjadřuje snižující se rezervy v odolnosti konstrukce, která je postupně poškozována karbonatácí. Některé studie, například [24] nebo [138], provádějí také citlivostní analýzu s cílem vybrat ty parametry vstupující do výpočtu, jejichž variabilita má největší vliv na variabilitu výsledku. Studie [24] analyzuje, jak se změní střední hodnota a rozptyl hloubky karbonatace v případě, že jsou za náhodné veličiny postupně považovány relativní vlhkost prostředí, vodní součinitel betonu a koncentrace oxidu uhličitého v okolním prostředí. Dle této studie mají na rozptyl výsledků výrazný vliv relativní vlhkost okolního prostředí a vodní součinitel. Variabilita koncentrace oxidu uhličitého ovlivňuje rozptyl výsledné hloubky karbonatace pouze mírně. Podobný výsledek uvádí také studie [138]. Ta dále uvádí ještě významný vliv pórovitosti betonu a jeho ošetřování. Poměrně často se také studie (například [66], [109] a [114]) zabývají závislostí mezi hloubkou karbonatace a tlakovou pevností betonu, kterou analyzují na základě provedených experimentů buďto na vzorcích ze stávajících konstrukcí nebo pomocí zrychlených karbonatačních testů (např. studie [109]). Obecně sice platí, že beton s větší tlakovou pevností bude pomaleji podléhat karbonatácí, ovšem všechny studie uvádí značný rozptyl této závislosti, což je dáno tím, že karbonatáci do velké míry ovlivňují i další faktory, jako jsou podmínky prostředí a složení betonu. Studie, zabývající se pravděpodobnostním přístupem k výpočtům hloubky karbonatace a životnosti, považují za náhodné všechny veličiny vstupující do výpočtu nebo jen některé z nich. Výběr těchto veličin je někdy podložen vlastní citlivostní analýzou, jindy je pouze převzat z literatury. Studie se také vzájemně liší tím, jaká rozdělení pravděpodobnosti uvažují pro veličiny vstupující do výpočtu. Stanovení vhodného rozdělení pravděpodobnosti a jeho parametrů pro vstupní veličiny je zásadním problémem při pravděpodobnostních výpočtech hloubky karbonatace a životnosti. Nejčastěji studie uvažují pro některé veličiny (např. vodní součinitel, množství cementu, tloušťka krycí vrstvy) logaritnicko-normální rozdělení a pro další veličiny (např. vlhkost okolního prostředí, koncentrace oxidu uhličitého) normální rozdělení. Tento přístup se objevuje například ve studiích [109] a [112]. Někdy je však uvažováno pro všechny veličiny normální rozdělení (např. studie [46]) nebo pro všechny veličiny logaritnicko-normální rozdělení (např. studie [24]).

Pro simulaci náhodných veličin je nejčastěji využívána základní varianta metody Monte Carlo (např. ve studiích [22], [24], [51], [81], [109] a [112]) spočívající v simulaci náhodných experimentů pomocí generování pseudonáhodných čísel. Někdy jsou využívány její modifikace, jako například metoda Latin Hypercube Sampling (LHS) ve studii [191]. Tato metoda spočívá v rozdělení distribuční funkce na intervaly (z toho důvodu je také tato metoda označována jako stratifikovaná simulační metoda), z nichž se potom volí jednotlivé realizace náhodné veličiny tak, aby z každého intervalu byla vybrána právě jedna hodnota. Tento postup zajišťuje spolehlivé pokrytí celého rozsahu distribuční funkce. Někdy je pro pravděpodobnostní analýzu využívána Bayesovská síť [46]. Jedná se o orientovaný graf, který zobrazuje pomocí hran pravděpodobnostní závislosti mezi náhodnými veličinami.

Pro zohlednění trvanlivosti při návrhu železobetonové konstrukce je vždy vhodné použít pravděpodobnostní přístup a alespoň některé vstupní parametry považovat za náhodné veličiny. Pro výběr parametrů, které by měly být považovány za náhodné veličiny, je vhodné provést citlivostní analýzu a ověřit vliv jednotlivých vstupních parametrů na rozptyl výsledku.

1.4 Shrnutí poznatků z odborných publikací o trvanlivosti železobetonových konstrukcí - stav problematiky v České republice

Obecně se trvanlivostí konstrukcí zabývá česká norma ČSN ISO 13823 (Obecné zásady navrhování konstrukcí s ohledem na trvanlivost [16]). Požadavek na trvanlivost konstrukce je zde formulován jako limitní pravděpodobnost poruchy na konci životnosti:

$$P(t_{ser} \leq t_d) \leq P_{tar} \quad (1.91)$$

kde P_{tar} je směrná pravděpodobnost poruchy, t_d je návrhová životnost a t_{ser} je predikovaná životnost. V libovolném čase během života konstrukce musí platit:

$$R(t) \geq S(t) \quad (1.92)$$

kde $R(t)$ je odolnost nosné části v čase t a $S(t)$ je účinek zatížení v čase t . Tento vztah může být vyjádřen také pravděpodobnostní podmínkou:

$$P_f(t) = P\{R(t) - S(t) < 0\} < P_{tar,ULS} \quad (1.93)$$

kde $P_{tar,ULS}$ [-] je směrná pravděpodobnost poruchy pro mezní stav únosnosti.

V České republice téma trvanlivosti železobetonových konstrukcí obecně není příliš rozšířené. Některé studie (například [73], [167] a [168]) zkoumají odolnost vůči degradačním jevům v rámci výzkumu vlastností určitého typu betonu, obvykle obsahujícího méně častou složku (často se jedná o recyklované a odpadní materiály). Studie [73] zkoumá lehký beton s kamenivem z expandovaného jílu a s popílkem, který je v dalších variantách betonové směsi částečně nahrazen metakaolinem, mikrosilikou nebo mikromletým vápencem. V rámci této studie bylo zjištěno, že beton, který obsahoval jako příměs pouze popílek, a beton, v němž byl popílek částečně nahrazen metakaolinem, vykazovaly větší odolnost vůči karbonataci. Bohužel zde však není do porovnání zařazen beton, který by neobsahoval žádné příměsi, ale pouze cement. Předmětem studie [167] je beton, který jako částečnou náhradu cementu obsahuje jemně mletou keramiku. Odolnost tohoto betonu vůči karbonataci je v porovnání s běžným betonem, obsahujícím jako pojivo pouze cement, horší. Při nahrazení cementu mletou keramikou v množství do 20 % je však snížení odolnosti pouze mírné. Studie [168] zkoumá vlastnosti betonu obsahujícího vysokopecní strusku jako náhradu cementu v množství 10 %. V porovnání s betonem, který jako pojivo obsahoval pouze cement, se rychlost karbonatace zvýšila, avšak pouze velmi mírně (cca 3 %). Beton s odpadními materiály obvykle vykazuje horší odolnost vůči

karbonataci, ale tento rozdíl často není příliš výrazný. To je příznivé zjištění, protože rozšiřuje možnosti využití těchto environmentálně šetrnějších materiálů. Obecně všechny studie, které se zabývají experimentálním výzkumem rychlosti karbonatace, jsou velmi přínosné, protože mohou být využity pro vývoj a ověřování matematických modelů pro časový průběh karbonatace.

Další studie se zabývají pravděpodobnostním přístupem k výpočtu životnosti železobetonové konstrukce. Tyto studie obvykle uvažují působení karbonatace a následnou korozi ocelové výztuže, některé uvažují také působení chloridů. K pravděpodobnostnímu vyhodnocení trvanlivosti je v některých případech používán index spolehlivosti β , který vychází z pravděpodobnosti poruchy a vyjadřuje vzdálenost střední hodnoty spolehlivostní rezervy konstrukce od nuly v jednotkách směrodatné odchylky. S indexem spolehlivosti pracují například studie [159], [160] a [161]. Například studie [159] řeší vývoj indexu spolehlivosti konstrukce v čase, přičemž uvažuje působení karbonatace a chloridů a tím vyvolanou korozi ocelové výztuže. Pro modelování časového průběhu karbonatace používá model dle Boba [29] a pro časový průběh úbytku hmoty betonářské výztuže v důsledku koroze model dle Rodrigueze [141]. Jiné studie, například studie [120], pracují přímo s pravděpodobností poruchy nebo se zabývají vývojem pravděpodobnosti iniciace koroze v čase (např. [85]). Náhodné veličiny jsou simulovány nejčastěji s využitím metody LHS. Studie [175] prezentuje uvažování trvanlivosti konstrukce jako mezního stavu. Je zde uvažována karbonatace, působení chloridů a koroze ocelové výztuže. Pro modelování časového průběhu karbonatace byl na základě úvahy autorů zvolen zjednodušený model dle Papadakise z roku 1992 [123], pro modelování pronikání chloridů do struktury betonu potom model dle Liu a Weyerse [98]. Pro modelování úbytku hmoty betonářské výztuže v čase byl zvolen model dle Rodrigueze [141], přičemž hustota proudu při elektrochemické korozi byla zvolena $1 \mu\text{A}/\text{cm}^2$ na základě dřívější studie autorů [173]. Studie uvádí například vývoj karbonatace v čase a úbytek hmoty betonářské výztuže v čase, včetně možného rozptylu výsledku. Dále tato studie zmiňuje problematiku tvorby trhlin v důsledku koroze betonářské oceli a vzniku objemnějších korozních produktů. Tvorbou trhlin v důsledku koroze betonářské výztuže se zabývá také studie [174], která zkoumá vztah mezi šířkou těchto trhlin a tloušťkou krycí vrstvy. Tato studie také porovnává různé matematické modely pro časový průběh koroze výztuže. Je zde konstatován problém s dostupností vstupních údajů pro výpočet, protože matematické modely často pracují s obtížně zjistitelnými parametry. Studie [65] zkoumá časový průběh koroze betonářské výztuže s využitím modelu dle Liu a Weyerse [99]. Kromě analýzy vlivu druhu cementu a vodního součinitele na průběh koroze se zabývá vlivem trhlin na délku časového úseku do iniciace koroze. Dle této studie mohou trhliny o šířce 0,1 mm zkrátit tento časový úsek na méně než polovinu.

Výše uvedené studie volí pro hodnocení trvanlivosti železobetonových konstrukcí pravděpodobnostní přístup. Vzhledem k tomu, kolik nejistot vstupuje do výpočtů týkajících se předpovědi průběhů degradačních jevů, je tento přístup správný. Co se týče tématu predikce životnosti, je zde patrný nedostatek studií, které by se zabývaly experimentálním ověřením matematických modelů průběhů degradačních jevů. Je však třeba poznamenat, že podobné studie jsou značně náročné, protože vyžadují dostupnost vzorků ze starších konstrukcí a zároveň dostatek informací o těchto konstrukcích, (například složení betonu a podmínky okolního prostředí v průběhu času).

Studie [27] se zabývá predikcí času, ve kterém dojde k odprýsknutí krycí vrstvy výztuže v důsledku tvorby objemných korozních produktů, které vznikají při elektrochemické korozi betonářské výztuže. Ve studii je prezentován matematický model pro výpočet tohoto času (model dle Bažanta):

$$t_{cor} = \rho_{cor} \cdot \frac{D \cdot \Delta D}{p \cdot j_r} \quad (1.94)$$

kde t_{cor} [roky] je doba od zahájení koroze výztuže (tj. od depasivace výztuže) do vzniku trhlin v důsledku tvorby korozních produktů, ρ_{cor} [kg/m^3] je kombinovaná hustota oceli a korozních produktů ($3600 \text{ kg}/\text{m}^3$), D [mm] je původní průměr výztuže, ΔD [mm] je zvětšení průměru výztuže v důsledku tvorby korozních produktů, p [mm] je vzájemná vzdálenost prutů výztuže a j_r [$\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$] je okamžitá rychlost tvorby korozních produktů (r_{zi}). Tvorba korozních produktů vedoucí k tvorbě trhlin

a odprýsknutí krycí vrstvy výztuže je významným jevem ovlivňujícím trvanlivost železobetonových konstrukcí. Potrhání a odprýskávání krycí vrstvy výztuže významně narušuje soudržnost betonu s výztuží a urychluje pokračující korozi betonářské výztuže. V rámci praktických aplikací je výše uvedený matematický model poněkud problematický z hlediska dostupnosti vstupních parametrů. Jedná se tedy spíše o model použitelný v aplikacích detailně zaměřených na korozi betonářské výztuže než o model snadno aplikovaný v praxi pro odhad životnosti konstrukce. Pro praktický odhad životnosti konstrukce lze doporučit jednodušší matematické modely pracující s dobře dostupnými vstupními parametry.

1.5 Environmentální a ekonomické hodnocení železobetonových konstrukcí se zohledněním trvanlivosti – stav problematiky ve světě

Existuje několik studií, které se věnují hodnocení betonu či železobetonových konstrukcí z hlediska environmentálních dopadů a/nebo ceny a zohledňují přitom nějakým způsobem trvanlivost tohoto betonu či železobetonové konstrukce.

Často je hodnocen pouze beton a je řešena optimalizace jeho složení. Jedná se tedy o multikriteriální hodnocení materiálu, kdy jsou zohledněny jeho mechanické vlastnosti (pevnost, modul pružnosti), cena, environmentální náročnost a odolnost vůči degračním vlivům, obvykle vůči karbonataci. Na základě těchto kritérií optimalizují složení betonu například studie [62] nebo [94]. Studie [94] porovnává celkem 28 směsí a mimo jiné zkoumá, jaký vliv na výsledné pořadí těchto směsí mají zvolené váhy jednotlivých kritérií (cena, pevnost, trvanlivost, environmentální hledisko). Ve čtyřech scénářích je vždy jedno z těchto kritérií považováno za více důležité. Hodnocení jednotlivých variant se samozřejmě liší na základě zvolených vah kritérií, přičemž podobně jsou varianty seřazeny v případě většího důrazu na cenu a většího důrazu na environmentální dopady. Varianty, které se umístily na předních příčkách v případě důrazu na mechanické vlastnosti, byly dobře hodnoceny i v případě důrazu na trvanlivost. Z výsledků této studie tedy plyne, že beton s nižší jednotkovou cenou způsobí obvykle menší environmentální dopady při výrobě jeho jednotkového množství. Z hlediska pevnosti a trvanlivosti byl však takový beton hodnocen spíše průměrně. Naopak beton, který byl výborně hodnocen z hlediska mechanických vlastností a trvanlivosti, byl z hlediska ceny a dopadů na životní prostředí hodnocen spíše průměrně. Je však třeba poznamenat, že při návrhu železobetonové konstrukce by použití betonu s větší pevností vedlo k redukci rozměrů nosných prvků a vyšší trvanlivost by zase umožnila snížení tloušťky krycí vrstvy a redukci nutných oprav v průběhu života konstrukce. Multikriteriální optimalizací betonové směsi se zabývají také studie [68], [118] a [188]. Studie [68] se věnuje betonu s recyklovaným kamenivem, popílkem a struskou. Předmětem studie [188] je beton obsahující mikrosiliky a studie [118] řeší optimální složení vláknobetonu s recyklovaným kamenivem a popílkem. V rámci environmentálního kritéria uvažují studie [68] a [118] produkci oxidu uhličitého CO₂ a spotřebu surovin, studie [188] dokonce uvažuje pouze produkci oxidu uhličitého. Jedná se o významné a v poslední době velmi aktuální problémy životního prostředí, nicméně vhodnější je zohlednit i další environmentální vlivy, jako je například acidifikace životního prostředí nebo tvorba fotooxidantů.

Hodnocení a optimalizace betonu různého složení jsou ve většině studií vztaženy na 1 m³ betonu. Pouze studie [118] vztahuje environmentální dopady také na MPa pevnosti nebo kNm únosnosti jednoduché konstrukce. Výběr nejvhodnějšího složení betonu je třeba řešit v rámci konkrétní železobetonové konstrukce. Optimalizace samotných betonových směsí bez vazby na konstrukci může sloužit spíše pro identifikaci takových receptur, jejichž výsledky jsou podprůměrné ve všech hodnocených kritériích. Takové receptury je potom možno zcela vyřadit při optimalizaci železobetonové konstrukce, čímž se sníží počet uvažovaných variant a tím náročnost výpočtu.

Studie [79], [108] a [177] se již zabývají hodnocením celé železobetonové konstrukce. Studie [108] se zabývá optimalizací železobetonové desky z hlediska environmentálních dopadů se zohledněním její předpokládané životnosti. Jsou zde uvažovány základní dopady na životní prostředí

(globální oteplování a změna klimatu, acidifikace a eutrofizace životního prostředí, tvorba fotooxidantů a spotřeba surovin). Pro odhad životnosti je uvažováno působení karbonátů. Životnost je zohledněna dvěma různými způsoby – nejprve úpravou tloušťky krycí vrstvy tak, aby životnost všech variant byla stejná. V druhém případě jsou environmentální dopady způsobené výrobou konstrukce přepočteny na roky životnosti. Výsledky se liší v závislosti na uvažovaném přístupu, v případě úpravy tloušťky krycí vrstvy je výsledek ovlivněn životností velmi málo, v případě přepočtu environmentálních dopadů na roky je vliv životnosti značný. Oba tyto přístupy jsou poněkud problematické, zejména v případě, že se pevnosti betonu jednotlivých variant výrazněji liší. Tloušťka krycí vrstvy nezávisí pouze na požadavcích z hlediska trvanlivosti, a tak je možné snížení její tloušťky omezeno. Redukce objemu betonu potom nemusí být příliš výrazná. Naopak v případě přepočtu environmentálních dopadů na roky životnosti dochází k velkému zvýhodnění variant s vysokou životností, přičemž takto dlouhá životnost často není požadována a často neodpovídá morální životnosti konstrukce.

Studie [177] se zabývá udržitelností konstrukcí z betonu obsahujícího popílek. Sleduje všechny tři pilíře udržitelného rozvoje: ekonomický, environmentální a sociální. Environmentální hledisko zahrnuje vliv na globální oteplování a změnu klimatu, acidifikaci a eutrofizaci životního prostředí, tvorbu fotooxidantů a spotřebu surovin. Sociální hledisko je vyjádřeno vlivem na potřeby obyvatel, na vzdělání a kulturu a na životní podmínky. Cenu konstrukce zohledňuje ekonomické hledisko. V rámci studie je navržena mostní konstrukce v 5 variantách lišících se obsahem popílku v betonu (stupněm nahrazení cementu popílkem). Životnost konstrukce je zohledněna přepočtem sociálního, environmentálního a ekonomického vlivu na roky. Studie [79] se také zabývá ekonomickým, environmentálním i společenským hlediskem, ale k zohlednění trvanlivosti je zde volen jiný přístup. V rámci studie je navrženo několik variant budovy, které se liší konstrukcí střechy (ocelový příhradový rám nebo dřevěný příhradový rám), konstrukcí stěn (např. zděná stěna se vzduchovou mezerou nebo betonové bloky) a složením betonu základové desky (do porovnání jsou zařazeny varianty, v nichž je cement částečně nahrazen popílkem nebo vysokopeční struskou). Tyto varianty jsou potom hodnoceny z mnoha hledisek příslušejících některému z pilířů udržitelného rozvoje. Mezi hodnotící kritéria patří například využití krajiny, produkce emisí CO₂, vliv na acidifikaci a eutrofizaci životního prostředí, produkce odpadu, kvalita vnitřního prostředí, tepelný komfort, hluk a náklady životního cyklu konstrukce. Hodnotící kritéria byla normována tak, aby jejich hodnoty byly na stupnici od 0 do 5 a z těchto hodnot bylo následně spočteno celkové skóre udržitelnosti pro jednotlivé varianty. Dále byla přibližně spočtena životnost budovy a jednotlivé konstrukční varianty byly rozděleny do 4 kvadrantů na základě této životnosti a na základě skóre udržitelnosti. Tím byly vybrány nejvhodnější varianty, jejichž životnost i skóre udržitelnosti byly nadprůměrné. Obě studie jsou velmi komplexně zaměřené a hodnotí velký počet kritérií, včetně poměrně obtížně definovatelného společenského hlediska. V porovnávaných variantách se železobetonová konstrukce liší pouze složením betonu. Předmětem těchto studií tedy není podrobná analýza a optimalizace z hlediska pevnostní třídy betonu a z hlediska vyztužení. Je třeba poznamenat, že při detailnější optimalizaci železobetonové konstrukce a zařazení více proměnných do výpočtu by značně narostla náročnost celého výpočetního procesu a například při softwarovém řešení by mohlo docházet k neúnosně dlouhé době výpočtu. Proto je výhodnější optimalizovat jednotlivé části stavebního objektu zvlášť, pokud je to možné. Ve výše uvedené studii by například bylo efektivní zabývat se zvlášť optimalizací střešní konstrukce, konstrukcí stěn a základové konstrukce. Při takovém přístupu nebude třeba se zabývat různými kombinacemi řešení střešní, stěnové a základové konstrukce a zvýší se tak kapacita pro detailnější optimalizaci každé z těchto částí. Nejprve by tedy bylo nalezeno nejvýhodnější řešení střešní konstrukce. Pro konstrukci stěn by dále bylo uvažováno zatížení již definovanou střešní konstrukcí. Stejně tak po nalezení nejvhodnější varianty pro konstrukci stěn by následně základová konstrukce byla optimalizována s již známým zatížením od zbylých konstrukcí.

1.6 Environmentální a ekonomické hodnocení železobetonových konstrukcí se zohledněním trvanlivosti – stav problematiky v České republice

V České republice se hodnocením konstrukcí z hlediska environmentálních dopadů a trvanlivosti zabývá pouze několik studií, například studie [71], [72] a [162]. Tyto tři studie byly vytvořeny na stejném pracovišti a prezentují stejnou ústřední myšlenku, která je postupně rozvíjena a aplikována na různých příkladech. Studie se zabývají optimalizací materiálů a konstrukcí z hlediska materiálových vlastností, životnosti a environmentálních dopadů. Optimalizační metoda vychází z obecného vztahu pro výpočet potenciálu udržitelnosti Ω publikovaného ve studii [117]:

$$\Omega = \frac{\text{Životnost} \cdot \text{Materiálové (resp. konstrukční) vlastnosti}}{\text{Environmentální dopady}} = \frac{L \cdot R}{E} \quad (1.95)$$

Materiálovými vlastnostmi jsou zpravidla myšleny mechanické vlastnosti, jako je pevnost či modul pružnosti. Pokud je řešena celá konstrukce, jedná se o vlastnosti konstrukce jako je únosnost, přetvárnost a další vlastnosti. Tento vztah byl následně autory studie upraven tak, aby udržitelnost vycházela jako bezrozměrné číslo:

$$k_{TU} = \frac{\frac{L}{L_{ref}} \cdot \frac{R}{R_{ref}}}{\frac{E}{E_{ref}}} \quad (1.96)$$

kde k_{TU} je koeficient udržitelnosti, L je životnost materiálu či konstrukce, R vyjadřuje vlastnosti materiálu či konstrukce, E vyjadřuje environmentální dopady plynoucí z výroby uvažované jednotky konstrukce či materiálu a L_{ref} , R_{ref} a E_{ref} jsou referenční hodnoty životnosti, vlastností a environmentálních dopadů. Referenční hodnoty lze určit na základě úvahy autora nebo dle jedné z materiálových či konstrukčních variant. Uvedený přístup studie prezentují na příkladech optimalizací betonových směsí, přičemž jako referenční variantu uvažují beton obsahující jako pojivo pouze cement. Tento beton je následně porovnáván s betony jiného složení, ve kterých je cement částečně nahrazen popílkem nebo struskou. Materiálové vlastnosti jsou v porovnání reprezentovány krychelnou pevností v tlaku. Environmentální dopady jsou zastoupeny produkcí oxidu uhličitého a vyjádřeny ve formě ceny za emisní povolenky.

Prezentovaná metoda je dobrým nástrojem pro optimalizaci betonových směsí. V případě uvažování většího množství materiálových vlastností by bylo třeba tyto vlastnosti vyjádřit jednou hodnotou pomocí vydělení referenčními hodnotami a následného zprůměrování váženým průměrem. V případě environmentálních dopadů by bylo vhodnější uvažovat také emise dalších škodlivých látek a další dopady na životní prostředí. V tom případě by bylo třeba hodnoty jednotlivých environmentálních dopadů vydělit jejich referenčními hodnotami a následně vyjádřit váženým průměrem. Environmentální hledisko by tak už nebylo vyjádřeno cenou.

V případě hodnocení celé konstrukce by bylo použití tohoto postupu komplikovanější při hodnocení vlastností konstrukce. Zde totiž neplatí, že nejvýhodnější je řešení s nejvyšší únosností. Pokud by únosnost konstrukce byla výrazně větší oproti účinkům působícího zatížení, jednalo by se o nevhodný návrh a také jeho environmentální dopady by byly zbytečně velké. K dostatečné únosnosti je třeba přistupovat jako k podmínce, která musí být splněna. Stejně je třeba přistupovat i k podmínkám použitelnosti, jako je například průhyb ohýbané konstrukce. Varianty, které nesplňují tyto podmínky je třeba z výpočtu vyloučit a kritéria únosnosti a použitelnosti by se následně neměla uplatnit při výpočtu udržitelnosti, protože zbytečně velké rezervy konstrukce nejsou žádoucí. Vlastnosti konstrukce tak mohou reprezentovat další uživatelské požadavky, jako je například kvalita povrchů.

1.7 Stanovení hlavních cílů disertační práce

Většina výše zmíněných studií se zabývá buďto environmentálními dopady výstavby nebo trvanlivostí železobetonových konstrukcí a degradačními procesy, které se těchto konstrukcí týkají. Pouze několik studií se zabývá trvanlivostí železobetonových konstrukcí a zároveň environmentálními dopady, které způsobí jejich výstavba. Často se jedná pouze o zhodnocení určité betonové směsi (obsahující například odpadní materiály nebo speciální vlákna) z hlediska odolnosti vůči degradačním jevům a z hlediska environmentálních dopadů.

Několik studií se věnuje optimalizaci železobetonových konstrukcí z ekonomického a environmentálního hlediska. Obvykle je však hodnocen pouze vliv na globální oteplování a environmentální hledisko reprezentuje množství vyprodukovaných emisí oxidu uhličitého. Komplexnější hodnocení vlivů na životní prostředí zde často chybí. V rámci rešeršní činnosti nebyla dohledána žádná studie, která by se zabývala detailním postupem pro optimalizaci běžné železobetonové konstrukce (včetně optimálních rozměrů a optimálního množství výztuže) z hlediska celkového environmentálního dopadu a z hlediska ceny a která by zároveň zohledňovala trvanlivost této konstrukce.

Dalším problémem je skutečnost, že v rámci různých odborných publikací jsou aplikovány rozličné postupy a využity různé zdroje dat pro hodnocení vlivů na životní prostředí. Tyto studie pak poskytují často velmi rozdílné výsledky. Normy týkající se této problematiky poskytují pouze obecný postup pro kvantifikaci a hodnocení environmentálních dopadů. Neposkytují žádný podrobnější návod pro výpočet environmentálních dopadů, které způsobí výstavba železobetonové konstrukce, protože se věnují obecně všem výrobkům. Upřesňující pravidla produktové kategorie (viz kapitola 2.1.4) také obsahují spíše obecnější pokyny, i když jsou již zaměřena na konkrétní skupinu výrobků. Je proto žádoucí, aby existoval jednoduchý a v praxi použitelný postup pro kvantifikaci environmentálních dopadů souvisejících s výstavbou železobetonové konstrukce.

Na základě těchto závěrů z provedené rešerše byly stanoveny následující cíle disertační práce:

- 1) Vytvoření metodiky pro kvantifikaci environmentálních dopadů souvisejících s výstavbou železobetonové konstrukce včetně výpočetních vztahů v takové podrobnosti, aby poskytovala přehledný návod pro použití v praxi. Zároveň je třeba analyzovat vliv vstupních dat na výsledek a formulovat doporučení ohledně jejich zdroje pro jednotlivé části výrobního cyklu železobetonové konstrukce.
- 2) Vytvoření podobné metodiky pro kvantifikaci emisí oxidu uhličitého. V současné době je často požadováno vykazovat pouze emise oxidu uhličitého, nikoli celkové environmentální dopady. Tento přístup samozřejmě není komplexní, protože jsou opomenuty emise ostatních škodlivých látek. Oxid uhličitý má ale výrazný vliv na globální oteplování, což je zásadní environmentální problém současné doby, proto i tento částečný monitoring environmentálního dopadu má smysl a představuje přínos k obecnému postoji společnosti vůči ochraně životního prostředí.
- 3) Výběr matematických modelů průběhů degradačních jevů, které lze v praxi snadno použít pro přibližné určení životnosti železobetonové konstrukce. Vzhledem k velké obsáhlosti této problematiky se bude tato práce zabývat pouze karbonatací betonu a okrajově korozí ocelové výztuže, ostatní degradační jevy nebudou uvažovány.
- 4) Stručná analýza možností optimalizace konstrukce z hlediska environmentálních vlivů a její ceny. Ekonomické kritérium není možno ignorovat a výběr nejvhodnější konstrukční varianty musí tedy zahrnovat i toto hledisko.
- 5) Stručná analýza možností optimalizace železobetonové konstrukce se zohledněním její předpokládané životnosti.
- 6) Vývoj softwarového nástroje pro optimalizaci železobetonové konstrukce, který umožní automatizovaný výběr nejvhodnější konstrukční varianty z hlediska environmentálních dopadů a ceny se zohledněním trvanlivosti.

2 Použité postupy

2.1 Postup hodnocení konstrukcí z hlediska dopadů na životní prostředí

V posledních desetiletích nabývá otázka ochrany životního prostředí a uvážlivého využívání zdrojů na čím dál větší důležitosti. Postupně byly definovány principy udržitelného rozvoje, jehož hlavním cílem je plnit potřeby současné generace tak, aby nebyly ohroženy potřeby generací následujících. To obnáší především snahu o zachování přírodních podmínek a také o co nejehospodárnější čerpání kapacit životního prostředí - nejen surovin, ale také například prostoru pro ukládání odpadů. Aby bylo možno různé produkty hodnotit z hlediska vlivů na životní prostředí, bylo třeba specifikovat postupy pro tato hodnocení a stanovit pravidla, při jejichž splnění lze určité výrobky označit jako environmentálně šetrné. To vedlo ke vzniku norem, které se touto problematikou zabývají. Kapitola 2.1 byla vypracována převážně s využitím norem [4] - [9] a publikací [91] a [92].

2.1.1 Environmentální značení a normy týkající se problematiky

Environmentální prohlášení výrobků jsou ošetřena normami, které stanovují pravidla pro různé typy environmentálních značení. Hlavní zásady pro používání těchto značení jsou stanoveny v normě ČSN ISO 14020 [6], jednotlivými typy značení se potom podrobněji zabývají normy ČSN ISO 14021, ČSN ISO 14024 a ČSN ISO 14025 ([7]- [9]).

Značení prvního typu je také nazýváno jako tzv. ekoznačka a zabývá se jím norma ČSN ISO 14024. Pokud je výrobek takto označen, znamená to, že splňuje určitá environmentální kritéria, která jsou stanovena v příslušné technické směrnici pro danou kategorii produktu. Environmentální požadavky obsahují konkrétní pravidla například ohledně spotřeby energie a surovin a jejich obnovitelnosti nebo ohledně emisí škodlivých látek do vody, ovzduší a půdy. Dle příslušné normy by měl být zohledněn, pokud možno, celý životní cyklus výrobku - získání surovin, výroba, distribuce, používání a likvidace. Cílem tohoto environmentálního značení je snadná a jednoznačná identifikace produktů, které jsou šetrnější vůči životnímu prostředí v porovnání s jinými produkty téže kategorie, které toto značení nemají. Existuje mnoho značek, označujících takto výrobky - například Ecolabel EU, Der Blaue Engel, Green Seal, EcoLogo nebo Nordic Swan. V ČR se kromě evropského značení používá i české značení Ekologicky šetrný výrobek.

Jako značení druhého typu je nazýváno vlastní environmentální tvrzení výrobce. Ten prohlašuje, že výrobek má určitou vlastnost, která jej činí šetrnějším vůči životnímu prostředí. Toto tvrzení by mělo být vždy podloženo odborným hodnocením. Tento typ značení je ošetřen normou ČSN ISO 14021, která obsahuje popis vybraných termínů užívaných pro environmentální tvrzení, odůvodnění pro jejich použití a vyhodnocovací a ověřovací metodiku pro ně. Hlavním přínosem je sjednocení těchto označení, jejich specifikace a zabránění používání zavádějících označení pro výrobky. V normě jsou specifikována například označení, že výrobek je kompostovatelný, rozložitelný, recyklovatelný, s prodlouženou životností, opakovaně použitelný a plnitelný, s nižší spotřebou energie či vody nebo s nižší produkcí odpadu [7].

V rámci environmentálního značení třetího typu jsou pro výrobek uvedeny a kvantifikovány informace o jeho životním cyklu ve vztahu k životnímu prostředí. Toto značení se nazývá Environmentální prohlášení o produktu a je označováno zkratkou EPD (Environmental Product Declaration). Tento typ značení neurčuje, že daný výrobek je environmentálně šetrný, ale pouze poskytuje informace o vlivech na životní prostředí. Podkladem pro sestavení EPD je studie LCA (Life Cycle Assessment), která analyzuje dopady výrobku na životní prostředí v rámci jeho celého životního cyklu. Tato studie se vypracovává podle norem ČSN EN ISO 14040 [4] (obsahuje základní pravidla pro sestavení studie) a ČSN EN ISO 14044 [5] (obsahuje podrobnější požadavky pro vypracování).

2.1.2 Základní principy LCA analýzy

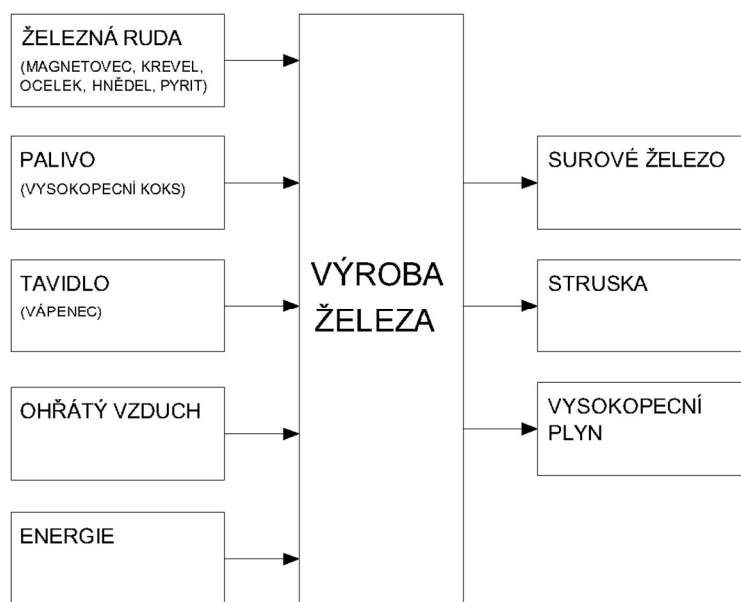
Studie LCA je metoda posuzování environmentálního dopadu produktu, která obvykle uvažuje celý jeho životní cyklus nebo alespoň jeho významnou část. Do hodnocení je tedy kromě samotné výroby zahrnuto získávání surovin, jejich doprava na místo zpracování, zpracování surovin na výchozí materiály, případné skladování, užívání produktu a případné opravy či údržba, a nakonec odstranění produktu včetně recyklace jeho částí. Obvykle se hodnocení provádí od získávání surovin až po odstranění, tzv. od kolébky do hrobu (from cradle to grave). V některých případech, kdy nelze dostatečně spolehlivě předpovědět průběh fáze užívání, se hodnocení provádí ve zkrácené formě: buďto od získávání surovin do okamžiku, kdy výrobek opustí výrobu, tzv. od kolébky k bráně (from cradle to gate) nebo od získávání surovin do přepravení výrobku na místo použití, tzv. od kolébky na místo stavby (from cradle to site). Studie LCA umožňuje nalézt ve výrobě procesy, které mají, co se týče dopadů na životní prostředí, největší rezervy. Stejně tak slouží jako podklad pro návrh environmentálně šetrného produktu, pro vytvoření EPD nebo pro rozhodnutí o tom, zda je možné daný produkt opatřit ekoznačkou.

V rámci LCA jsou dopady na životní prostředí popsány pomocí tzv. kategorií dopadu. Kategorií dopadu je myšlen určitý nežádoucí proces probíhající v životním prostředí, ke kterému dochází v důsledku lidské činnosti nebo který je lidskou činností podporován. Kategorie dopadu, které jsou při zpracovávání LCA nejčastěji uvažovány, jsou popsány v kapitole 4.1. Jedná se o úbytek surovin, globální oteplování, acidifikaci a eutrofizaci životního prostředí, úbytek stratosférického ozonu a vznik fotooxidantů. Někdy jsou používány i další kategorie dopadu jako humánní toxicita a vliv na lidské zdraví, ekotoxicita (toxické působení vůči ekosystémům), uvolňování prachových částic, vznik ionizačního záření a problém nadměrného či nevhodného využívání krajiny.

Při sestavování studie se životní cyklus produktu modeluje ve formě tzv. produktového systému. Produktový systém sestává ze souboru jednotkových procesů, které představují nejmenší prvky, které jsou v tomto systému uvažovány (nejsou již dále děleny na dílčí procesy). Jednotkové procesy jsou děje, které probíhají v rámci jednotlivých fází životního cyklu produktu a které přeměňují určité vstupy na výstupy. Procesy jsou vzájemně propojeny tzv. toky, které představují výstup z předchozího procesu a zároveň vstup do procesu následujícího. Jako příklad lze uvést proces výroby cementu, jehož výstupem je surovina, která je však zároveň vstupní surovinou do procesu výroby betonu.

Tok, který spojuje jednotkové procesy v rámci produktového systému, se nazývá tok meziproductů, přičemž meziproductem je myšlen základní materiál (například složky betonu), montážní součásti (například ocelový příhradový vazník) nebo další produkty tvořící části produktu výsledného. Vzájemně propojené jsou však i celé produktové systémy. Obvyklým případem je využití druhotných materiálů, které vznikají jako odpad při výrobě jiného produktu. Jako příklad lze uvést přísady do betonu, které jsou často odpadem při jiné výrobě (mikrosilika jako odpad z hutnických provozů, popílek jako odpad z uhelných elektráren).

Toky, které spojují celé produktové systémy, se označují jako produktové toky. Při modelování produktových systémů se také můžeme setkat s toky, které jsou sice potřebné pro výrobu, ale nejsou obsaženy ve finálním produktu. Takové toky se nazývají pomocné a obvykle se jedná o energetické toky (toky vyjádřené jednotkou energie), vodu (například voda pro ošetřování betonu při tuhnutí a tvrdnutí), katalyzátory chemických reakcí nebo obalový materiál. Součástí produktového systému jsou také toky, které překračují jeho hranice a spojují jej s okolním prostředím. Tyto toky jsou označovány jako elementární toky a jsou definovány jako vstupy, které dosud neprodělaly zásah lidskou činností nebo naopak výstupy, které již člověkem nebudou přeměňovány. Elementárními vstupy jsou suroviny a energie získaná přímo z okolního prostředí (například ze slunečního záření), elementárními výstupy potom emise do ovzduší, vody a půdy, případně uvolněné záření.



Obrázek 2.1: Příklad vstupů a výstupů procesu (zde výroba železa)

Na výše uvedeném schématu (**Obrázek 2.1.**) je znázorněn příklad vstupů a výstupů do procesu výroby surového železa. Hlavní vstupní surovinou je v tomto případě železná ruda a palivo. Dále je jako pomocná surovina použit vápenec, který vytváří strusku potřebnou pro ochranu surového železa. Dalšími vstupy jsou energie a ohřátý vzduch, který se vhání do vysoké pece, ve které se železo vyrábí. Hlavním výstupem je surové železo, vzniká ale také struska a vysokopeční plyn. Oba tyto výstupy je možné dále využít v jiných procesech – vysokopeční plyn se používá pro vyhřívání pecí, struska se přidává do cementu pro úpravu jeho vlastností.

2.1.3 Obecný postup pro vypracování studie LCA

Fáze studie LCA jsou celkem čtyři: Definice cíle a rozsahu, inventarizační analýza (life cycle inventory = LCI), posouzení dopadů (life cycle impact assessment = LCIA) a interpretace výsledků. V některých případech se vypracovává pouze studie LCI, která na rozdíl od studie LCA neobsahuje posouzení dopadů a sestává tedy pouze ze tří fází.

Definice cíle a rozsahu

Tato část studie zahrnuje základní informace o hodnoceném produktu, způsobu vypracovávání studie a uvažovaných předpokladech. Stanovení cíle dle ČSN ISO 14040 zahrnuje specifikaci zamýšleného použití studie, důvody pro vypracování studie a informaci o tom, kdo bude seznámen s jejími výsledky a zda bude s výsledky seznámena i veřejnost v rámci tzv. porovnávacích tvrzení. Porovnávacím tvrzením se zde rozumí prohlášení, kterým je nějaký produkt v porovnání s jiným produktem se stejnou funkcí označen jako lepší, horší nebo stejný z hlediska dopadů na životní prostředí.

Dále je třeba uvést základní informace o hodnoceném produktu a jeho funkci. V rámci specifikace produktu se stanoví tzv. funkční jednotka, což je výkon produktového systému, ke kterému budou v dalších fázích výpočtu vztaženy vstupy a výstupy. Funkční jednotku je třeba určit kvůli možnému porovnávání různých produktů. Množství produktu, které je potřebné pro tento výkon se označuje jako tzv. referenční tok. Jako příklad lze uvést porovnání téže konstrukce zhotovené z různých druhů betonu (například běžný beton a vysokohodnotný beton). Funkční jednotkou je v tomto případě například určitá podlahová plocha konstrukce (v m²). Referenčním tokem je potom množství materiálu spotřebované

na tuto konstrukci (v m³), přičemž je zřejmé, že vysokohodnotného betonu bude kvůli jeho lepším vlastnostem spotřebováno méně. V případě, že je hodnocení prováděno pouze pro určitou část životního cyklu produktu (from cradle to gate, from cradle to site), používá se místo pojmu funkční jednotka označení deklarovaná jednotka.

Hranice systému jsou určeny množstvím uvažovaných souvisejících procesů a časovým a geografickým rozsahem. Geografická specifikace je třeba pro určení lokality, ve které budou hodnoceny environmentální dopady. Dopady mohou být hodnoceny na úrovni lokální, regionální, státní, kontinentální či globální. Také je třeba zohlednit druh energetických zdrojů v dané lokalitě a významnost jednotlivých environmentálních dopadů v ní (například náchylnost vod a půd k acidifikaci). Časovým rozsahem se rozumí délka uvažovaného životního cyklu, tedy zda bude uvažován celý (from cradle to grave) nebo pouze jeho část (from cradle to gate, from cradle to site).

Při výběru procesů, které budou v rámci studie uvažovány, je třeba rozumně volit mezi přesností výpočtu a jeho komplikovaností. Procesy, jejichž vliv na životní prostředí je v porovnání s ostatními zanedbatelný, je možné z analýzy vyloučit. Někdy se vyloučení procesů provádí dle procentuálního podílu hmotnosti jejich vstupů a výstupů na celkové hmotnosti vstupů a výstupů. Procentuální hranice, dle které se určí, zda bude proces do analýzy zahrnut, se nazývá cut-off kritérium. Použití tohoto postupu je však nutno důkladně zvážit, protože jeho aplikace na toky některých (především toxických) látek může vést ke značnému zkreslení výsledků.

Inventarizační analýza

Cílem této fáze analýzy LCA je kvantifikovat toky v produktovém systému, což obnáší určení množství spotřebovaných surovin a uvolněných emisí do životního prostředí. Prvním krokem této fáze je sestavení modelu produktového systému a shromáždění potřebných údajů o vstupech a výstupech jednotlivých procesů. Následně je třeba tyto vstupy a výstupy kvantifikovat na základě množství produktu či meziprojektu příslušejícího danému procesu.

Často je při těchto výpočtech nutné uplatnit alokaci, což je rozdělení toku mezi více produktů nebo meziprojektů. K alokaci je třeba přistoupit v případě, že výsledkem nějakého procesu je více různých produktů nebo naopak v případě několika paralelních vstupů. Častým důvodem pro její použití je také recyklace materiálů a vyřazených produktů ve výrobě. Příkladem více produktů z jednoho procesu je výše uvedená výroba železa, při které vzniká kromě surového železa také struska a vysokopecní plyn. Více paralelních vstupů je například v případě společného čištění odpadních vod z více průmyslových závodů nebo využívání energie z více zdrojů. Recyklace se používá například při výrobě betonu, kdy je voda, používaná pro čištění autodomývačů a čerpadel, následně používána jako voda záměsová. Ve všech těchto případech je třeba určit, jak velký podíl má hodnocený produkt na celkovém environmentálním dopadu procesu. Tento podíl se označuje jako alokační faktor (AF) a obvykle se určuje na základě hmotnosti, objemu či ceny produktů. Způsob určení alokačního faktoru se uvádí v informacích o rozsahu studie a je třeba jej důkladně zvážit, protože různé alokační postupy poskytují rozdílné výsledky.

Po stanovení vstupů a výstupů jednotkových procesů se vypočítají elementární toky produktového systému. Tento soubor hodnot je výsledkem inventarizační analýzy a je označován jako tzv. inventarizační faktor nebo také ekovektor. Výsledky inventarizační analýzy se obvykle udávají ve formě tzv. inventarizačních tabulek. Ty obsahují ve sloupcích jednotlivé meziprojektu a v řádcích jednotlivé elementární toky těchto meziprojektů (spotřebu surovin a emise do životního prostředí). Tabulky poskytují přehled o tom, jaké meziprojektu představují pro životní prostředí největší zátěž.

Posouzení dopadů

V tomto kroku se zpracovávají výsledky inventarizační analýzy do takové formy, ze které je zřejmý vliv na jednotlivé kategorie dopadu. Tento výstup se nazývá charakterizační profil a obsahuje hodnoty indikátorů jednotlivých kategorií dopadu. Na **Obrázku 2.2** je příklad charakterizačního profilu pro betonové tvarovky z české databáze EPD stavebních materiálů Envimat [199]. Indikátor kategorie

dopadu je určitá měřitelná veličina, pomocí které je možné pozorovat změny v životním prostředí. Jeho hodnota udává míru poškození životního prostředí, ke kterému dochází při dané lidské činnosti. Indikátory kategorií dopadu mohou být midpointové nebo endpointové.

Parametr	Hodnota	Jednotka
Svázaná energie (PEI):	0,757722	MJ/kg
Svázané emise CO ₂ (GWP):	0,12127	kg CO ₂ ekv./kg
Svázaná emise SO ₂ (AP):	0,24332	g SO ₂ ekv./kg
EP:	0,079	g (PO ₄) ³⁻ ekv./kg
ODP:	0,0000044425	g R-11 ekv./kg
POCP:	0,010497	g C ₂ H ₄ ekv./kg

Obrázek 2.2: Příklad charakterizačního profilu [199]

Midpointové indikátory kategorií dopadu jsou založeny na měřitelných vlastnostech určité látky a na jejím vlivu na životní prostředí. Tyto indikátory vycházejí z exaktních fyzikálních, chemických a biologických jevů v životním prostředí a při jejich aplikaci se jednotlivé elementární toky porovnávají vždy s danou referenční látkou pro určitou kategorii dopadu. Na každém environmentálním dopadu se totiž vždy podílí více druhů látek, přičemž některé jsou pro životní prostředí škodlivější více a jiné méně. Všechny toky, které ovlivňují určitý environmentální aspekt, se tedy převádějí na ekvivalentní množství referenční látky.

Endpointové indikátory kategorie dopadu jsou založené přímo na pozorování měřitelných změn v životním prostředí. Tyto indikátory se používají méně, protože oproti midpointovým je jejich aplikace složitější a je třeba pracovat s velkým množstvím nejistot. Pro zpracování EPD se proto nepoužívají a uplatňují se spíše ve složitějších výzkumných analýzách. V **Tabulce 2.1** jsou uvedeny příklady midpointových a endpointových indikátorů pro jednotlivé kategorie dopadu. Tabulka byla zpracována s využitím [91].

Tabulka 2.1: Příklady endpointových a midpointových indikátorů kategorií dopadů.

Kategorie dopadu	Midpointový indikátor	Endpointový indikátor
Globální oteplování a klimatické změny	Emise skleníkových plynů	Zvýšení průměrné teploty, zvýšení hladiny oceánů, tání ledovců
Humánní toxicita	Množství toxických látek (např. 1,4-dichlorbenzen, olovo, rtuť...)	Zkrácení doby průměrného dožití, počet roků života ovlivněných nezpůsobilostí DALY (disability adjusted life years)
Ekotoxicita	Množství toxických látek (např. 1,4-dichlorbenzen, olovo, rtuť...)	Podíl ovlivněných druhů organismů PAF (potentially affected fraction), podíl chybějících druhů PDF (potentially disappeared fraction)
Úbytek stratosférického ozonu	Rozklad molekul ozonu	Lidské zdraví (DALY), zdraví ekosystémů (PAF, PDF)

Acidifikace	Počet potenciálně uvolněných protonů po jejich úplné disociaci vztahený k molární hmotnosti látky	Podíl chybějících druhů PDF
Eutrofizace	Ekvivalentní množství biodostupného fosforu či dusíku, úbytek kyslíku	Podíl chybějících druhů PDF
Tvorba fotooxidantů	Nárůst koncentrace troposférického ozonu	Lidské zdraví (DALY)
Úbytek surovin	Množství surovin	Množství energie potřebné na získávání surovin v budoucnosti (předpokládá se náročnější získávání hůře dostupných surovin)

Prvním krokem při posuzování dopadů na životní prostředí je klasifikace, která obnáší přiřazení jednotlivých elementárních toků ke kategoriím dopadu, které ovlivňují. Například tedy emise oxidu uhličitého CO₂ jsou přiřazeny do kategorie dopadu globální oteplování a emise oxidu siřičitého SO₂ se přiřadí k acidifikaci. Některé látky mohou zároveň spadat do několika kategorií dopadu, například oxid dusný N₂O se podílí na globálním oteplování i na úbytku stratosférického ozonu.

Následně se kvantifikuje vliv jednotlivých elementárních toků na kategorie dopadu. Tento proces se nazývá charakterizace a postupuje se při něm podle tzv. charakterizačního modelu. Charakterizační model určité kategorie dopadu je soubor hodnot, které vyjadřují schopnost různých látek škodit v rámci této kategorie dopadu. Pomocí těchto hodnot, tzv. charakterizačních faktorů (CF), se jednotlivé látky převádějí na ekvivalentní množství látky referenční. V **Tabulce 2.2** jsou uvedeny referenční látky pro jednotlivé kategorie dopadu.

Tabulka 2.2: Referenční látky pro midpointové indikátory kategorií dopadu

Kategorie dopadu	Referenční látka
Globální oteplování a klimatické změny	Oxid uhličitý CO ₂
Humánní toxicita	1,4-dichlorbenzen (1,4DCB)
Ekotoxicita	1,4-dichlorbenzen (1,4DCB)
Úbytek stratosférického ozonu	CFCl ₃ (CFC-11, R11)
Acidifikace	Oxid siřičitý SO ₂
Eutrofizace	Fosforečnanový aniont PO ₄ ³⁻
Tvorba fotooxidantů	Ethen C ₂ H ₄
Úbytek surovin	Antimon Sb

Výsledek indikátoru kategorie dopadu, což je výstup z procesu hodnocení dopadů na životní prostředí, se vypočte podle následujícího vztahu [92]:

$$Y_i = CF_{1,i} \cdot \Sigma m_1 + CF_{2,i} \cdot \Sigma m_2 + \dots + CF_{n,i} \cdot \Sigma m_n \quad (2.1)$$

kde Y_i je hodnota indikátoru i -té kategorie dopadu, CF je charakterizační faktor a m je množství elementárního toku určité látky.

Existuje více charakterizačních modelů, některé jsou založené na midpointových indikátorech, jiné na endpointových. V normě, která stanovuje pravidla pro tvorbu EPD (ČSN ISO 140 25), není uvedeno,

kteře charakterizační modely by se měly používat. Norma pouze stanovuje, které kategorie dopadu by se pro tvorbu EPD měly uvažovat. Jedná se o globální oteplování a změnu klimatu, acidifikaci, eutrofizaci, úbytek stratosférického ozonu, tvorbu fotooxidantů a úbytek surovin. Volba charakterizačního modelu pro jednotlivé kategorie dopadu je uvedena v Pravidlech produktové kategorie PCR (Product Category Rules) pro konkrétní skupiny výrobků (více v kapitole 2.1.4).

Interpretace

V rámci poslední fáze studie LCA jsou obvykle shrnuty výsledky, formulována doporučení a také provedeny určité kontroly, které slouží k ověření správnosti a spolehlivosti provedení studie. Tyto výsledky by měly být vždy v souladu s definovaným cílem a rozsahem, které jsou stanoveny na začátku studie. Důležitou součástí výsledků studie je identifikace významných problémů. Ty jsou získány analýzou dat z inventarizační analýzy (LCI) a z hodnocení dopadů na životní prostředí (LCIA). Jejich podstatou je obvykle identifikace hodnot, které jsou v porovnání s ostatními výraznější. Nejčastěji se jedná o proces či fázi životního cyklu produktu, které mají největší vliv na životní prostředí, emise určité látky, která se na poškozování životního prostředí podílí nejvíce nebo kategorii dopadu, která je v souvislosti s daným produktem nejvíce zasažena. Významné problémy jsou identifikovány různými postupy, ISO 14044 uvádí následující metody: analýza příspěvku, analýza dominance, analýza ovlivnění a posouzení odchylek. Analýza příspěvku zkoumá, jak se jednotlivé fáze životního cyklu nebo skupiny procesů podílí na různých vstupech a výstupech. Analýza dominance identifikuje významné příspěvky pomocí statistických nástrojů nebo jiných metod, jednotlivé fáze životního cyklu jsou tříděny dle procentuálního podílu na určitém vstupu nebo výstupu. Analýza ovlivnění spočívá v rozboru možností ovlivnění environmentálních problémů – jednotlivé procesy nebo fáze životního cyklu jsou zde tříděny podle toho, jak snadno lze zmenšit jejich příspěvek k určitému vstupu nebo výstupu. V rámci posouzení odchylek jsou na základě předchozích zkušeností označeny odchylky od předpokládaných nebo běžných výsledků, které jsou obvykle pro daný produkt získány.

Pro ověření spolehlivosti studie lze použít různé kontroly, přičemž každou z nich je ověřována jiná požadovaná vlastnost studie. Jedná se o kontrolu kompletnosti, kontrolu konzistence a kontrolu citlivosti. Cílem kontroly kompletnosti je ověřit, že jsou uvedeny všechny významné údaje potřebné pro interpretaci, že jsou tyto údaje úplné a že v rámci studie nebyly opomenuty žádné významné procesy a elementární toky. Kontrola citlivosti ověřuje spolehlivost výsledků analýzou, jak jsou tyto výsledky ovlivněny nepřesností vstupních údajů, zvolenými alokačními metodami, zvoleným charakterizačním modelem nebo dalšími předpoklady výpočtu. V případě, že studie vykazuje velkou citlivost, je třeba k jejím výsledkům přistupovat s větší opatrností, zejména v případě porovnávání více produktů. Cílem kontroly konzistence je určit, zda předpoklady, zvolené metody a použité údaje pro výpočet jsou v souladu s cílem a rozsahem studie.

Součástí studie bývá také tzv. kritické přezkoumání. Jedná se o kontrolu studie nezávislou osobou, jejímž účelem je zvýšit důvěryhodnost studie. To je důležité zejména při studiích určených k porovnání konkurenčních produktů. V rámci kritického přezkoumání by se mělo ověřit, že metody použité pro vypracování studie jsou v souladu s příslušnou normou a jsou v pořádku z vědeckého a technického hlediska. Dále by měly být zkontrolovány použité vstupní údaje a soulad interpretace s cílem studie.

V rámci interpretace studie jsou dále formulovány závěry a případná doporučení pro rozhodnutí. Zprávy z LCA studií mohou být vyhotoveny ve dvojí formě. Pro zadavatele studie je zpracována v úplné formě, obsahující všechny vstupní údaje, výpočty a popis použitých metod. Součástí je dále interpretace studie, informace o zhotoviteli studie a kritické přezkoumání. Pro veřejnost je potom vyhotovena zkrácená forma studie, která obsahuje výsledky a základní informace o zhotoviteli, nikoli však informace o výrobě, které mohou být tajné (například receptury). Tato zkrácená studie se dle ČSN EN ISO 14044 nazývá third-part-report.

2.1.4 Pravidla produktové kategorie (PCR) pro beton

V současné době platná Pravidla produktové kategorie pro beton a betonové výrobky [18] pochází ze září roku 2020 a jsou platná do konce roku 2021. Jedná se o upřesnění širších Pravidel produktové kategorie pro konstrukční prvky [19]. Dokumenty PCR jsou volně dostupné na mezinárodních internetových stránkách pro tvorbu EPD [207].

Tato pravidla platí pro výrobky z betonu, cementu a sádry. V rámci tvorby EPD pro beton a betonové výrobky je obvykle uvažována část životního cyklu produktu od získávání surovin do okamžiku, kdy výrobek opustí výrobu (from cradle to gate), optimálně však až po transport výrobku na místo použití (from cradle to site). V některých případech je možné zahrnout do hodnocení i další fáze životního cyklu až do konečné likvidace a případné recyklace výrobku (from cradle to grave). Životní cyklus výrobku je možné rozložit do několika fází. Vždy musí být uvažovány tři základní fáze: získávání a zpracování surovin, transport do výroby a výroba.

Fáze získávání surovin (označení A1) zahrnuje především těžbu surovin a paliv, jejich následné zpracování a také výrobu elektrické energie a tepla. Dále se do této fáze řadí procesy spojené s použitím sekundárních materiálů z předchozích produktových systémů, nikoli však procesy, během kterých byl původní odpad zpracován na materiál pro další použití (tyto procesy se řadí k předchozímu produktovému systému). Stejně pravidlo platí i pro výrobu energie ze sekundárních zdrojů – uvažovány jsou procesy, které nastávají od chvíle, kdy je daný materiál použitý pro výrobu energie (například vložení odpadu do spalovací pece), procesy spojené s produkcí a případným dalším zpracováním sekundárního materiálu jsou přiřazeny předchozímu produktovému systému. Fáze A1 také obsahuje zpracování dále využitelných odpadů vznikajících v jejím rozsahu a likvidaci nevyužitelných odpadů.

V rámci druhé fáze označované A2 jsou uvažovány všechny transportní procesy, při kterých se suroviny a pomocné materiály dopravují do výroby. Zahrnuty jsou zde dopady z těžby a zpracování paliva, které jsou spojeny s dopravou. Dopady spojené s transportem odpadu z výroby se však započítávají až do fáze následující. Vliv transportu na životní prostředí se odvíjí od druhu dopravy a dopravního prostředku, jeho účinnosti, použitého paliva, hmotnosti nákladu a vzdálenosti. Tyto okolnosti jsou významné především pro objemné materiály a pro dopravu na velké vzdálenosti.

Fáze A3 zahrnuje vlastní výrobu produktu, včetně výroby vedlejších produktů a meziproductů, balení produktů a také produkci energie použité pro výrobní proces. Jak bylo uvedeno výše, započítávají se do této fáze také dopady spojené s dopravou a zpracováním odpadů.

Fáze A4 je uvažována v případě, že je předem známo místo použití výrobku. Do této fáze se řadí především transport výrobku z výroby na místo použití. Dále sem patří dopady spojené se skladováním produktů před jejich transportem do místa použití (dopady se týkají především vytápění a chlazení skladovacích prostor) a dopady související s materiálovými ztrátami během dopravy a se zpracováním odpadu z obalového materiálu a dalších odpadů vznikajících během dopravy.

Fáze A5 se týká použití výrobku na stavbě. Patří do ní skladování výrobků na místě použití, čerpání betonu, ochlazování nebo proteplování betonu zajišťující jeho správné tuhnutí a tvrdnutí, použití bednění a přípravků usnadňující odstranění bednění z konstrukce a čištění bednění.

Fáze B1 – B7 se potom týkají provozní fáze celé konstrukce a zahrnují užívání (B1), údržbu (B2) a opravy (B3) konstrukce, nahrazení částí konstrukce (B4), rekonstrukce (B5) a spotřebu energií (B6) a vody (B7). Fáze C zahrnuje procesy na konci života konstrukčního prvku či celé konstrukce jako je demolic (C1), transport odpadu z místa stavby (C2), zpracování odpadu (C3) a skládkování (C4). Fáze D se potom týká případné recyklace a znovupoužití výrobku.

Vstupní data pro vypracování studie mohou být získána od výrobců nebo z veřejných zdrojů, spočítaná nebo odhadnutá. V případě dat z veřejných zdrojů je třeba uvést jejich původ. Zejména v případě dat, která by mohla být významná pro závěry studie, je třeba uvést detaily o získání dat, jejich stáří a údaje o kvalitě. Pokud použítá data nespĺňují požadavky na kvalitu, je nutné tuto skutečnost v rámci studie uvést.

Při hodnocení životního cyklu betonu a betonových výrobků by měly být uvažovány následující kategorie dopadu: globální oteplování a změna klimatu, úbytek stratosférického ozonu, acidifikace, eutrofizace, tvorba fotooxidantů a úbytek fosilních a minerálních surovin. Charakterizační faktory by měly být v Evropě převzaty z databáze CML (Institute of Environmental Sciences Faculty of Science University of Leiden, Netherlands) [194].

2.2 Postup pro kvantifikaci emisí CO₂ souvisejících s výstavbou konstrukce

V mnohých případech není cílem kvantifikovat celkové environmentální dopady z výstavby konstrukce, ale pouze množství uvolněných emisí oxidu uhličitého CO₂. Jedná se totiž o plyn, který se významně podílí na změně klimatu a zároveň jsou poměrně dobře dostupné údaje o jeho emisích. Selektivní sledování emisí pouze oxidu uhličitého je samozřejmě do jisté míry jednostranný přístup, protože je opomenuta produkce dalších škodlivých látek a také spotřeba nerostných a fosilních surovin. Hodnocen je v tomto případě tedy pouze vliv výstavby konstrukce na globální oteplování a změnu klimatu a nikoli na ostatní nežádoucí dopady na životní prostředí, jako je acidifikace a eutrofizace vod a půd, tvorba fotooxidantů nebo úbytek stratosférického ozonu. Je však třeba poznamenat, že globální oteplování představuje v současné době jednu z nejdůležitějších environmentálních hrozeb, a proto je i omezování produkce pouze oxidu uhličitého významným přínosem k ochraně životního prostředí.

Postup pro kvantifikaci emisí skleníkových plynů specifikují normy ČSN EN ISO 14064 ([10]-[12]) a ČSN EN ISO 14067 ([15]). Hlavní principy a postup kvantifikace těchto emisí vychází částečně z normy ISO ČSN EN 14044 (ČSN EN ISO 14044: Environmentální management - Posuzování životního cyklu - Požadavky a směrnice [5]). Fáze studie pro stanovení uhlíkové stopy produktu se shodují s fázemi analýzy LCA popsanými v ČSN EN ISO 14044 a jsou zde tedy pouze stručně popsány. V rámci definice cíle a rozsahu je mimo jiné třeba popsat zamýšlené použití studie a její zamýšlené uživatele, geografický a časový rozsah a požadavky na kvalitu dat. Následuje inventarizační analýza, což je proces, ve kterém jsou identifikovány zdroje emisí skleníkových plynů a tyto emise jsou kvantifikovány. V další fázi studie je z těchto kvantifikovaných emisí spočtena uhlíková stopa produktu tak, že jsou jednotlivé skleníkové plyny převedeny na ekvivalentní množství oxidu uhličitého (jednotky CO₂ ekv.). V poslední fázi studie jsou formulovány závěry a identifikovány významné problémy z hlediska produkce skleníkových plynů v rámci životního cyklu produktu. Dále je provedena analýza citlivosti, především pro posouzení vlivu odhadovaných scénářů v rámci životního cyklu (fáze užívání a konce životnosti) a vlivu zanedbání některých málo významných zdrojů emisí skleníkových plynů.

Pro kvantifikaci emisí oxidu uhličitého z výstavby konstrukce lze postup popsaný v normě použít s tím rozdílem, že jsou kvantifikovány pouze emise oxidu uhličitého, nikoli emise všech skleníkových plynů. Fáze, ve které se množství různých skleníkových plynů převede na ekvivalentní množství oxidu uhličitého, se ve výpočtech neuplatní, protože jiné skleníkové plyny, než oxid uhličitý se v tomto případě nesledují.

2.3 Analýza dat pro výpočet environmentálních dopadů konstrukce

Pro kvantifikaci emisí oxidu uhličitého i pro určení rozsahu hlavních environmentálních dopadů souvisejících se zhotovením konstrukčního prvku nebo celé konstrukce je třeba znát řadu údajů o spotřebě energie a produkci emisí škodlivých látek při výrobě použitých materiálů a také při dopravě či provozu stavebních strojů. Někdy jsou tyto údaje pro jednotlivé materiály nebo procesy k dispozici již přímo ve formě EPD – tedy jako kvantifikované environmentální dopady z výroby jednotkového množství materiálu nebo například z dopravy jednotkového množství materiálu na jednotkovou vzdálenost. Tyto databáze, které poskytují přímo kvantifikované kategorie dopadu, jsou pro výpočet rozsahu environmentálních dopadů praktičtější. Lze je většinou uplatnit i v případě, že je cílem analýzy

pouze kvantifikace emisí oxidu uhličitého – součástí EPD je totiž údaj o spotřebě energie a při znalosti zdroje energie je tak možné spočítat produkci emisí oxidu uhličitého, pokud nejsou při výrobě daného materiálu uvolněny další emise přímo v důsledku výrobního procesu (jako například kalcinace při výrobě cementu). Podrobněji jsou tyto výpočty popsány v kapitole 3.4.2.

Některé státy mají k dispozici databázi, která obsahuje EPD stavebních materiálů, případně i některých procesů souvisejících s výstavbou konstrukce. Takové databáze jsou k dispozici v ČR (Envimat, databáze CENIA) a v mnoha dalších zemích (Německo – Ökobaudat, Francie – CSTB, Norsko – EPD Norge, Dánsko – EPD Danmark). Dále existují mezinárodní databáze (Environdec, Ecoinvent). Údaje v těchto databázích však nejsou vždy ověřeny další institucí a obvykle také chybí informace o tom, jak byly konkrétní hodnoty získány a jak jsou tyto údaje staré. Další problém představuje skutečnost, že databáze obvykle neobsahuje všechny údaje potřebné pro kvantifikaci environmentálních dopadů z výstavby určité konstrukce. Obvykle například databáze obsahují údaje pouze pro některé druhy cementu (nebo dokonce pouze průměrný údaj pro všechny druhy cementu) nebo zde chybí údaje pro přísady do betonu (např. superplastifikátory). To potom při výpočtu často vede k nutnosti kombinace více databází z různých zemí. Tento postup není z hlediska použitelnosti výsledku zcela optimální, protože poskytované údaje pro jednotlivé materiály jsou více či méně závislé na lokálních podmínkách, především na zdrojích energie v dané zemi. Použití údajů pocházejících z lokality, kde jsou využívány značně odlišné zdroje energie (například země s velkým podílem vodních elektráren), může vést ke zkreslení výsledku.

Tabulka 2.3: *Potenciál globálního oteplování pro jednotkové množství různých materiálů dle různých databází ([199], [206], [211] a [202])*

Potenciál globálního oteplování pro kg materiálu [kg CO ₂ ekv. / kg]				
Materiál	Databáze			
	Envimat	Ökobaudat	Environdec	EPD Norge
Cement CEM I	8,22E-01	-	8,60E-01	7,26E-01
Cement CEM II/B-M	7,05E-01	7,20E-01	5,99E-01	5,82E-01
Cement CEM II/A	4,55E-01	3,78E-01	-	4,30E-01
Ocel	1,48E+00	6,83E-01	7,79E-01	5,77E-01
Štěrka	4,40E-03	2,85E-03	3,84E-03	2,75E-03
Písek	2,41E-03	2,85E-03	2,26E-03	2,34E-03

Pro praktické výpočty je zásadní určit, které materiály mají na celkové environmentální dopady z výroby konstrukce nejvýznamnější vliv a jak se změní výsledek v případě, že budou pro tyto materiály uvažovány údaje z jiné databáze, případně údaje několik let staré. Také je třeba ověřit, jaký vliv na výsledek má uvažovaný druh cementu, protože mnoho druhů v databázích EPD chybí. Toto ověření má význam i vzhledem k tomu, že mnoho databází uvádí pro cement průměrnou hodnotu. Pokud by druh cementu měl na výsledek výrazný vliv, nemá použití průměrné hodnoty pro výpočet praktický smysl. Jak ukazuje **Tabulka 2.3**, ekvivalentní množství oxidu uhličitého, který byl vyprodukován při výrobě jednotkového množství materiálů, se poměrně výrazně liší v závislosti na databázi, která tento údaj uvádí.

2.3.1 Vliv vstupních dat na výsledek

Následující studie měla za cíl ověřit, jaký vliv má zdroj a stáří dat na výsledné množství emisí CO₂ nebo na celkové environmentální dopady. Pro ověření vlivu různých faktorů výpočtu na výsledek byly uvažovány tři železobetonové konstrukční prvky – deska, trám a sloup. Parametry těchto prvků jsou uvedeny v **Tabulce 2.4** a uvažované složení betonu v **Tabulce 2.5**.

Tabulka 2.4: Parametry uvažovaných konstrukčních prvků

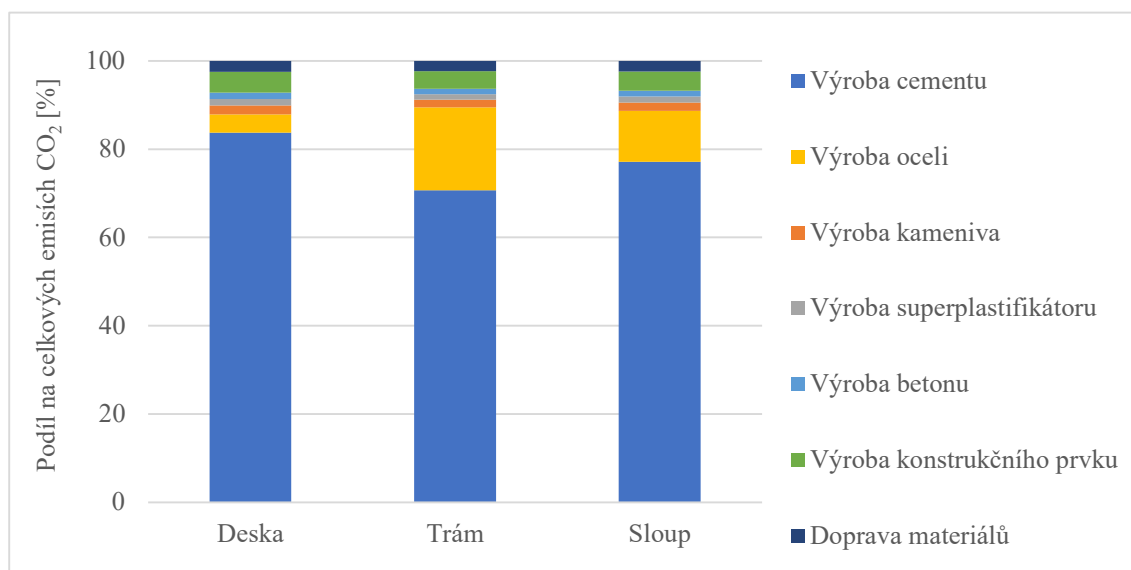
	Porovnávaná velikost prvku	Rozměry	Vyztužení	Stupeň vyztužení
Deska	1 m ²	150 x 1000 mm	Ø 8 mm po 150 mm	0,223 %
Trám	1 m	600 x 300 mm	4 x Ø 25 mm + 2 x Ø 12 mm	1,216 %
Sloup	1 m	300 x 300 mm	4 x Ø 14 mm	0,684 %

Tabulka 2.5: Složení uvažovaného betonu

Složení betonu		
Cement	380	kg/m ³
Voda	190	kg/m ³
Písek	705	kg/m ³
Štěrka	1100	kg/m ³
Superplastifikátor	2	kg/m ³

Pro nosné prvky byly záměrně zvoleny odlišné stupně vyztužení, aby bylo možno přibližně identifikovat, kdy hraje výroba oceli v celkovém environmentálním dopadu nebo v celkové produkci emisí CO₂ významnou roli. Pro tyto konstrukční prvky byly spočítány celkové emise CO₂ vyprodukované při jejich výrobě, a také celkové environmentální dopady – potenciál globálního oteplování, acidifikační a eutrofizační potenciál, potenciál úbytku stratosférického ozonu, potenciál tvorby fotooxidantů a potenciál úbytku surovin (fosilních a nefosilních). Dále bylo spočteno, jak se na celkových environmentálních dopadech a na celkové produkci CO₂ z výroby konstrukčního prvku podílí výroba jednotlivých materiálů a výroba samotné konstrukce (výroba monolitického betonu, doprava betonu a výztuže a umístění betonu a výztuže do bednění). Dopravní vzdálenost pro beton byla uvažována 10 km a pro ocel 40 km.

Při výpočtu celkové produkce emisí CO₂ a podílu jednotlivých částí výrobního cyklu na této produkci byly uvažovány měrné emise pro beton a ocel z údajů převzatých od výrobce ([197] a [212]).



Obrázek 2.3: Podíl jednotlivých fází výroby na celkovém množství emisí CO₂ z výroby konstrukčních prvků

Měrné emise z výroby kameniva byly spočteny na základě spotřeby energie uvedené v české databázi CENIA ([196]), pro výpočet měrných emisí superplastifikátoru byly využity podklady od výrobce ([201]) a pro stavební procesy a dopravu údaje z německé databáze Ökobaudat ([206]). Podíl jednotlivých částí výrobního cyklu na celkové produkci emisí CO₂ znázorňuje **Obrázek 2.3**.

Při výpočtu celkových environmentálních dopadů byly pro výrobu cementu, kameniva a oceli uvažovány údaje z databáze CENIA ([196]), která obsahuje EPD stavebních materiálů pocházející přímo od výrobců. V případě výroby superplastifikátoru bylo uvažováno EPD od výrobce ([201]). Pro stavební procesy a dopravu byly uvažovány údaje z německé databáze Ökobaudat ([206]). Podíl jednotlivých částí výrobního cyklu na celkových environmentálních dopadech znázorňuje **Obrázek 2.4**.

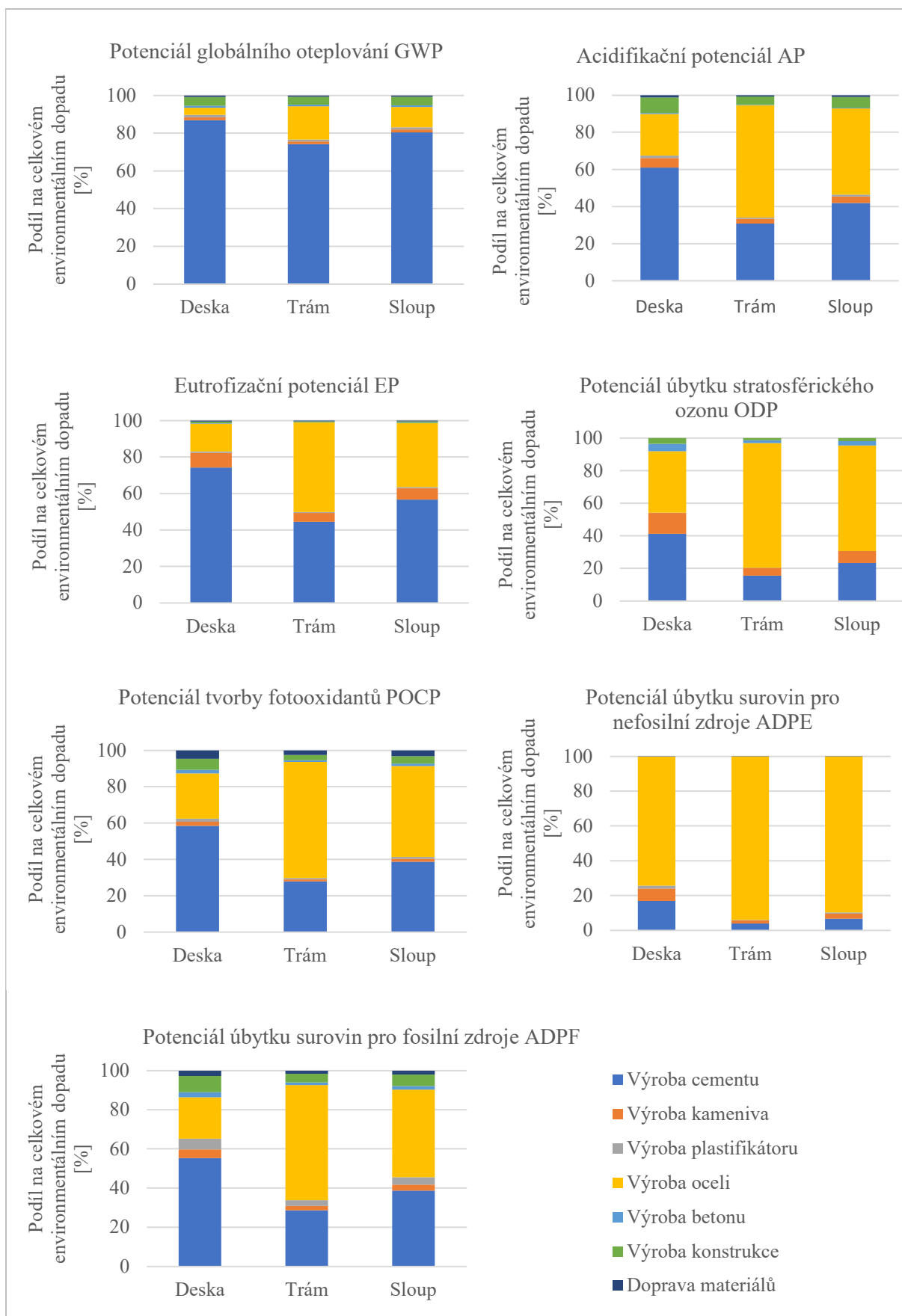
Jak se dalo očekávat, největší vliv na celkové množství emisí oxidu uhličitého má výroba cementu. Poměrně velký vliv má však také výroba oceli, zvláště u konstrukčních prvků s větším stupněm vyztužení (v tomto případě trám). Také v případě většiny environmentálních dopadů mají zásadní vliv výroba cementu a oceli, což lze opět očekávat, protože výroba těchto materiálů je velmi energeticky náročná. Na potenciál globálního oteplování má jednoznačně největší vliv výroba cementu, a zvláště u méně vyztužených prvků je vliv výroby oceli poměrně malý. V případě acidifikačního a eutrofizačního potenciálu a potenciálu tvorby fotooxidantů mají výrazný vliv výroba cementu i oceli a záleží na stupni vyztužení, zda se na celkovém environmentálním dopadu více podílí výroba oceli či cementu. V případě úbytku stratosférického ozonu již převažuje spíše vliv výroby oceli a v případě úbytku nefosilních surovin hraje výroba oceli zásadní roli. Ostatní části výrobního procesu mají spíše minoritní vliv, vliv dopravy materiálů a výroby superplastifikátoru je ve většině případů dokonce zanedbatelný. Je tedy zřejmé, že je třeba zaměřit se především na kvalitu a věrohodnost údajů, které se týkají výroby cementu a oceli.

Protože pro celkovou produkci emisí CO₂ má největší význam výroba cementu, bylo v další fázi analýzy ověřováno, jak se změní výsledky v případě uvažování různých druhů cementu a různě starých dat pro měrné emise z výroby cementu. V případě celkových environmentálních dopadů byla analyzována změna výsledku při použití údajů pocházejících z různých databází (pro environmentální dopady týkající se výroby cementu, oceli a kameniva).

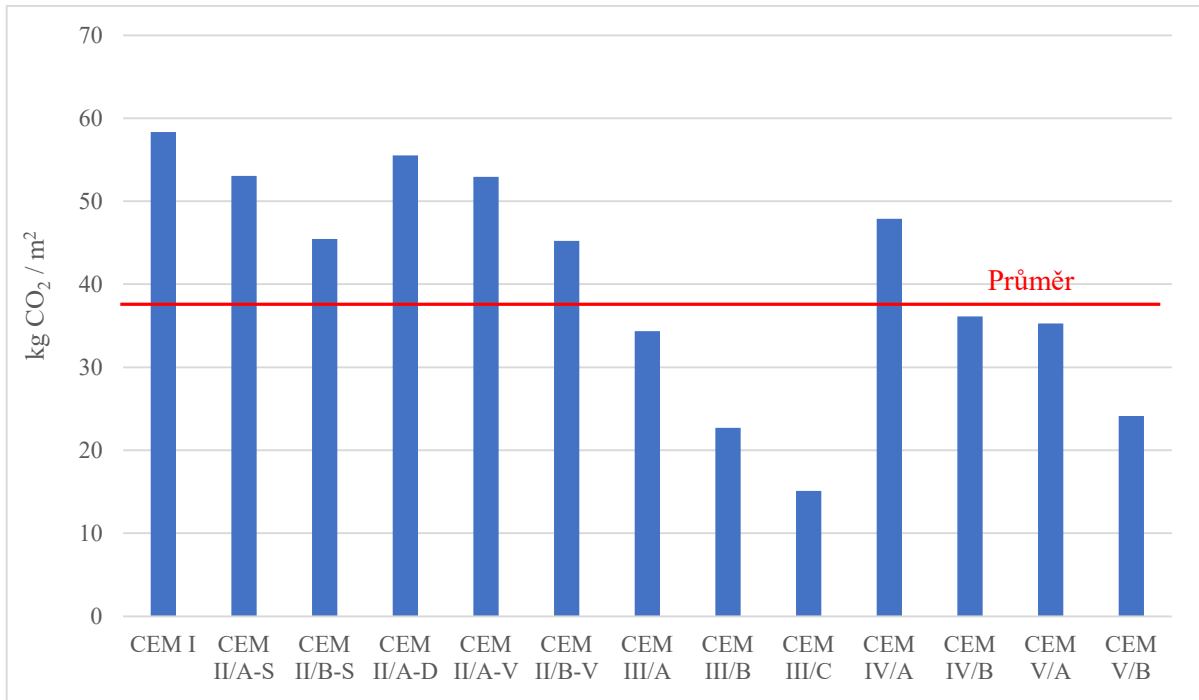
Údaje o měrných emisích CO₂ z výroby cementu byly zjištěny z výroční zprávy Svazu výrobců cementu ČR ([197]). Výroční zpráva uvádí celkovou produkci cementu, slínku a celkové množství emisí CO₂, které vznikly při jeho výrobě. Toto množství zahrnuje emise uvolněné při přípravě surovinové moučky, výpalu slínku, mletí slínku a balení cementu. Nejsou zde zahrnuty emise vyprodukované při těžbě a dopravě surovin, ale toto množství emisí je vzhledem k celkovému množství emisí zanedbatelné. Z hlediska produkce emisí CO₂ je nejvýznamnější fází výroby výpal slínku, zanedbatelný vliv má potom ještě příprava surovinové moučky a mletí slínku ([193]). Z údajů uvedených ve výroční zprávě byly spočteny měrné emise CO₂ pro jednotkové množství cementu a slínku. Emise vznikající při výrobě jednotkového množství slínku byly dále použity pro výpočet měrných emisí jednotlivých druhů cementu.

Tento výpočet vycházel z definovaného složení jednotlivých druhů cementu ([208]). Základem byl vždy obsah slínku, protože podíl ostatních složek na produkci emisí CO₂ byl oproti slínku zanedbatelný. Pro druhotné suroviny, jako je popílek, struska nebo mikrosilika, byly uvažovány pouze emise související s jejich případným mletím. Tyto emise byly spočteny na základě přibližné spotřeby energie ([195]). Podobné hodnoty pro spotřebu energie při mletí surovin byly uvedeny i v jiných zdrojích, proto tento údaj nebyl vzhledem k jeho malému významu blíže analyzován. Spotřeba energie byla potom přepočtena na produkci emisí CO₂ na základě emisního faktoru pro elektrinu ([205]). Sečtením emisí pro jednotlivé složky cementu byla získána hodnota měrných emisí pro daný druh cementu.

V grafu na **Obrázku 2.5** je znázorněno porovnání celkových emisí CO₂ vyprodukovaných při výrobě 1 m² desky při uvažování různých druhů cementu. Je zřejmé, že druh cementu má na celkovou produkci emisí značný vliv.



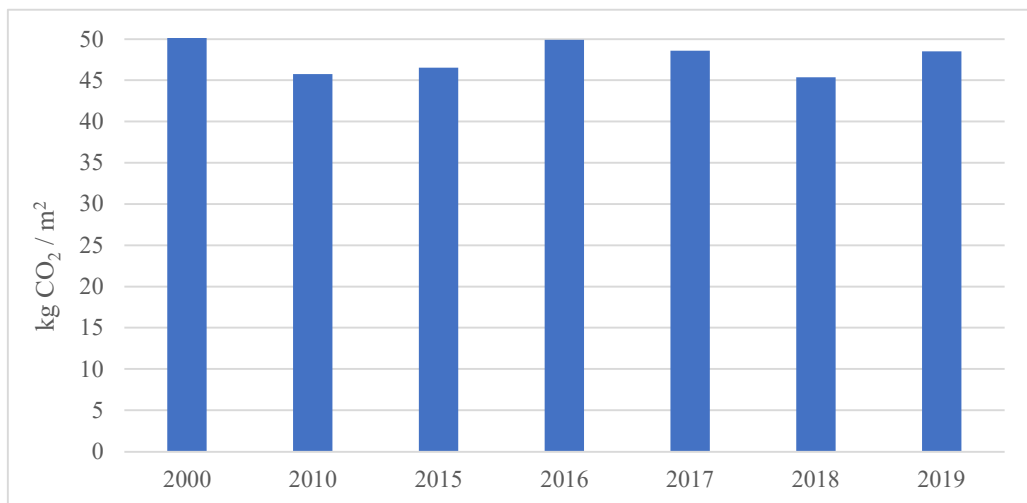
Obrázek 2.4: Podíl jednotlivých částí výrobního procesu na celkových environmentálních dopadech z výroby konstrukčních prvků



Obrázek 2.5: Závislost množství emisí CO₂ na druhu cementu

Použití průměrné hodnoty měrných emisí pro cement z libovolné databáze tedy nelze pro výpočet celkových emisí CO₂ doporučit, pokud je možno použít přesnější hodnotu. Měrné emise pro cement jsou totiž výrazně závislé na obsahu slínku, protože emise vzniklé při výrobě ostatních složek jsou oproti emisím vznikajícím při výrobě slínku prakticky zanedbatelné. Pokud by tedy například pro beton s portlandským cementem byla použita průměrná hodnota měrných emisí pro cement, došlo by k podhodnocení celkových emisí vyprodukovaných při výrobě konstrukce.

Určitý vliv na výsledek má také stáří dat, která byla pro výpočet použita. Tuto závislost ilustruje **Obrázek 2.6**. Opět je zde porovnáno množství emisí vyprodukovaných při výrobě 1 m² desky. Vliv stáří dat, ze kterých výpočet vycházel, není příliš výrazný. Ovlivnění výsledku se pohybuje v menších jednotkách procent, průměrně kolem cca 2 %. Použití několik let starých dat tedy nepředstavuje pro přesnost výsledku problém. Vzhledem ke kolísání měrných emisí z výroby cementu v průběhu let by zřejmě bylo vhodné uvažovat například průměrnou hodnotu z posledních 5 let.



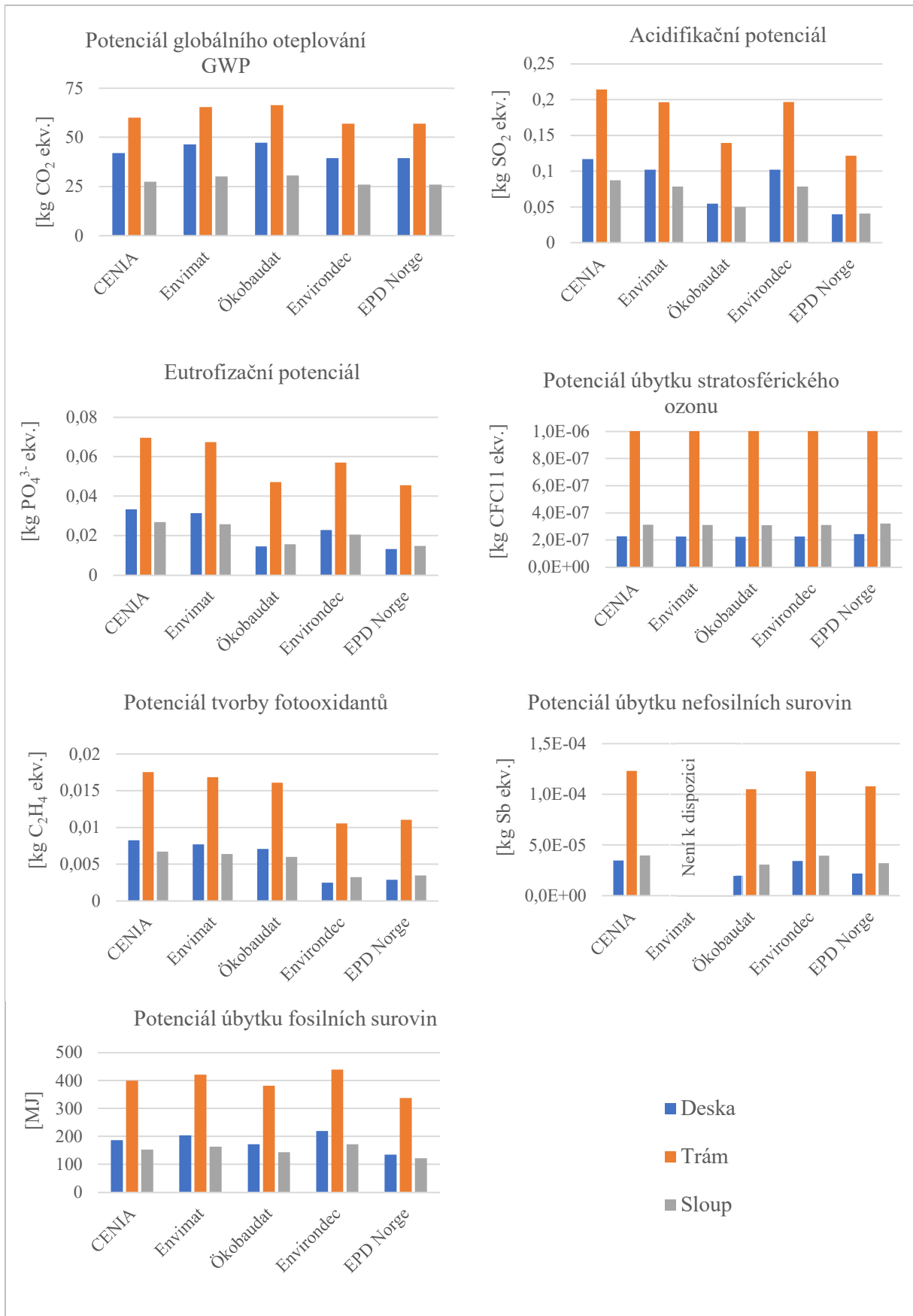
Obrázek 2.6: Závislost celkového množství emisí CO₂ na stáří použitých dat pro cement

Dále bylo analyzováno, jak se změní výsledek v případě uvažování údajů z různých databází. Porovnávalo bylo použití české databáze CENIA [196], další české databáze Envimat [199], německé databáze Ökobaudat [206], norské EPD Norge [202] a mezinárodní Environdec [211]. Závislost výsledků na použité databázi v případě různých materiálů (cement, kamenivo, betonářská ocel) a různých konstrukčních prvků (deska, trám sloup) ilustrují **Obrázky 2.7, 2.8 a 2.9**.

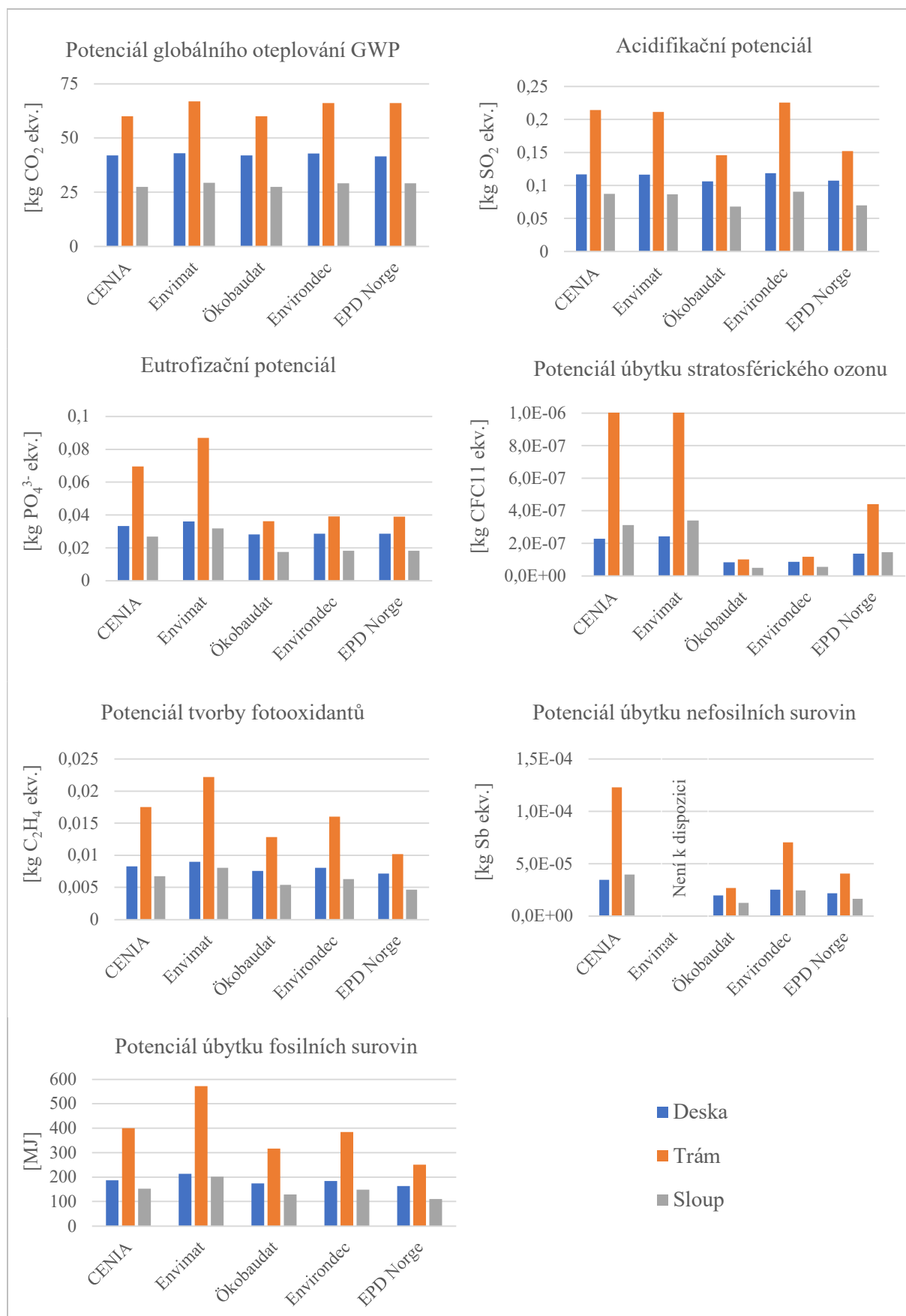
Z výsledků je ve většině případů patrná vhodnost použití místní databáze, protože taková databáze je obvykle založena na datech pocházejících od výrobců v dané lokalitě a vychází tedy z jejího složení zdrojů energie. Toto je důležité zejména pro ty materiály, které mají na výsledné environmentální dopady největší vliv, v případě železobetonových konstrukcí se jedná o cement a ocel. V případě kameniva se výsledky příliš nemění v závislosti na zvolené databázi. Je tedy zřejmé, že pro ty části výrobního cyklu, které nemají na celkový environmentální dopad tak velký vliv (výroba kameniva, superplastifikátoru, míchání betonu, doprava materiálů), není zdroj údajů pro výpočet zásadní a lze využít v podstatě libovolnou databázi. Samozřejmě je však třeba mít alespoň přibližnou představu o environmentálních dopadech těchto výrobních procesů, aby nebyl ve výpočtu použit údaj, který vůbec neodpovídá skutečnosti. Pokud jsou pro daný výrobní proces k dispozici údaje z místní databáze, je vhodné je využít. Pro výrobní procesy, které výrazně ovlivňují celkové environmentální dopady (výroba cementu a betonářské oceli), je věrohodnost údajů o environmentálních dopadech velmi důležitá a je třeba zvolit správný zdroj údajů pro výpočet. Ideální je použití údajů přímo od výrobce (EPD různých stavebních materiálů vytvořená výrobcem sdružuje v ČR například databáze CENIA). Pokud takové EPD není k dispozici, je vhodné použít českou databázi nebo alespoň databázi vytvořenou v takové zemi, která má podobné složení zdrojů energie.

Na **Obrázku 2.10** je porovnán vliv zdroje dat na výsledek v případě cementu, oceli a kameniva pro všechny tři konstrukční prvky. Z výsledků je patrné, že vliv změny zdroje údajů o environmentálních dopadech výroby kameniva je oproti vlivu změny zdroje dat o environmentálních dopadech výroby cementu a betonářské oceli opravdu výrazně menší. Zda bude mít větší vliv na výsledek změna dat pro betonářskou ocel či pro cement, závisí na konstrukčním prvku a jeho stupni vyztužení. S rostoucím stupněm vyztužení převažuje vliv zdroje dat pro betonářskou ocel nad zdrojem dat pro cement. Zde je vidět, že v případě trámu má téměř vždy větší vliv zdroj dat pro betonářskou ocel. Naopak v případě desky s malým stupněm vyztužení obvykle převládá vliv zdroje dat pro cement. Z porovnání různých environmentálních dopadů je dále zřejmé, že pro většinu těchto dopadů jsou v údajích o materiálech značné rozdíly. Nejméně nepřesností vzniká v případě potenciálu globálního oteplování. Jedná se totiž o v současné době nejvíce sledovaný environmentální dopad a emise látek, které se na globálním oteplování podílí, jsou častěji monitorované než emise látek, které se podílí na jiných nežádoucích vlivech na životní prostředí.

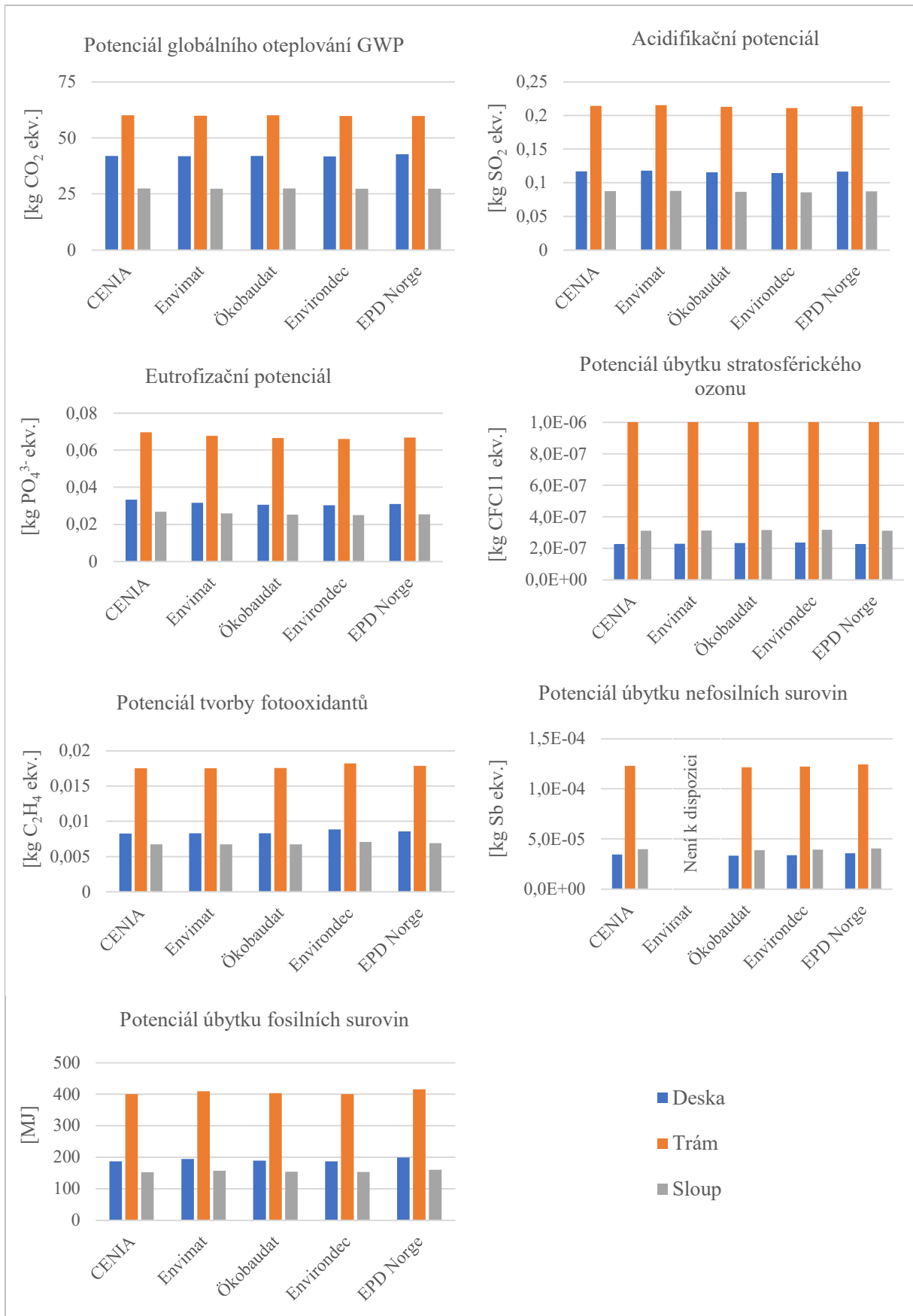
Z provedené analýzy plyne, že při výpočtu množství emisí CO₂ nebo kvantifikaci celkových environmentálních dopadů, které vzniknou při výrobě železobetonového konstrukčního prvku, je třeba nejvíce pozornosti věnovat údajům o environmentálních dopadech výroby cementu a oceli. Výroba těchto materiálů je totiž velmi energeticky náročná a má tak největší vliv na celkovou produkci emisí škodlivých látek a na celkovou spotřebu fosilních surovin. Velmi důležité je rozlišování jednotlivých druhů cementu. Environmentální dopady z výroby cementu jsou totiž zásadním způsobem ovlivněny obsahem slínku v cementu. Průměrná hodnota environmentálních dopadů pro cement, která je často v databázích k dispozici, není příliš vhodná pro použití do výpočtů. Přibližně odpovídá hodnotám pro portlandský směsný cement. Pokud by však pro konstrukční prvek byl použit jiný druh cementu, výsledné vypočtené množství vyprodukovaných emisí by se značně lišilo od skutečnosti. V této souvislosti je třeba zmínit, že druh použitého cementu má vliv na pevnostní a trvanlivostní vlastnosti výsledného betonu. Použití cementu s vyšším obsahem slínku tak může vést k redukci rozměrů nosných prvků a zároveň k nižší potřebě oprav v průběhu života konstrukčního prvku. Nelze tedy jednoznačně tvrdit, že použití cementu s vyšším obsahem slínku vždy vede k nárůstu škodlivého vlivu na životní prostředí v rámci celého životního cyklu konstrukčního prvku.



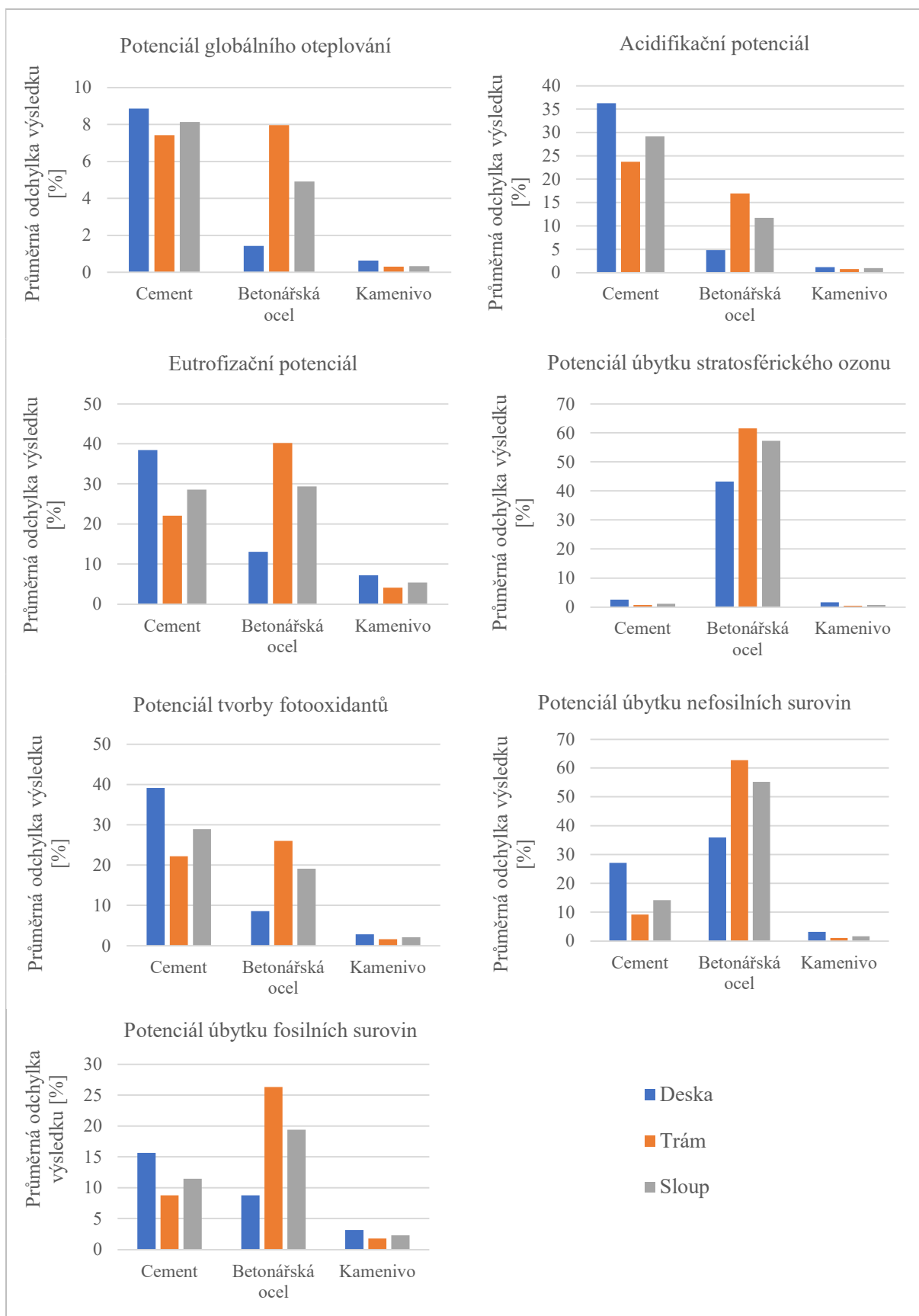
Obrázek 2.7: Závislost environmentálních dopadů na zdroji dat pro cement pro různé konstrukční prvky – desku, trám a sloup



Obrázek 2.8: Závislost environmentálních dopadů na zdroji dat pro betonářskou ocel pro různé konstrukční prvky – desku, trám a sloup



Obrázek 2.9: Závislost environmentálních dopadů na zdroji dat pro kamenivo pro různé konstrukční prvky – desku, trám a sloup



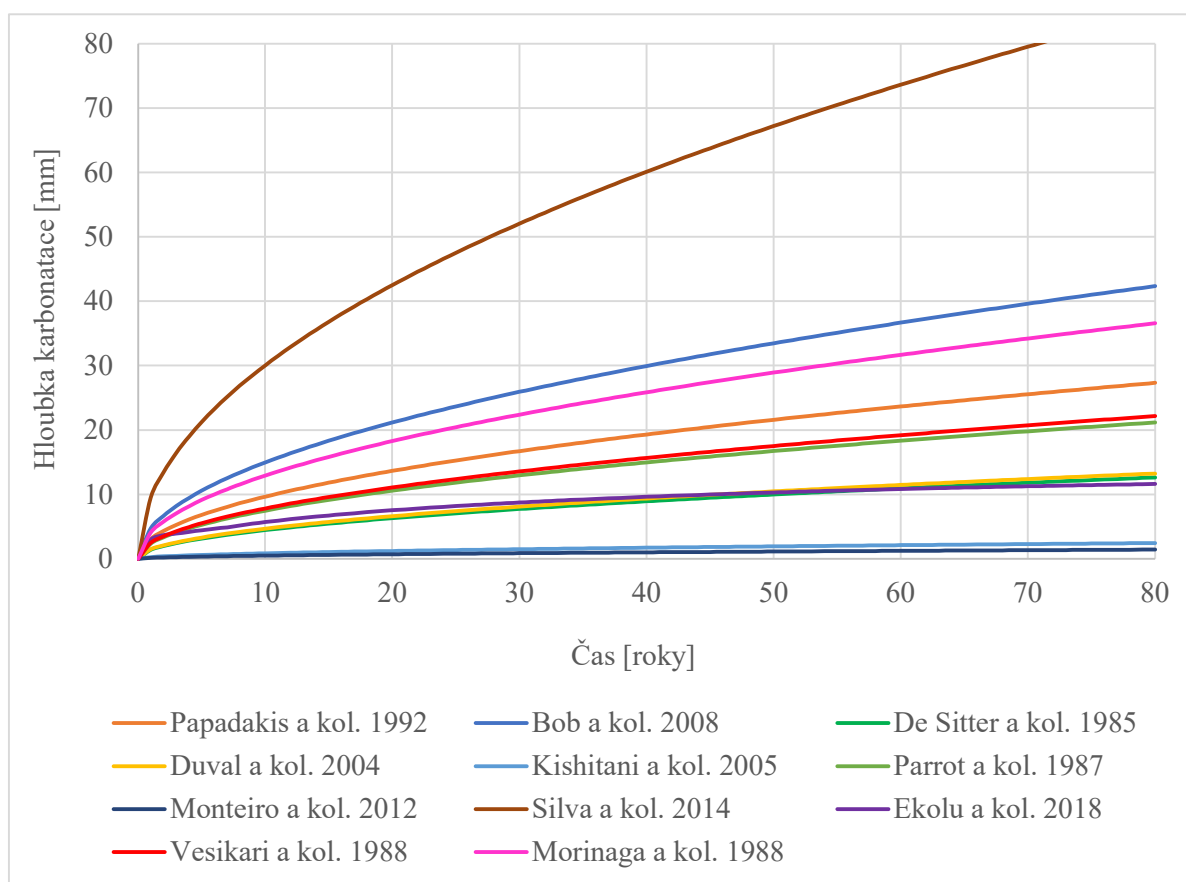
Obrázek 2.10: Průměrná odchylka výsledku při změně zdroje použitých dat pro jednotlivé materiály a prvky

Obecně je vhodné používat, pokud možno, údaje z databází vytvořených pro danou lokalitu nebo alespoň využít databázi pocházející z takové země, ve které je podobná skladba zdrojů energie jako u nás. Do výpočtu environmentálních dopadů obecně vstupuje mnoho nejistot, proto u materiálů, jejichž výroba nemá na celkový environmentální dopad velký vliv, není tak zásadní zabývat se podrobně přesností použitých údajů o jejich dílčích environmentálních vlivech a postačí, aby údaje přibližně odpovídaly realitě.

2.4 Analýza matematických modelů časového průběhu karbonatace pro odhad životnosti konstrukce

Karbonatace se v případě pozemních staveb obvykle nejvýznamnější měrou podílí na jejich degradaci a určuje tak jejich životnost. Pro odhad jejího časového průběhu existuje větší počet matematických modelů, které jsou popsány v kapitole 1.3.1. V rámci následující kapitoly byly některé z modelů podrobněji analyzovány.

2.4.1 Porovnání různých matematických modelů pro časový průběh karbonatace



Obrázek 2.11: Porovnání různých matematických modelů pro časový průběh karbonatace

Obecně jsou vhodnější modely, zohledňující více faktorů, jako je složení betonu a prostředí, ve kterém se beton nachází. Modely pracující pouze s hodnotou tlakové pevnosti nebo vodního součinitele jsou obvykle málo přesné a v případě vysokopevnostních betonů, jejichž vodní součinitel je obvykle velmi malý, dávají často nesmyslné výsledky. Velké množství modelů, které jsou v současné době k dispozici, pochází z doby, kdy byly vlastnosti betonu mnohem lépe předvídatelné na základě poměru jeho základních složek (kamenivo, cement, voda) a používání přísad a příměsí ještě nebylo příliš časté.

Pro vysokohodnotný beton, obsahující velké množství přísad a příměsí, jsou proto tyto modely často nepoužitelné. Graf na **Obrázku 2.11** porovnává časový průběh karbonatace spočtený dle různých matematických modelů. Je zde zřejmý velký rozptyl ve výsledcích, které jednotlivé modely poskytují.

2.4.2 Experimentální ověření vybraných matematických modelů

V rámci této studie byla porovnávána hloubka karbonatace v betonové konstrukci zjištěná pomocí experimentu a vypočtená užitím matematických modelů.

Vzorek pro experimentální zjištění hloubky karbonatace byl získán z mostní konstrukce, která byla určena k demolicí. Jednalo se o mostní konstrukci v obci Kladno, která byla postavena roku 1974. Vzorek byl odebrán z mostního pilíře (**Obrázek 2.12**) v roce 2019 pomocí jádrové vrtačky. Dle dostupné dokumentace jsou pilíře mostu z betonu třídy C 30/37. Pevnost betonu byla ověřována tvrdoměrem, dle naměřených hodnot byla průměrná tlaková pevnost betonu v okolí vrtu cca 30 MPa. Hloubka karbonatace byla zjištěna aplikací fenolftaleinu na povrch odebraného vzorku. Pokud dosahuje pH betonu vyšší hodnoty než cca 9,5, dojde k fialovému zbarvení. Pro nižší hodnotu pH k zbarvení nedochází a tuto část konstrukce je možno považovat za zkarbonatovanou. Dle provedené zkoušky dosahovala hloubka karbonatace cca 37 mm. Výsledek experimentu znázorňuje **Obrázek 2.13**.



Obrázek 2.12: Mostní konstrukce, ze které byly odebrány vzorky

Pro výpočet hloubky karbonatace byl použit zjednodušený model dle Papadakis z roku 1992 [158]:

$$A = 350 \cdot \frac{\rho_c}{\rho_v} \frac{(w - 0,3)}{(1 + w \cdot \frac{\rho_c}{\rho_v})} \cdot f_{RH} \cdot \sqrt{\left(1 + \frac{\rho_c}{\rho_v} \cdot w + \frac{\rho_c}{\rho_a} \cdot \frac{m_a}{m_c}\right) \cdot c_{CO_2}} \quad (2.2)$$

kde ρ_c , ρ_a a ρ_v [kg/m³] jsou objemové hmotnosti cementu, kameniva a vody, m_a a m_c [kg/m³] jsou hmotnosti kameniva a cementu v 1 m³ betonu, w [-] je vodní součinitel, c_{CO_2} [mol/m³] je koncentrace oxidu uhličitého v okolním vzduchu a f_{RH} je součinitel zohledňující relativní vlhkost vzduchu v okolním prostředí (viz **Tabulku 1.1**). Tento model dává výsledky, které se blíží rychlostem karbonatace uváděným v literatuře.



Obrázek 2.13: Výsledek experimentálního stanovení hloubky karbonatace

Dle **Obrázku 2.11** dává relativně podobné výsledky model dle Boba [29]:

$$A = \frac{150 \cdot C \cdot k \cdot d}{f_c} \quad (2.3)$$

kde f_c [MPa] je tlaková pevnost betonu, C je součinitel závislý na druhu cementu, k je součinitel zohledňující vlhkostní podmínky prostředí a d je součinitel zohledňující obsah CO_2 v okolním prostředí. Součinitele C , d a k se určí dle **Tabulky 1.4**. Dále byla hloubka karbonatace spočtena pomocí modelu dle Morinagy [115]:

$$A = \sqrt{\frac{c_{\text{CO}_2} \cdot 8,205 \cdot 10^{-6} (T+27,15)}{220}} \cdot 2,44 \cdot R \cdot (1,391 - 0,174 RH + 0,0217 T)(4,6 w - 1,76) \cdot \sqrt{365} \quad (2.4)$$

kde c_{CO_2} [mg/m^3] je koncentrace oxidu uhličitého v okolním vzduchu, T [$^{\circ}\text{C}$] je průměrná teplota okolního prostředí, R je koeficient zohledňující přítomnost omítky či jiné ochranné vrstvy (pro beton bez ochranné vrstvy je roven 1), RH [-] je relativní vlhkost okolního prostředí vyjádřená desetinným číslem a w [-] je vodní součinitel betonu. Pro výpočet byl dále použit model dle Silvy z roku 2014 (zjednodušená verze modelu) [154]:

$$A = 0,556 \cdot c - 3,602 \cdot x - 0,148 \cdot f_c + 18,734 \quad (2.5)$$

kde c [%] je koncentrace CO_2 v okolním ovzduší, x je stupeň vlivu prostředí (pravidla pro dosažení hodnoty jsou uvedena v kapitole 1.3.1) a f_c [MPa] je pevnost v tlaku po 28 dnech. Hloubka karbonatace byla tedy spočtena i dle tohoto modelu. Pro porovnání byl výpočet hloubky karbonatace proveden také podle modelu dle Kishitaniho [88]:

$$\text{Pro } w < 0,6: a = R_1 \cdot \sqrt{0,639 w - 0,244} \quad (2.6)$$

$$\text{Pro } w \geq 0,6: a = R_2 \cdot \sqrt{\frac{(w - 0,25)^2}{0,345 + w}} \quad (2.7)$$

kde w [-] je vodní součinitel a R_1 a R_2 jsou koeficienty zohledňující vliv cementu (pro portlandský cement jsou rovny jedné).

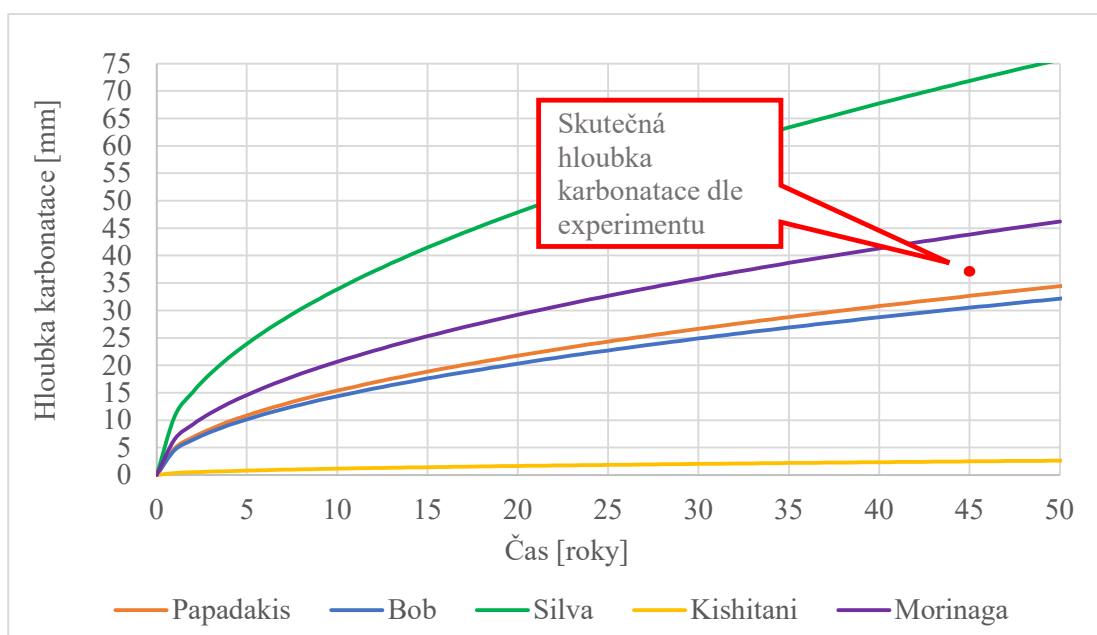
Tabulka 2.6: Předpokládané složení betonu mostní konstrukce

Složení betonu		
Kamenivo hrubé	850	kg/m ³
Kamenivo střední	210	kg/m ³
Kamenivo jemné	740	kg/m ³
Cement CEM I	300	kg/m ³
Voda	180	kg/m ³

Složení betonu bylo odhadnuto dle jeho pevnosti a dle doby výstavby. Je uvedeno v **Tabulce 2.6**. Vodní součinitel této betonové směsi je 0,6. Vlhkost okolního prostředí byla pro jednotlivé měsíce roku uvažována dle dostupných meteorologických údajů jako průměrná vlhkost mezi lety 1981 a 2010. Graf na **Obrázku 2.14** znázorňuje časový průběh karbonatace spočtený dle těchto pěti matematických modelů s vyznačeným výsledkem experimentu. **Tabulka 2.7** uvádí hloubky karbonatace v roce 2019 (tedy ve stáří konstrukce 45 let) spočtené dle uvedených modelů a hloubku karbonatace zjištěnou experimentem.

Tabulka 2.7: Hloubka karbonatace ve stáří konstrukce 45 let (porovnání výpočtů a experimentu)

	Hloubka karbonatace [mm]	Odchylka od experimentu [%]
Papadakis	32,68	11,69
Silva	71,87	94,25
Bob	30,52	17,51
Moringa	44,35	19,87
Kishitani	2,50	93,23
Experiment	37,00	-



Obrázek 2.14: Početně stanovený časový průběh karbonatace a výsledek experimentu

Dle provedené studie vystihuje hloubku karbonatace nejlépe model dle Papadakise, jehož odchylka od skutečnosti je necelých 12 %. Mírně větší odchylku od experimentu vykazuje model dle Boba (cca 17,5 %). Přijatelně velká odchylka vzhledem k množství nejistot, kterými je výpočet zatížen, vzniká při použití modelu dle Morinagy (odchylka cca 20 %). Při aplikaci modelů dle Boba a Papadakise vychází hloubka karbonatace menší než při experimentu a při použití modelu dle Morinagy vychází tato hloubka větší. Při výpočtu pomocí matematického modelu podle Silvy vychází hloubka karbonatace výrazně větší – cca o 90 %. Naopak model dle Kishitaniho dává výsledek řádově menší a v podstatě nereálný.

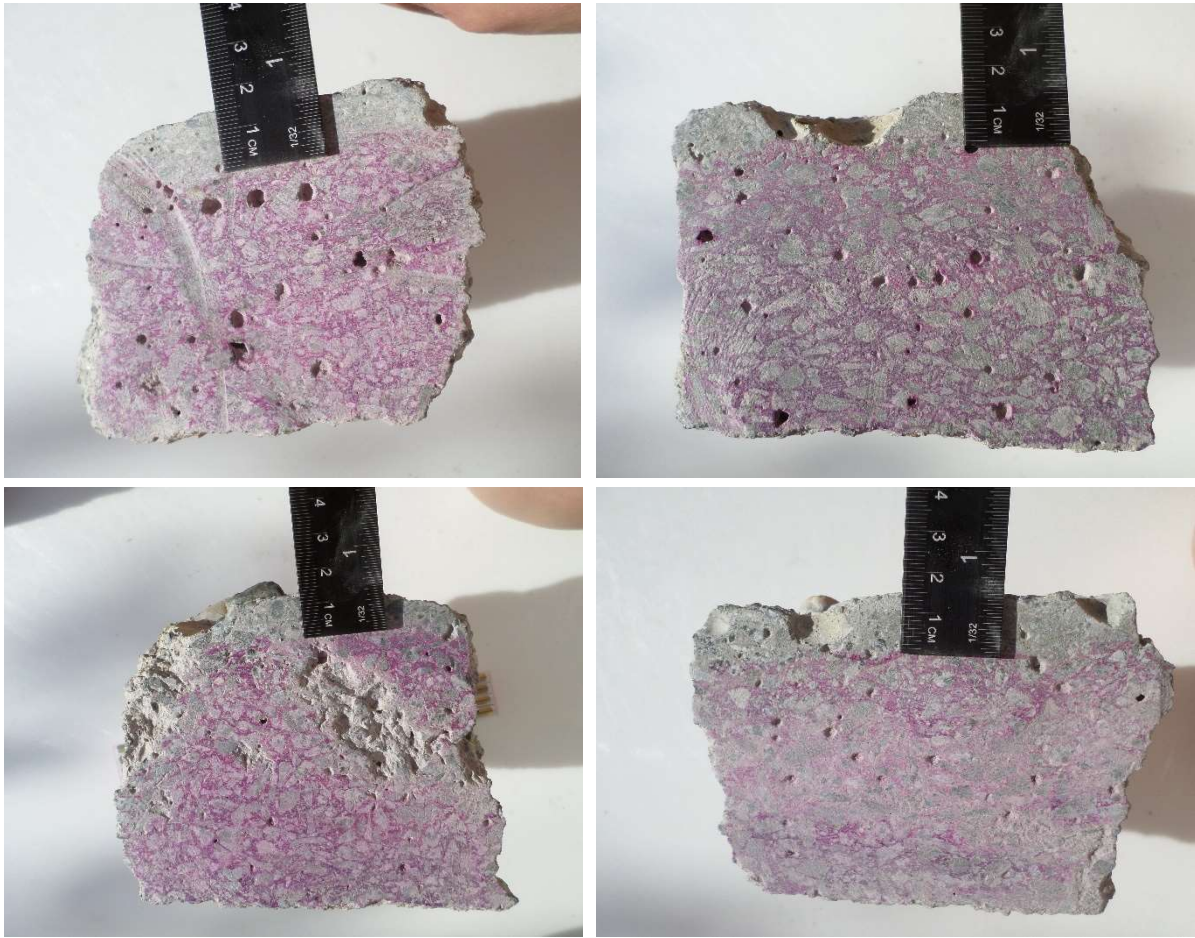
Výsledky, které poskytují matematické modely dle Papadakise, dle Morinagy a dle Boba byly ověřovány ještě na dalších vzorcích z jiné konstrukce. V tomto případě se jednalo o betonový chodník (**Obrázek 2.15**), který byl realizován v roce 2001. Vzorky byly odebrány v roce 2021. Přibližné složení betonu, z kterého byl chodník zhotoven, uvádí **Tabulka 2.8**. Hloubka karbonatace byla i v tomto případě stanovena aplikací fenolftaleinu na povrch vzorků. Celkem byly odebrány 4 vzorky, výsledky experimentu pro tyto vzorky jsou na **Obrázku 2.16**. Hloubky karbonatace byly u jednotlivých vzorků 15 mm, 13 mm, 14 mm a 15 mm. Průměrná hloubka karbonatace byla tedy 14,25 mm. Pevnost betonu byla zjištěna pomocí tvrdoměru, dle naměřených hodnot byla průměrná pevnost betonu v tlaku cca 32 MPa. **Obrázek 2.17** porovnává výsledky experimentu s výpočtem hloubky karbonatace pomocí matematických modelů. **Tabulka 2.9** potom uvádí odchylku experimentu od výpočtu pro průměrnou hloubku karbonatace u odebraných vzorků.

Tabulka 2.8: Přibližné složení betonu chodníku

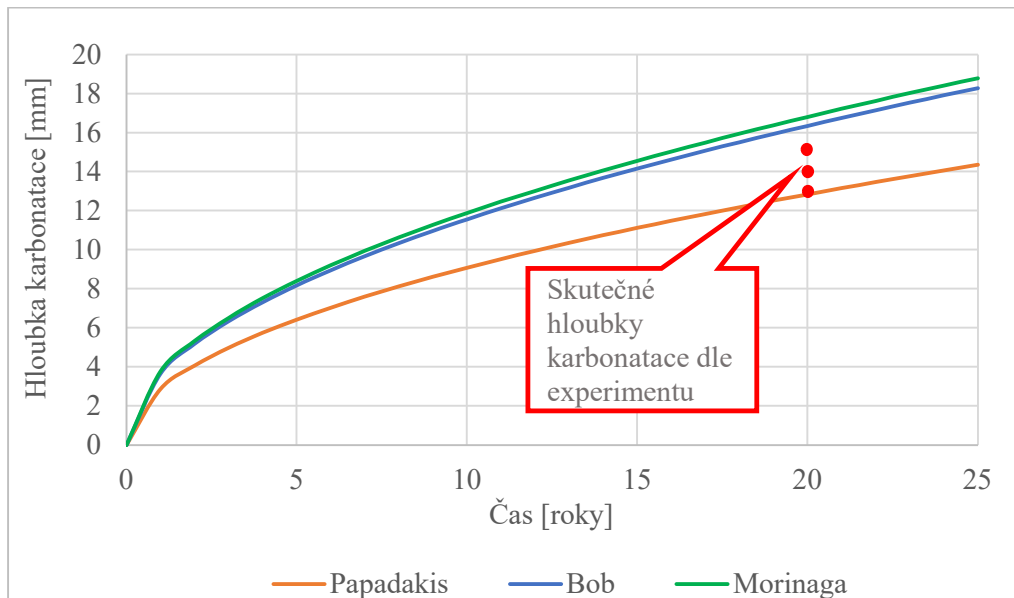
Složení betonu		
Kamenivo střední	1200	kg/m ³
Kamenivo jemné	600	kg/m ³
Cement CEM II/A	300	kg/m ³
Voda	150	kg/m ³



Obrázek 2.15: Betonový chodník, ze kterého byly odebrány vzorky



Obrázek 2.16: Výsledky experimentálního stanovení hloubky karbonatace



Obrázek 2.17: Početně stanovený časový průběh karbonatace a výsledek experimentu

Tabulka 2.9: Hloubka karbonatace ve stáří konstrukce 20 let (porovnání výpočtů a experimentu)

	Hloubka karbonatace [mm]	Odchylka od experimentu [%]
Papadakis	12,84	9,88
Bob	16,35	14,75
Morinaga	16,81	17,97
Experiment	14,25	-

I z této experimentální analýzy plyne, že modely dle Papadakis i Boba jsou poměrně věrohodným nástrojem pro odhad hloubky karbonatace. Zároveň tyto modely vycházejí z dobře dostupných údajů (složení betonu, pevnost betonu, podmínky okolního prostředí), takže je lze doporučit pro praktické výpočty. Z hlediska přesnosti je přijatelný také model dle Morinagy. Avšak tento model je nepoužitelný pro betony s nižším vodním součinitelem (menším než cca 0,38) a také je méně praktický z toho důvodu, že se jeho podoba liší pro beton s vodním součinitelem vyšším než 0,6 a nižším než 0,6. Vzhledem k obecně velkým nejistotám, které se vyskytují při predikci časového průběhu karbonatace, je možné použít i kombinaci více modelů, například modelu dle Papadakis a modelu dle Boba, a uvažovat průměrnou hodnotu hloubky karbonatace.

2.4.3 Pravděpodobnostní přístup k výpočtu životnosti konstrukce

Výpočty týkající se časového průběhu degradačních jevů a trvanlivosti konstrukce jsou obvykle zatíženy velkým množstvím nejistot. Vlastnosti betonu se mohou odchylovat od předpokládané průměrné hodnoty a zejména podmínky okolního prostředí, jako je vlhkost a teplota, lze predikovat pouze přibližně. Parametry vstupující do výpočtu je proto vhodné považovat za náhodné veličiny a výpočet založit na pravděpodobnostním přístupu.

Pro časový průběh karbonatace byl zvolen zjednodušený matematický model dle Papadakis z roku 1992 [158]. Důvodem byla skutečnost, že model pracuje s parametry, které lze poměrně dobře stanovit i pro dosud nerealizovanou konstrukci a zároveň dle experimentální analýzy popsané v kapitole 2.4.2 dosahuje poměrně dobré shody se skutečností.

Simulace náhodných veličin

Parametry vstupující do výpočtu byly považovány za náhodné veličiny. Výjimkou byla objemová hmotnost vody, která byla vzhledem ke své malé variabilitě považována za veličinu deterministickou. Pro simulaci náhodných veličin byla použita jak základní varianta metody Monte Carlo (MC), tak metoda LHS (Latin Hypercube Sampling). V případě metody Monte Carlo byla nejprve generována pseudonáhodná čísla se standardním normálním rozdělením pro každou z veličin. Následně byla pro veličiny s normálním rozdělením pravděpodobnosti tato čísla násobena skutečnou směrodatnou odchylkou náhodné veličiny a byla k nim přičtena střední hodnota této veličiny. Tak byly získány hodnoty náhodné veličiny s normálním rozdělením. V případě, že pro náhodnou veličinu bylo uvažováno logaritmicko-normální rozdělení, byla vygenerovaná pseudonáhodná čísla násobena směrodatnou odchylkou přirozeného logaritmu této veličiny a přičtena byla jeho střední hodnota. Tak byly získány hodnoty náhodné veličiny s logaritmicko-normálním rozdělením. V případě metody LHS byla simulace náhodných veličin založena na distribuční funkci. Ta byla podél osy y rozdělena na stejné intervaly (vrstvy). Ke každé hodnotě distribuční funkce uprostřed každého intervalu byla přiřazena příslušná hodnota x. Tyto hodnoty x byly následně náhodně uspořádány. Takto byl pokryt celý rozsah distribuční funkce a byly získány hodnoty s příslušným rozdělením pravděpodobnosti.

Rozdělení náhodných veličin

Pro obě simulační metody (základní Monte Carlo i LHS) byly uvažovány dvě varianty rozdělení pravděpodobnosti vstupních veličin. Účelem bylo ověření vlivu rozdělení pravděpodobnosti těchto veličin na výsledné rozdělení pravděpodobnosti hloubky karbonatace. V jedné variantě (Varianta A) bylo pro všechny vstupní veličiny uvažováno normální rozdělení. V druhé variantě (Varianta B) bylo pro některé veličiny (množství cementu, vody a kameniva v betonu a tloušťka krycí vrstvy) uvažováno logaritmicke-normální rozdělení. Výběr veličin, u kterých bylo uvažováno logaritmicke-normální rozdělení, byl uskutečněn na základě studie [85], která používá stejný matematický model časového průběhu karbonatace, jako je použit v této studii. Střední hodnoty proměnných byly voleny dle uvažovaného složení betonové směsi a dle obvyklých podmínek prostředí, směrodatné odchylky těchto veličin byly odhadnuty dle hodnot uváděných v literatuře [85]. **Tabulka 2.10** obsahuje přehled proměnných vstupujících do výpočtu, jejich střední hodnoty a směrodatné odchylky a rozdělení pravděpodobnosti uvažované v obou variantách.

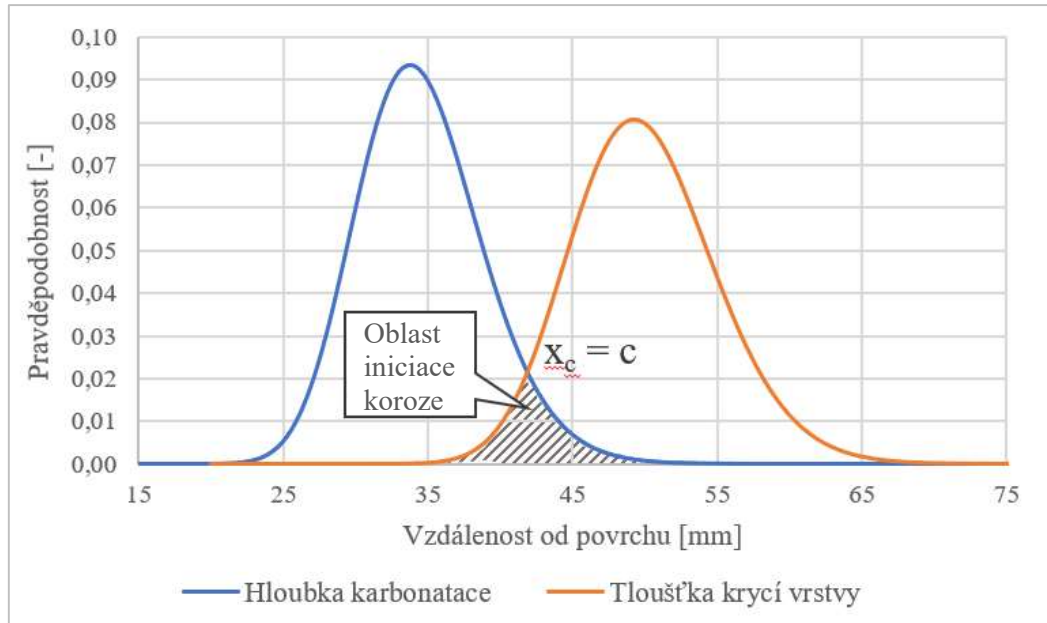
Tabulka 2.10: Proměnné vstupující do výpočtu a jejich parametry

Proměnná	Jednotka	Střední hodnota	Směrodatná odchylka	Rozdělení pravděpodobnosti	
				Varianta A	Varianta B
Množství cementu v 1 m ³ betonu	[kg/m ³]	290	12	normální	log.-normální
Množství vody v 1 m ³ betonu	[kg/m ³]	185	3	normální	log.-normální
Množství kameniva v 1 m ³ betonu	[kg/m ³]	1710	22	normální	log.-normální
Objemová hmotnost cementu	[kg/m ³]	3100	93	normální	normální
Objemová hmotnost kameniva	[kg/m ³]	2700	78	normální	normální
Koncentrace oxidu uhličitého	[%]	0,04	0,004	normální	normální
Vlhkost okolního prostředí	[%]	50	5	normální	normální
Tloušťka krycí vrstvy	[mm]	50	5	normální	log.-normální

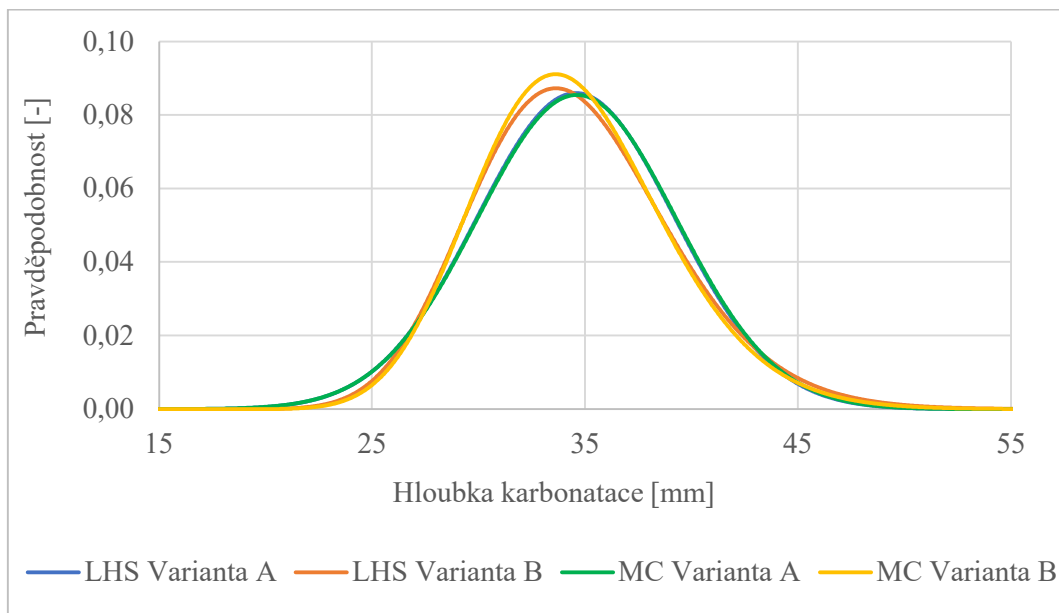
Výpočet pravděpodobnosti iniciace koroze výztuže na konci návrhové životnosti

Pravděpodobnost iniciace koroze výztuže byla vypočtena jako pravděpodobnost, že na konci návrhové životnosti (zde uvažováno 50 let) hloubka karbonatace x_c překročí tloušťku krycí vrstvy c . Hloubka karbonatace x_c i tloušťka krycí vrstvy c jsou přitom považovány za náhodné veličiny. **Obrázek 2.18** znázorňuje funkce hustoty pravděpodobnosti pro obě tyto veličiny a vyznačenou oblast iniciace koroze výztuže (analogie k oblasti poruchy při posuzování mezního stavu únosnosti). Dle provedených výpočtů se rozdělení pravděpodobnosti hloubky karbonatace výrazně neliší v závislosti na použité simulační metodě, a v závislosti na předpokládaném rozdělení pravděpodobnosti vstupních veličin se liší pouze mírně. **Obrázek 2.19** znázorňuje funkce hustoty pravděpodobnosti hloubky karbonatace na konci životnosti spočtené s použitím obou simulačních metod a za předpokladu obou variant rozdělení pravděpodobnosti vstupních veličin. Výsledný typ rozdělení pravděpodobnosti hloubky karbonatace byl zvolen na základě tvaru histogramu, jak je znázorněno na **Obrázku 2.20**. Pro variantu A, ve které bylo pro všechny vstupní veličiny uvažováno normální rozdělení, byla zvolena kombinace normálního a logaritmickeho rozdělení. Pro variantu B, kde bylo pro některé vstupní veličiny uvažováno logaritmicke-normální rozdělení a pro jiné normální rozdělení, bylo zvoleno logaritmicke-normální rozdělení. **Tabulka 2.11** obsahuje přehled středních hodnot a směrodatných odchylek hloubky karbonatace vypočtených pro jednotlivé varianty výpočtu, lišící se použitou simulační

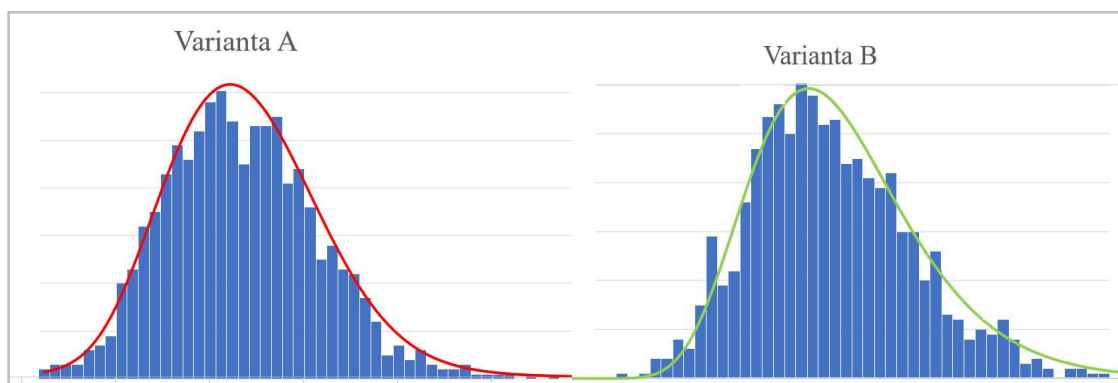
metodou a uvažovaným rozdělením vstupních veličin. Zároveň je zde uvedena pravděpodobnost iniciace koroze pro každou výpočetní variantu. Na výsledné rozdělení pravděpodobnosti hloubky karbonátace má zanedbatelný vliv, zda byla použita základní varianta metody Monte Carlo nebo její modifikace LHS. Uvažované rozdělení pravděpodobnosti vstupních veličin má na výsledky jistý vliv, který ovšem není příliš výrazný. Rozdíl je patrný především na výsledné pravděpodobnosti iniciace koroze na konci životnosti, která vychází větší v případě, že je uvažováno pro všechny vstupní veličiny normální rozdělení. Rozdíl se pohybuje v menších jednotkách procent a je dán rozdílnými tvary křivek funkcí hustoty pravděpodobnosti pro hloubku karbonátace a pro tloušťku krycí vrstvy. Na grafu na **Obrázku 2.21** je znázorněn časový průběh karbonátace s vypočtenou statistickou odchylkou parametru A .



Obrázek 2.18: Funkce hustoty pravděpodobnosti hloubky karbonátace a tloušťky krycí vrstvy



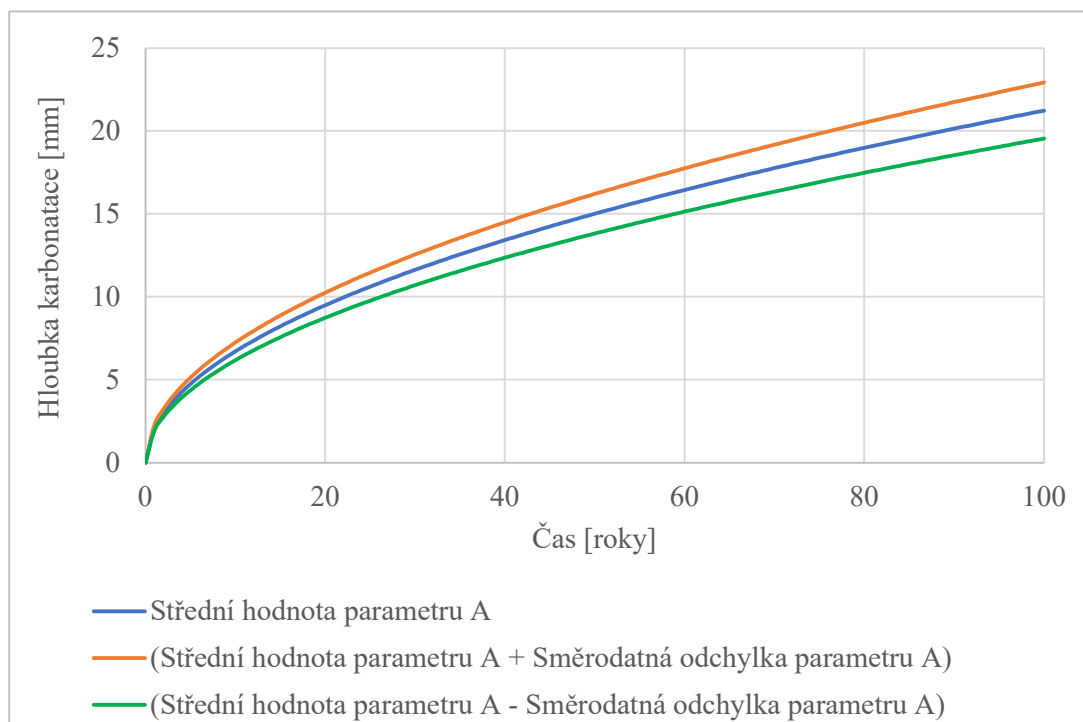
Obrázek 2.19: Rozdělení hloubky karbonátace na konci životnosti spočtené pomocí obou simulačních metod a obou variant rozdělení pravděpodobnosti vstupních veličin



Obrázek 2.20: Volba typu rozdělení pravděpodobnosti na základě tvaru histogramu

Tabulka 2.11: Parametry rozdělení pravděpodobnosti hloubky karbonatace a pravděpodobnost poruchy pro jednotlivé varianty výpočtu

	Hloubka karbonatace x		Pravděpodobnost iniciace koroze výztuže na konci životnosti [%]
	Střední hodnota [mm]	Směrodatná odchylka [mm]	
LHS Varianta A	34,55	4,59	9,18
LHS Varianta B	34,55	4,62	6,34
MC Varianta A	34,24	4,34	8,83
MC Varianta B	34,63	4,79	6,47



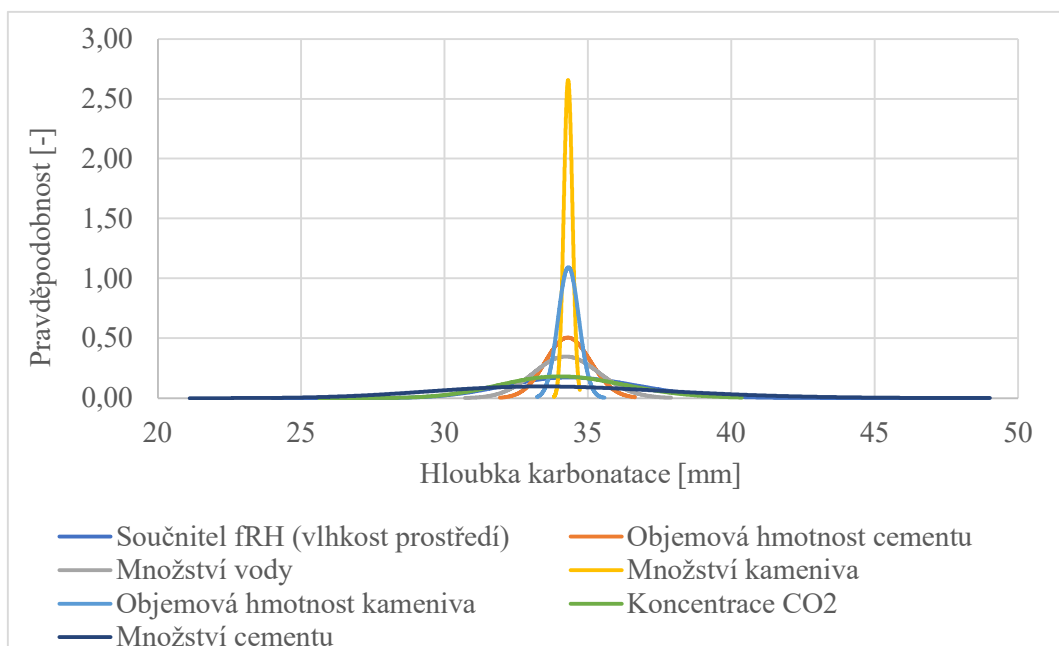
Obrázek 2.21: Rozptyl časového průběhu karbonatace

Citlivostní analýza

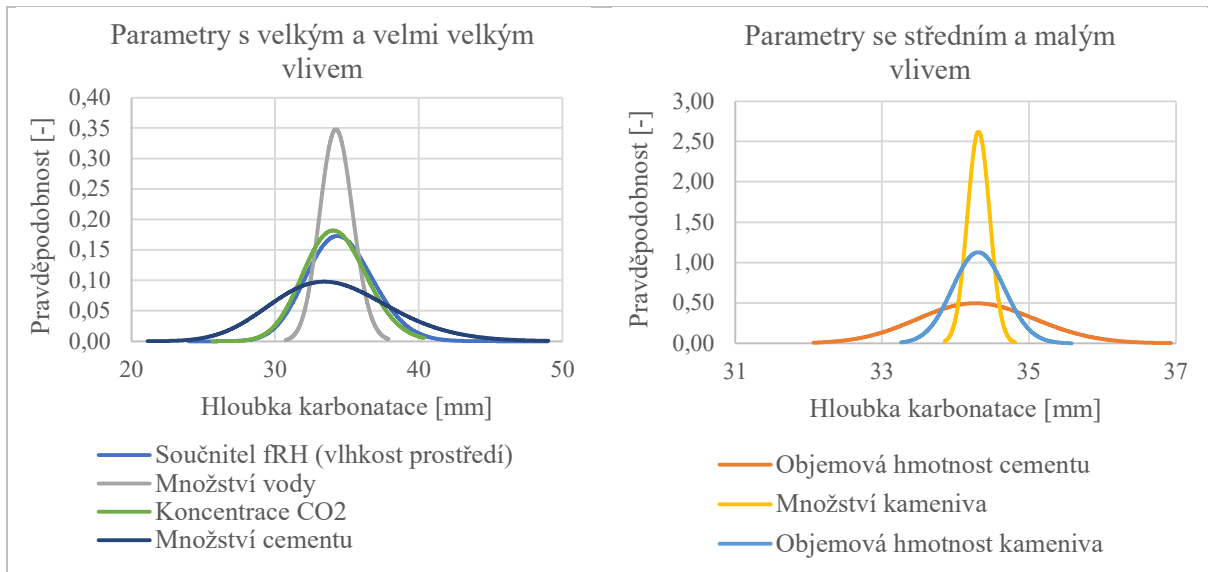
Dále byla provedena citlivostní analýza, jejímž cílem bylo identifikovat ty proměnné, které mají největší vliv na variabilitu výsledné hloubky karbonatace. Pro tento účel byl výpočet proveden tak, že jedna z proměnných, vstupujících do výpočtu, byla považována za náhodnou veličinu a ostatní veličiny byly považovány za diskrétní. Tento výpočet byl postupně proveden pro všechny vstupní proměnné (kromě objemové hmotnosti vody). Z provedené citlivostní analýzy plyne, že největší vliv na variabilitu výsledku (hloubky karbonatace) má obsah cementu v betonu. Značný vliv mají také obsah vody v betonu a podmínky prostředí - koncentrace oxidu uhličitého CO_2 v ovzduší a součinitel f_{RH} , který vyjadřuje vliv relativní vlhkosti okolního prostředí. Méně výrazný vliv má objemová hmotnost cementu. Objemová hmotnost kameniva a jeho množství v betonu mají vliv na rozptyl výsledku nepatrný. Výsledky citlivostní analýzy (směrodatné odchylky hloubky karbonatace při uvažování náhodnosti jednotlivých vstupních veličin) jsou shrnuty v **Tabulce 2.12**. Funkce hustoty pravděpodobnosti hloubky karbonatace při uvažované náhodnosti jednotlivých parametrů znázorňuje **Obrázek 2.22**. Vliv jednotlivých parametrů na rozptyl výsledné hloubky karbonatace se výrazně liší, pro lepší přehlednost jsou proto na **Obrázku 2.23** znázorněny zvláště funkce hustoty pravděpodobnosti hloubky karbonatace pro parametry s menším a s větším vlivem na její rozptyl.

Tabulka 2.12: Výsledky citlivostní analýzy

Parametr uvažovaný jako náhodný	Směrodatná odchylka výsledku [mm]	Vliv na rozptyl
Množství cementu	7,91	velmi velký
f_{RH}	4,80	velký
Koncentrace CO_2	4,19	velký
Množství vody	3,12	velký
Objemová hmotnost cementu	1,09	střední
Objemová hmotnost kameniva	0,42	malý
Množství kameniva	0,18	malý



Obrázek 2.22: Výsledky citlivostní analýzy



Obrázek 2.23: Výsledky citlivostní analýzy pro parametry s menším a s větším vlivem na výslednou funkci hustoty pravděpodobnosti hloubky karbonatace

3 Metodika pro výpočet a hodnocení množství emisí CO₂ z výstavby betonové konstrukce

3.1 Důvody sledování a omezování emisí CO₂

Oxid uhličitý CO₂ je jednou z látek, která se významně podílí na změně klimatu, charakteristické dlouhodobým zvyšováním teploty na Zemi. Dle předpovědí klimatických modelů se předpokládá, že globální změna klimatu změní směry hlavních oceánských proudů, což povede k tání ledovců, zvýšení hladiny oceánů a zaplavování území. Dlouhodobá změna klimatu dále pravděpodobně způsobí rozšiřování pouští a nedostatek pitné vody v některých oblastech. Tyto důsledky klimatických změn povedou k tomu, že se mnoho oblastí na Zemi, často hustě osídlených, stane neobyvatelnými a bude docházet k migraci lidí přecházejících z těchto oblastí. Dalším důsledkem těchto změn jsou také častější náhlé změny počasí a jeho extrémní projevy. V neposlední řadě má tento klimatický vývoj neblahý vliv na ekosystémy a vede ke snižování biodiverzity v mnohých oblastech.

Množství emisí oxidu uhličitého produkovaných v rámci stavební činnosti lze omezit vhodnou volbou materiálu a také konstrukčního a technologického řešení. Je velmi žádoucí množství vyprodukovaných emisí sledovat, aby mohly být identifikovány jejich nejvýznamnější zdroje při výrobě konstrukcí a aby bylo možno vyhodnotit úspěšnost subjektu při snižování množství těchto emisí. Dalším důvodem pro kvantifikaci emisí oxidu uhličitého je porovnání dvou či více variant konstrukce pro výběr materiálového a technologického řešení, při kterém bude vyprodukováno nejméně emisí.

3.2 Základní termíny

Oxid uhličitý CO₂

Oxid uhličitý CO₂ je bezbarvý plyn bez zápachu. Přirozeně se vyskytuje ve vzduchu v koncentraci cca 0,04 %. Jeho množství v ovzduší se zvyšuje v důsledku antropogenní činnosti (zejména při spalování organické hmoty). Patří mezi tzv. skleníkové plyny a podílí se na růstu průměrné teploty na Zemi.

Skleníkové plyny

Skleníkové plyny jsou plyny, které se vyskytují v zemské atmosféře a které největší měrou přispívají k tzv. skleníkovému efektu. Mezi skleníkové plyny patří oxid uhličitý CO₂, metan CH₄, oxid dusný N₂O, halogenové uhlovodíky, fluorid sírový SF₆, tvrdé (CFC) a měkké freony (HCFC, halony) a řada dalších plynů. Významným skleníkovým plynem je také vodní pára.

Skleníkový efekt

Skleníkový efekt je jev, při kterém skleníkové plyny v atmosféře absorbují tepelné záření, které vyzařuje povrch Země a toto záření je potom odraženo zpět k zemskému povrchu. Příčinou skleníkového efektu je schopnost skleníkových plynů propouštět záření s kratší vlnovou délkou a pohlcovat záření s větší vlnovou délkou. Skleníkový jev je přirozený a byl jednou z podmínek pro vznik života na Zemi.

Globální oteplování

Pojmem globální oteplování se rozumí trvalý nárůst průměrné teploty na Zemi, který může mít závažné dopady na životní prostředí a na život na Zemi.

Posouzení životního cyklu (LCA)

Studie LCA je metoda posuzování environmentálního dopadu produktu, která obvykle uvažuje celý jeho životní cyklus nebo alespoň jeho významnou část. Do hodnocení je tedy zahrnuto získávání surovin,

jejich doprava na místo zpracování, zpracování surovin na výchozí materiály, jejich případné skladování, výroba konečného produktu, jeho užívání a případné opravy či údržba, a nakonec odstranění produktu včetně recyklace jeho částí.

Přístup k hodnocení životního cyklu "cradle to grave" (od kolébky do hrobu)

Hodnocení environmentálního dopadu produktu, které zahrnuje celý jeho životní cyklus od získávání surovin až po odstranění.

Přístup k hodnocení životního cyklu "cradle to site" (od kolébky na místo použití)

Hodnocení environmentálního dopadu produktu, které zahrnuje část jeho životního cyklu od získávání surovin po dopravu na místo užívání (pokud nelze předpovědět pozdější fáze životního cyklu).

Přístup k hodnocení životního cyklu "cradle to gate" (od kolébky k bráně)

Hodnocení environmentálního dopadu produktu, které zahrnuje část jeho životního cyklu od získávání surovin po jeho výrobu (pokud nelze předpovědět pozdější fáze životního cyklu).

3.3 Normy týkající se kvantifikace emisí CO₂

Skleníkovými plyny se zabývají normy řady ISO 14060. Tato řada norem poskytuje pokyny pro kvantifikaci, monitorování a vykazování produkce emisí skleníkových plynů, případně jejich odstraňování. Cílem těchto norem je zvýšení integrity kvantifikace skleníkových plynů a zvýšení důvěryhodnosti, konzistence a transparentnosti kvantifikace a monitorování emisí skleníkových plynů. Dále by měly tyto normy sloužit k usnadnění vývoje a provádění strategií a plánů řízení produkce emisí skleníkových plynů a k usnadnění vývoje zmírňujících opatření v souvislosti s emisemi skleníkových plynů.

ČSN EN ISO 14064-1 Skleníkové plyny - Část 1: Specifikace s návodem pro stanovení a vykazování emisí a propadů skleníkových plynů pro organizace

Tato norma poskytuje návod pro kvantifikaci a vykazování množství emisí skleníkových plynů pro organizace. Zabývá se stanovením hranic vykazovaných emisí, identifikací zdrojů emisí a rozdělením emisí do jednotlivých kategorií podle jejich původu. Také obsahuje kapitoly týkající se požadavků na kvalitu údajů, práci s daty a posouzení nejistoty. Součástí normy je návod na sestavení zprávy o emisích skleníkových plynů ([10]).

ČSN EN ISO 14064-2 Skleníkové plyny - Část 2: Specifikace s návodem pro stanovení, monitorování a vykazování snížení emisí nebo zvýšení propadů skleníkových plynů pro projekty

Tato norma poskytuje návod pro monitorování množství emisí skleníkových plynů v rámci projektů, které mají za cíl snížení emisí skleníkových plynů nebo zvýšení míry jejich odstraňování. Norma mimo jiné uvádí požadavky na specifikaci projektu z hlediska jeho účelu, cíle, geografického a časového určení, identifikaci rizik a opatření na jejich snížení. Dále popisuje postup pro identifikaci hlavních zdrojů emisí skleníkových plynů a pro kvantifikaci těchto emisí. Poskytuje instrukce pro sledování průběhu projektu, správu dat a zpracování zprávy z projektu ([11]).

ČSN EN ISO 14064-3 Skleníkové plyny - Část 3: Specifikace s návodem na ověřování a validaci prohlášení o skleníkových plynech

Norma popisuje zásady pro ověřování prohlášení o skleníkových plynech a požadavky na tato ověření. Obsahuje pokyny pro ověření, validaci a nezávislé přezkoumání prohlášení o skleníkových plynech ([12]).

ČSN EN ISO 14065 Skleníkové plyny - Požadavky na orgány validující nebo ověřující skleníkové plyny pro použití v akreditaci nebo jiných formách uznávání

Tato norma specifikuje požadavky na orgány validující nebo ověřující posouzení produkce emisí skleníkových plynů. Požadavky se týkají především právních a smluvních ujednání, odborné způsobilosti, nestrannosti managementu a otázek odpovědnosti a financování ([13]).

ČSN ISO 14066 Skleníkové plyny - Požadavky na odbornou způsobilost týmů pro validaci a ověřování skleníkových plynů

Norma se zabývá požadavky na odbornou způsobilost validačních a ověřovacích týmů, které posuzují objektivitu vykazování skleníkových plynů. Jsou zde uvedeny požadavky na znalosti a dovednosti členů týmů a pokyny pro ověřování a udržování těchto znalostí a dovedností ([14]).

ČSN EN ISO 14067 Skleníkové plyny -Uhlíková stopa produktů -Požadavky a směrnice pro kvantifikaci

Tato norma stanoví zásady, požadavky a pokyny pro kvantifikaci emisí skleníkových plynů a pro podávání zpráv o uhlíkové stopě produktu. Tato norma částečně vychází z normy ISO ČSN EN 14044 (ČSN EN ISO 14044: Environmentální management - Posuzování životního cyklu - Požadavky a směrnice). Fáze studie pro stanovení uhlíkové stopy produktu se shodují s fázemi analýzy LCA popsanými v ČSN EN ISO 14044. V rámci definice cíle a rozsahu je mimo jiné třeba popsat zamýšlené použití studie a její zamýšlené uživatele, geografický a časový rozsah a požadavky na kvalitu dat. Následuje inventarizační analýza, což je proces, ve kterém jsou identifikovány zdroje emisí skleníkových plynů a tyto emise jsou kvantifikovány. V další fázi studie je z těchto kvantifikovaných emisí spočtena uhlíková stopa produktu tak, že jsou jednotlivé skleníkové plyny převedeny na ekvivalentní množství oxidu uhličitého (jednotky CO₂ ekv.). V poslední fázi studie jsou formulovány závěry a identifikovány významné problémy z hlediska produkce skleníkových plynů v rámci životního cyklu produktu. Dále je provedena analýza citlivosti, především pro posouzení vlivu odhadovaných scénářů v rámci životního cyklu (fáze užívání a konce životnosti) a vlivu zanedbání některých málo významných zdrojů emisí skleníkových plynů ([15]).

3.4 Podklady pro výpočet

3.4.1 Emisní faktory pro zdroje energie

Emisní faktory uvádějí množství oxidu uhličitého, které připadá na jednotku energie ve spalovaném palivu (např. t CO₂/MWh). Emisní faktory pro různá paliva lze najít v literatuře, jejich hodnota závisí na obsahu uhlíku v palivu, jeho výhřevnosti a způsobu spalování. Hodnoty emisních faktorů v České republice stanovuje Vyhláška č. 425/2004 Sb. Tato vyhláška však pochází z roku 2004, proto je vhodnější používat emisní faktory novějšího data. Aktuální emisní faktory jsou k dispozici v české Národní inventarizační zprávě [213], kterou každoročně vydává Český hydrometeorologický úřad. Pro hnědé a černé uhlí, LPG a zemní plyn jsou zde uvedeny národně specifické emisní faktory, pro ostatní paliva jsou uvedeny standardně doporučené emisní faktory uvedené v platné metodice IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) [131]. Emisní faktor pro elektřinu v různých letech uvádí Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR [205]. Nejnovější údaj, který je k dispozici, je z roku 2019. Lze ovšem předpokládat, že tento údaj se zásadně nemění. **Tabulka 3.1** uvádí aktuálně platné emisní faktory pro paliva (2019).

Tabulka 3.1: Emisní faktory pro paliva ([131],[205],[213])

Palivo	Emisní faktor [kg CO ₂ / MWh]
Elektrina	0,428
Surová ropa	0,264
Lehký topný olej (LTO)	0,267
Těžký topný olej (TTO)	0,279
Kapalný ropný olej (LPG)	0,237
Petrochemický nástřik (naphtha)	0,264
Bitumen	0,291
Maziva	0,264
Ropný koks	0,351
Ostatní oleje	0,264
Koksovatelné uhlí	0,337
Ostatní černé uhlí	0,340
Hnědé uhlí a lignit	0,358
Brikety	0,351
Koks (černouhelný)	0,385
Koksárenský plyn	0,160
Zemní plyn	0,200
Benzin	0,249
Nafta	0,267

3.4.2 Databáze EPD pro stavební materiály

Pro mnoho stavebních materiálů jsou k dispozici údaje o environmentálních dopadech (EPD) v různých databázích. Jedním z dopadů na životní prostředí, který je zde uváděn, je měrná spotřeba energie, tedy množství energie potřebné pro výrobu jednotkového množství materiálu. Pomocí tohoto údaje lze pro mnoho materiálů dopočítat měrné emise oxidu uhličitého. Měrné emise oxidu uhličitého vyjadřují, jaké množství emisí vznikne při výrobě jednotkového množství určitého materiálu a uvádějí se například v kg CO₂ / kg.

Z měrné spotřeby energie lze vyčíslit měrné emise oxidu uhličitého pomocí emisního faktoru použitého zdroje energie (zpravidla elektřiny):

$$E_{CO_2} = Q * f \quad (3.1)$$

kde E_{CO_2} [kg CO₂/kg] jsou měrné emise daného materiálu, Q [kWh/kg] je spotřeba energie pro výrobu 1 kg daného materiálu a f [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro použitý zdroj energie. Tento postup má uplatnění zejména v případě, kdy ve výrobě naprosto převažuje jeden zdroj energie a tento zdroj je známý. Tento postup nelze použít například u výroby cementu, protože zde je používána celá škála zdrojů energie v různém poměru a zároveň emise vznikající při výrobě cementu zásadním způsobem ovlivňují výsledek, tudíž je třeba věnovat velkou pozornost přesnosti výpočtu. Při výrobě cementu navíc vzniká oxid uhličitý nejen v důsledku spotřeby energie, ale také v důsledku chemické reakce při výrobě. V podobných případech tedy nelze uvedený vztah použít. V případě materiálů, jejichž výroba má na celkové environmentální dopady malý vliv (např. většina příměsí), lze tento vztah aplikovat i v případě využití více zdrojů energie s tím, že se uvažuje průměrná hodnota emisního faktoru.

V databázích je v rámci environmentálních dopadů udáváno také tzv. ekvivalentní množství emisí oxidu uhličitého (kg CO₂ ekv. / kg). Tento údaj vyjadřuje vliv výroby materiálů na globální oteplování a změnu klimatu a udává celkové množství všech skleníkových plynů převedené na ekvivalentní množství oxidu uhličitého podle toho, jak příslušný skleníkový plyn ovlivňuje změnu klimatu. Je zřejmé, že tento údaj není vhodné používat, pokud je cílem kvantifikovat pouze emise oxidu uhličitého.

Některé státy mají k dispozici vlastní databázi environmentálních dopadů pro stavební materiály. Taková databáze je k dispozici i v ČR (Envimat, databáze EPD CENIA) a v mnoha dalších zemích. Dále existují mezinárodní databáze (Environdec, Ecoinvent). Údaje v těchto databázích však často nejsou ověřovány žádnou další institucí a obvykle také chybí informace o tom, jak byly konkrétní hodnoty získány a jak jsou tyto údaje staré. Přesto jsou však při praktických výpočtech tyto databáze cenným zdrojem informací.

Rozsáhlou databázi environmentálních profilů stavebních materiálů poskytuje Česká informační agentura životního prostředí CENIA [196]. Zde jsou shromážděny údaje o environmentálních dopadech (EPD) pro rozličné stavební materiály. Jedná se o certifikáty pocházející přímo od výrobců, přičemž tato prohlášení o produktu jsou zpracována podle příslušných pravidel a náležitě ověřena.

3.4.3 Vlastní data pro výpočet – údaje o materiálech

Z hlediska přesnosti a věrohodnosti je samozřejmě optimální použít data přímo od výrobce daného materiálu, ideálně od konkrétního výrobce, který tento materiál pro stavbu zajišťuje. Zdaleka ne každý výrobce však stanovuje množství emisí oxidu uhličitého z výroby konkrétních materiálů. V případě, že výrobce vyrábí pouze jeden materiál (ocel, cement) a vykazuje celkovou produkci oxidu uhličitého, lze měrné emise oxidu uhličitého přibližně určit z celkové produkce oxidu uhličitého a celkové produkce daného materiálu. Tento postup samozřejmě není zcela přesný, protože nelze nijak zjistit vliv typu materiálu (např. betonářská či konstrukční ocel, konkrétní druh cementu) na množství emisí. Obvykle je však největší objem oxidu uhličitého vyprodukovan při energeticky náročných procesech (tavení surového železa, výpal slínku), a další fáze výroby mají na celkové množství emisí mnohem menší vliv. V případě cementu lze potom měrné emise určit na základě obsahu slínku, protože oproti výrobě slínku má výroba dalších složek (např. struska, mletý vápenec) zanedbatelný vliv na celkové množství emisí oxidu uhličitého.

3.4.4 Vlastní data pro výpočet – údaje o strojích a dopravních prostředcích

Aby bylo možno stanovit celkové množství emisí oxidu uhličitého uvolněné při výrobě určité stavební konstrukce, musí být do výpočtu zahrnut i vliv dopravy materiálů a samotného zhotovení konstrukce. V některých databázích EPD existují údaje i pro tyto fáze výroby konstrukce. Vzhledem k tomu, že jsou tyto údaje závislé na konkrétním stroji či dopravním prostředku a jeho spotřebě paliva, je vhodnější vycházet z těchto určitých údajů. Spotřeba paliva jednotlivých strojů a dopravních prostředků je poměrně snadno zjistitelný údaj, takže tento konkrétnější postup stanovení množství emisí příliš nekomplikuje výpočet. Ze spotřeby paliva se potom množství emisí určí pomocí emisních faktorů uvedených v [131]. V případě některých dopravních prostředků (např. osobní automobily) je produkce oxidu uhličitého na jednotku vzdálenosti přímo udávána v technickém průkazu vozidla. Tento údaj se využije při stanovení množství nepřímých emisí způsobených dopravou zaměstnanců.

3.4.5 Vlastní data pro výpočet – údaje o provozech a další údaje

Pro zahrnutí všech emisí oxidu uhličitého je třeba znát údaje o provozech - spotřebu energie v těchto provozech a její zdroj. Pokud je to možné, je třeba tyto údaje shromáždit pro veškeré výrobní i kancelářské provozy, které se podílejí na výrobě dané konstrukce.

3.5 Doporučení pro volbu zdroje údajů pro výpočet

Je pravděpodobné, že ne pro všechny použité materiály a suroviny bude možné získat data o emisích přímo od výrobce. Je proto důležité identifikovat ty materiály, které jsou z hlediska produkce emisí oxidu uhličitého nejvýznamnější. Pro tyto materiály je vhodná volba zdroje údajů nejzásadnější. V případě železobetonové konstrukce se jedná o měrné emise cementu a oceli. Tyto dva materiály mají na celkovou produkci emisí oxidu uhličitého největší vliv, a proto je třeba věnovat údajům o těchto materiálech největší pozornost. Nejvhodnější je použití dat přímo od konkrétního dodavatele. Pokud to není možné, lze použít data od jiného výrobce v České republice. V případě cementu poskytuje data o emisích oxidu uhličitého Svaz výrobců cementu [197], který sdružuje právnické osoby činné ve výrobě cementu na území ČR. Z celkové produkce oxidu uhličitého a celkové produkce slínku lze vcelku přesně stanovit měrné emise oxidu uhličitého pro cement. Uvedené množství oxidu uhličitého nezahrnuje emise způsobené těžbou surovin pro výrobu cementu. Při výrobě cementu je však drtivá většina emisí způsobena výpalem slínku a jeho mletím [193]. Přesto je vhodné, pokud je to možné, započítat i emise z těžby surovin pro výrobu cementu. Pro tyto fáze výroby však již není tolik zásadní jejich zdroj a je tedy možné využít pro výpočet údaje z některé z databází, které uvádějí spotřebu energie odděleně pro jednotlivé výrobní fáze.

Co se týče dalších materiálů pro výrobu betonu, jako je kamenivo, příměsi a přísady, údaje pro ně je možné převzít z databáze, pokud nejsou k dispozici údaje přímo od výrobce. Tyto další materiály mají totiž na celkovou produkci oxidu uhličitého malý vliv, takže případné nepřesnosti ovlivní výsledek jen zanedbatelně.

Významnější vliv mají také některé materiály používané pro kompletační konstrukce, například zdící prvky pro obvodové zdivo a pro příčky. Z tohoto důvodu je vhodné využívat přednostně databázi environmentálních prohlášení o produktech, kterou poskytuje CENIA [196].

Jak už bylo vysvětleno v kapitole 3.4.4, emise způsobené spotřebou energie stroji a dopravními prostředky je vhodné stanovit na základě jejich technických údajů. Pouze pokud by nebylo možné tyto údaje zjistit, například pokud nejsou známy použité typy strojů a dopravních prostředků, je možné využít údaje z některé databáze.

3.6 Životní cyklus betonové konstrukce

Pro kvantifikaci emisí oxidu uhličitého v rámci jakéhokoli výrobního procesu je důležité uvažovat celý životní cyklus daného produktu nebo alespoň jeho významnou část. V případě stavebních konstrukcí se velmi často uvažuje část životního cyklu od získávání surovin po konečnou výstavbu konstrukce (v metodice LCA se tato fáze životního cyklu značí písmenem A). Ve většině případů jsou totiž fáze užívání (v metodice LCA se značí písmenem B) a likvidace konstrukce (v metodice LCA se značí písmenem C) velmi špatně předvídatelné. Dalším důvodem je skutečnost, že vyčíslení množství emisí z výroby konstrukce často slouží jako rozhodovací nástroj pro volbu materiálové, konstrukční či technologické varianty. V případě pozemních staveb se při takovém rozhodování většinou porovnávají řešení nosné konstrukce, přičemž řešení kompletačních konstrukcí se významně nemění a nedochází tedy k výraznějšímu zvětšení nebo snížení energetické náročnosti budovy. Tím pádem je množství emisí vyprodukované během provozu konstrukce velmi podobné pro obě varianty, protože energie spotřebovaná v důsledku provozu budovy je nejvýznamnějším zdrojem emisí v provozní fázi života konstrukce.

Určitou roli hrají samozřejmě i opravy a údržba konstrukce, zejména u dopravních staveb, u kterých do značné míry odpadá spotřeba energie během běžného provozu. Zde už by bylo porovnání více variant komplikovanější, protože na množství oprav i náročnost údržby má vliv materiálové, konstrukční i technologické řešení konstrukce. Například lze předpokládat, že konstrukce zhotovená

z vysokohodnotného betonu bude v průběhu svého života vyžadovat méně oprav a méně náročnou údržbu než konstrukce z běžného betonu. Tyto scénáře však lze předpovídat jen velmi omezeně a s velkým množstvím nejistot. Obecně je tedy přípustné zahrnout do výpočtu pouze emise z těch částí životního cyklu, které již proběhly nebo jejichž průběh lze bez větších nejistot předpovědět.

3.6.1 Těžba přírodních surovin

Tato fáze výroby konstrukce zahrnuje získání prvotních přírodních surovin pro výrobu dalších materiálů. Jedná se například o těžbu přírodního kamene pro výrobu kameniva, těžbu vápence, břidlice a jílu pro výrobu cementu nebo těžbu železných rud pro výrobu oceli. Pokud jsou měrné emise stanoveny na základě údaje z databáze o spotřebě energie, jsou zde zahrnuty emise z výroby těchto materiálů včetně těžby. Někdy jsou environmentální dopady v databázi rozděleny do jednotlivých fází a lze tak zjistit samostatně emise způsobené těžbou výchozích přírodních surovin (tato fáze výroby je označována jako A1). Jak už bylo řečeno výše, v případě kameniva lze pro výpočet uvažovat spotřebu energie převzatou z databáze, aniž by došlo k negativnímu ovlivnění přesnosti a věrohodnosti výsledku, neboť výroba kameniva má na celkové emise oxidu uhličitého z výroby betonové konstrukce velmi malý vliv. V případě kameniva jsou tedy emise z jeho těžby zahrnuty v měrných emisích spočtených na základě údaje z databáze o spotřebě energie a není třeba se jimi dále zabývat.

V případě výroby cementu a oceli je obecně vhodnější použít přesnější data. Údaje o emisích, které poskytuje výrobce cementu, obvykle zahrnují emise způsobené přípravou surovinové moučky, výpalem slínku, jeho mletím a balením cementu. Těžbu surovin obvykle neprovádí samotná cementárna, a tak emise způsobené těžbou surovin nevykazuje. Jak již bylo uvedeno výše, v rámci výroby cementu mají emise způsobené těžbou surovin naprosto minimální podíl na celkových emisích oxidu uhličitého [193]. Podobně je tomu v případě výroby oceli. Množství emisí způsobené těžbou přírodních surovin lze tedy odhadnout na základě údaje o spotřebě energie z libovolné databáze. Provedení přesného výpočtu není v případě těžby surovin příliš reálné. I v případě, že by byly známy údaje o konkrétní mechanizaci používané při těžbě, emise pocházející z výroby použitých výbušnin jsou jen velmi obtížně stanovitelné.

3.6.2 Doprava přírodních surovin

Emise způsobené dopravou surovin na místo zpracování už jsou obvykle zahrnuty v údajích o emisích získaných přímo od výrobce. Pokud je znám typ dopravního prostředku a jeho technické parametry, je možno provést i podrobný výpočet (více v 3.6.4).

3.6.3 Výroba meziproductů

Cement

Pro výrobu cementu je doporučeno využívat data přímo od výrobce nebo data získaná z podkladů Svazu výrobců cementu [197]. Výroba cementu má na celkovou produkci emisí oxidu uhličitého zásadní vliv a případné nepřesnosti tak výrazně ovlivňují přesnost a věrohodnost výsledku.

Provádí-li konkrétní dodavatel cementu každoročně kvantifikaci emisí způsobených výrobou, je možno tento údaj přímo využít pro výpočet. Měrné emise se stanoví na základě roční produkce slínku a s ní související roční produkce emisí oxidu uhličitého. Při výpočtu je třeba důsledně odlišovat druhy cementu, protože jednotlivé druhy se liší obsahem slínku a výroba slínku má na množství emisí naprosto rozhodující vliv. Pokud dodavatel vykazuje pouze celkovou spotřebu energie, nejedná se o vhodný podklad pro výpočet a je lepší použít podklady od Svazu výrobců cementu [197]. Pro výpal slínku je totiž obvykle používáno více zdrojů energie a nelze tak provést jednouchý výpočet pomocí emisních faktorů. Navíc jsou často využívány alternativní zdroje energie, například použité pneumatiky, pro které nejsou emisní faktory stanoveny a jejich výpočet by byl velmi náročný a zatížený velkým množstvím nejistot. Nehledě na skutečnost, že k emisím vyprodukovaným v souvislosti se spotřebou energie by bylo třeba přičíst ještě emise, které vznikají jako součást chemických reakcí při výrobě cementu.

Svaz výrobců cementu poskytuje údaje o roční produkci cementu a slínku i o roční produkci emisí oxidu uhličitého [197]. Měrné emise pro cement se stanoví následovně (bez ohledu na to, zda roční produkce cementu a emisí pochází přímo od dodavatele nebo z podkladů Svazu výrobců cementu):

$$E_{CO_2, cem} = (Q_{CO_2, cem} / Q_{cem}) * p_{cem} + E_{CO_2, t} \quad (3.2)$$

kde $E_{CO_2, cem}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise daného druhu cementu, Q_{cem} [t/rok] je roční produkce slínku, $Q_{CO_2, cem}$ [t CO₂/rok] je roční produkce emisí oxidu uhličitého, p_{cem} [-] je obsah slínku v cementu a $E_{CO_2, t}$ [kg CO₂/kg] je množství oxidu uhličitého, které bylo vyprodukováno v souvislosti s těžbou surovin (viz kapitola 3.6.1). Množství emisí, které vzniká v souvislosti s výrobou příměsí obsažených v cementu (mletý vápenc, struska, pucolány...) je možné zanedbat, pokud není tento údaj k dispozici. Pokud měrné emise z výroby příměsí jsou známy, spočtou se měrné emise cementu následovně:

$$E_{CO_2, cem} = (Q_{CO_2, cem} / Q_{cem}) * p_{cem} + \Sigma (E_{add, i} * p_{add, i}) + E_{CO_2, t} \quad (3.3)$$

kde $E_{CO_2, cem}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise daného druhu cementu, Q_{cem} [t/rok] je roční produkce slínku, $Q_{CO_2, cem}$ [t CO₂/rok] je roční produkce emisí oxidu uhličitého, p_{cem} [-] je obsah slínku v cementu, $E_{add, i}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise z výroby příměsí, $p_{add, i}$ [-] je obsah příměsí v cementu a $E_{CO_2, t}$ [kg CO₂/kg] je množství oxidu uhličitého, které bylo vyprodukováno v souvislosti s těžbou surovin (viz kapitola 3.6.1).

Tabulka 3.2 uvádí přibližné hodnoty měrných emisí pro různé druhy cementu vypočtené na základě podkladů Svazu výrobců cementu za rok 2019 [197]:

Tabulka 3.2: Přibližné měrné emise různých druhů cementu spočtené dle [197].

Druh cementu	Měrné emise $E_{CO_2, cem}$ [kg CO ₂ / kg]	Druh cementu	Měrné emise $E_{CO_2, cem}$ [kg CO ₂ / kg]
CEM I	0,880	CEM II/A-L	0,787
CEM II/A-S	0,787	CEM II/B-L	0,654
CEM II/B-S	0,654	CEM II/A-LL	0,787
CEM II/A-D	0,831	CEM II/B-LL	0,654
CEM II/A-P	0,787	CEM II/A-M	0,787
CEM II/B-P	0,654	CEM II/B-M	0,653
CEM II/A-Q	0,787	CEM III/A	0,459
CEM II/B-Q	0,654	CEM III/B	0,255
CEM II/A-V	0,785	CEM III/C	0,122
CEM II/B-V	0,650	CEM IV/A	0,697
CEM II/A-W	0,785	CEM IV/B	0,490
CEM II/B-W	0,650	CEM V/A	0,475
CEM II/A-T	0,787	CEM V/B	0,280
CEM II/B-T	0,654		

Ocel

Výroba oceli má spolu s výrobou cementu nejzásadnější vliv na celkovou produkci emisí oxidu uhličitého. Stejně jako v případě cementu je tedy vhodné použít data o emisích přímo od dodavatele. Jestliže dodavatel emise oxidu uhličitého nevykazuje, je možno použít data od jiného výrobce v České republice, který používá podobnou výrobní technologii (konvertor, nístějové pece).

Měrné emise pro ocel se stanoví následovně:

$$E_{CO_2,ocel} = Q_{CO_2,ocel} / Q_{ocel} + E_{CO_2,t} \quad (3.4)$$

kde $E_{CO_2,ocel}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise oceli, Q_{ocel} [t/rok] je roční produkce oceli, $Q_{CO_2,ocel}$ [t CO₂/rok] je roční produkce emisí oxidu uhličitého a $E_{CO_2,t}$ [kg CO₂/kg] je množství oxidu uhličitého, které bylo vyprodukováno v souvislosti s těžbou surovin (viz kapitolu 3.6.1). Tyto měrné emise už obvykle zahrnují i výrobu konečného produktu (betonářská výztuž, předpínací výztuž).

Kamenivo

Zpracování přírodního kameniva, zahrnující jeho těžbu a obvykle také drcení, má na celkovou produkci emisí spíše malý vliv. Z hlediska přesnosti výpočtu je naprosto dostačující, pokud budou jeho měrné emise spočteny na základě údaje z databáze o spotřebě energie. Použití údajů od dodavatele je poněkud komplikované, protože by dodavatel musel kvantifikovat produkci emisí nebo spotřebu energie zvlášť pro různé frakce kameniva. Navíc je velmi komplikované určit množství emisí, které vznikly v souvislosti s těžbou, především v souvislosti s výrobou výbušnin používaných při těžbě. V případě, že by dodavatel poskytoval data o spotřebě energie pro jednotlivé frakce a alespoň přibližné údaje o emisích souvisejících s těžbou, vypočítaly by se měrné emise pro danou frakci z následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,kam,i} = Q_{el,i} * f_{el} + E_{CO_2,t} \quad (3.5)$$

kde $E_{CO_2,kam,i}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise i-té frakce kameniva, $Q_{el,i}$ [kWh/kg] je spotřeba energie pro výrobu 1 kg i-té frakce kameniva, f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro elektřinu a $E_{CO_2,t}$ [kgCO₂/kg] je množství oxidu uhličitého, které bylo vyprodukováno v souvislosti s těžbou.

Pokud je využito recyklované kamenivo pocházející z jiné betonové konstrukce, vzniká oxid uhličitý při dopravě materiálu na místo recyklace a při jeho drcení na požadovanou frakci. Údaje o emisích pro tento druh kameniva obvykle nebývají zahrnuty v databázích, proto je třeba produkci emisí z výroby jednotkového množství tohoto kameniva přibližně spočítat podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,kam,rec} = s * Q_{mn} * 9,5 * f_{mn} / 100 / M_n + Q_{el} * f_{el} \quad (3.6)$$

kde $E_{CO_2,kam,rec}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise recyklovaného kameniva, s [km] je vzdálenost, na kterou je materiál dopravován na místo zpracování, Q_{mn} [l/100 km] je spotřeba nafty vozidla na 100 km, $9,5$ [kWh/l] je energetická hustota motorové nafty, f_{mn} [kg CO₂/kWh] je emisní faktor motorové nafty, M_n [kg] je hmotnost nákladu, Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie pro výrobu 1 kg dané frakce kameniva a f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro elektřinu.

Obdobně se postupuje v případě, že je jako kamenivo (nebo jako částečná náhrada kameniva) užita granulovaná struska. Oxid uhličitý je v rámci výroby konstrukce produkován při dopravě surové strusky na místo zpracování a při jejím drcení na požadovanou frakci. Surová struska vzniká jako vedlejší produkt při výrobě oceli. Proto se emise z její výroby do celkové produkce emisí nezapočítávají. Měrné emise granulované strusky se spočtou podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,kam,str} = s * Q_{mn} * 9,5 * f_{mn} / 100 / M_n + Q_{el} * f_{el} \quad (3.7)$$

kde $E_{CO_2,kam,str}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise granulované strusky, s [km] je vzdálenost, na kterou je surová struska dopravována na místo zpracování, Q_{mn} [l/100 km] je spotřeba nafty vozidla na 100 km, $9,5$ [kWh/l] je energetická hustota motorové nafty, f_{mn} [kg CO₂/kWh] je emisní faktor motorové nafty, M_n [kg] je hmotnost nákladu, Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie pro výrobu 1 kg dané frakce strusky a f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro elektřinu.

V případě použití jiného recyklovaného materiálu (např. kamenivo z odpadního polymeru) je třeba volit individuální přístup výpočtu na základě celkové spotřebované energie pro výrobu tohoto kameniva a emisních faktorů použitých energetických zdrojů.

Příměsi

Výroba příměsí má na celkové emise oxidu uhličitého pouze malý vliv. Je proto naprosto dostačující využít údaje z databáze. Měrné emise lze také přibližně spočítat. Jedná-li se o odpadní surovinu či vedlejší produkt, vznikají emise oxidu uhličitého při případné dopravě této suroviny na místo zpracování a při jejím případném mletí. Pokud se jedná o surovinu, kterou je potřeba před použitím rozemlít (např. struska), vypočtou se měrné emise podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,pm1} = s * Q_{mn} * 9,5 * f_{mn} / 100 / M_n + Q_{el} * f_{el} \quad (3.8)$$

kde $E_{CO_2,pm1}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise mleté příměsí pocházející z odpadní suroviny či vedlejšího produktu (pro účely této metodiky příměsí 1. typu), s [km] je vzdálenost, na kterou je odpadní surovina či vedlejší produkt dopravován na místo zpracování, Q_{mn} [l/100 km] je spotřeba nafty vozidla na 100 km, $9,5$ [kWh/l] je energetická hustota motorové nafty, f_{mn} [kg CO₂/kWh] je emisní faktor motorové nafty, M_n [kg] je hmotnost nákladu, Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie pro mletí 1 kg suroviny a f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro elektřinu.

Pokud se jedná o odpadní surovinu či vedlejší produkt, který již není třeba dále zpracovávat (popílek, mikrosilika), vznikají emise oxidu uhličitého pouze při případné přepravě na místo skladování. V tomto případě se měrné emise vypočtou podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,pm2} = s * Q_{mn} * 9,5 * f_{mn} / 100 / M_n \quad (3.9)$$

kde $E_{CO_2,pm2}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise příměsí pocházející z dále nezpracovávané odpadní suroviny či vedlejšího produktu (pro účely této metodiky příměsí 2. typu), s [km] je vzdálenost, na kterou je odpadní surovina či vedlejší produkt dopravován na místo skladování, Q_{mn} [l/100 km] je spotřeba nafty vozidla na 100 km, $9,5$ [kWh/l] je energetická hustota motorové nafty, f_{mn} [kg CO₂/kWh] je emisní faktor motorové nafty a M_n [kg] je hmotnost nákladu. Emise vznikající v souvislosti se skladováním materiálu lze kvůli jejich nízkému významu zanedbat.

Pokud se jedná o suroviny, které jsou vyráběny primárně jako příměsí do betonu (např. mletý vápenec), je třeba započítat emise z jejich celého výrobního cyklu. V případě mleté horniny se emise spočtou podle následujícího vztahu s tím, že emise vzniklé v souvislosti s těžbou je možno odhadnout či zanedbat:

$$E_{CO_2,pm3} = Q_{el} * f_{el} + E_{CO_2,t} + s * Q_{mn} * 9,5 * f_{mn} / 100 / M_n \quad (3.10)$$

kde $E_{CO_2,pm3}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise mleté horniny použité jako příměš do betonu (pro účely této metodiky příměsí 3. typu), Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie pro mletí 1 kg horniny, f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro elektřinu, $E_{CO_2,t}$ [kg CO₂/kg] je množství oxidu uhličitého, které bylo vyprodukováno v souvislosti s těžbou, s [km] je vzdálenost, na kterou je hornina dopravována na místo zpracování, Q_{mn} [l/100 km] je spotřeba nafty vozidla na 100 km, $9,5$ [kWh/l] je energetická hustota motorové nafty, f_{mn} [kg CO₂/kWh] je emisní faktor motorové nafty a M_n [kg] je hmotnost nákladu. Pokud je hornina zpracovávána v místě těžby, vliv dopravy se při výpočtu vynechá. V případě, že se jedná o jiný typ příměsí, například pigment, je třeba zjistit údaje přímo od výrobce.

Přísady

Výroba přísad obvykle nemá na celkovou produkci oxidu uhličitého výrazný vliv, i když v případě použití většího množství některých přísad (například superplastifikátoru ve vysokohodnotném betonu), může výroba těchto materiálů nabývat v rámci celkové produkce CO₂ na významu. Pokud jsou

k dispozici údaje o měrných emisích přímo od výrobce, měly by být použity. V opačném případě je možné použít údaje o spotřebě energie z některé z databází.

3.6.4 Doprava meziproductů

Vliv dopravy meziproductů (cement, kamenivo, příměsi...) na celkovou produkci oxidu uhličitého závisí především na vzdálenosti, na kterou jsou meziproducty na místo zpracování přepravovány. Obvykle tyto vzdálenosti nejsou takové, aby emise vzniklé v důsledku dopravy meziproductů hrály významnou roli v celkové produkci oxidu uhličitého. Některé databáze obsahují údaje o spotřebě energie při přepravě materiálů na jednotku hmotnosti a jednotku vzdálenosti (např. kWh/t.km). Pokud nejsou k dispozici údaje o dopravních prostředcích použitých pro dopravu meziproductů, je možné pro výpočet emisí CO₂ použít údaje z databáze a množství emisí spočítat na základě spotřeby energie a emisního faktoru příslušného zdroje energie podle vztahu (3.1).

Jsou-li k dispozici údaje o použitých dopravních prostředcích, ale není známa průměrná produkce oxidu uhličitého těchto vozidel, lze množství vzniklého oxidu uhličitého spočítat podle uvedeného vztahu na základě spotřeby paliva:

$$E_{CO_2,dop,i} = s * Q_{mn} / 100 * 9,5 * f_{mn} / 1000 / M_n \quad (3.11)$$

kde $E_{CO_2,dop,i}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise z dopravy i-tého materiálu, s [km] je vzdálenost, na kterou je materiál dopravován na místo zpracování, Q_{mn} [l/100 km] je spotřeba nafty vozidla na 100 km, 9,5 [kWh/l] je energetická hustota motorové nafty, f_{mn} [kg CO₂/MWh] je emisní faktor motorové nafty a M_n [kg] je hmotnost nákladu.

Jestliže je pro dané vozidlo k dispozici přímo údaj o průměrné produkci oxidu uhličitého na jednotku vzdálenosti a jednotku hmotnosti nákladu (obvykle g CO₂/t.km), použije se následující vztah:

$$E_{CO_2,dop,i} = s * E_{CO_2,1km} / 1\ 000\ 000 \quad (3.12)$$

kde $E_{CO_2,dop,i}$ [kg CO₂/kg] jsou měrné emise z dopravy i-tého materiálu, s [km] je vzdálenost, na kterou je materiál dopravován na místo zpracování a $E_{CO_2,1km}$ [g CO₂/t.km] je produkce emisí vozidla na kilometr vzdálenosti a tunu nákladu.

3.6.5 Výroba hlavních konstrukčních materiálů

Pro kompletní kvantifikaci emisí oxidu uhličitého je třeba alespoň přibližně vyčíslit množství oxidu uhličitého, který vzniká v souvislosti s výrobou konečného konstrukčního materiálu. V případě železobetonové konstrukce se jedná především o výrobu betonu a betonářské výztuže, případně výrobu prefabrikovaných dílců (viz kapitolu 3.6.6.). V porovnání s výrobou výchozích materiálů (meziproductů), jako je cement nebo ocel, má výroba konstrukčních materiálů (beton, betonářská výztuž) na celkovou produkci oxidu uhličitého malý vliv.

Energetická náročnost výroby betonu v míchacím centru může být uvedena v některé z databází. Z této spotřeby energie lze potom pomocí emisního faktoru elektřiny spočítat produkci oxidu uhličitého na základě vztahu (3.1). Spotřeba energie při výrobě betonu v míchacím centru však závisí na konkrétním zařízení, proto je lepší výpočet provést na základě spotřeby energie konkrétního zařízení, které je pro míchání betonu použito. V případě, že betonárna používá mísicí zařízení pouze jednoho typu a kvantifikuje roční spotřebu energie (resp. spotřebu energie pro jiný daný časový horizont), lze vyprodukované množství oxidu uhličitého stanovit podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,bet} = (Q_{el} / Q_{bet}) * f_{el} * 2,4 \quad (3.13)$$

kde $E_{CO_2,bet}$ [kg CO₂/m³] jsou měrné emise z mísení betonu, Q_{el} [kWh] je spotřeba energie za rok či jiné sledované časové období, Q_{bet} [t] je produkce betonu za rok či jiné sledované časové období, 2,4 je objemová hmotnost betonu [t/m³] a f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro elektřinu. Výhodou

tohoto vztahu je, že je zahrnuta i další spotřeba energie, která souvisí s výrobou betonu, ale není způsobena mísením betonu (např. uložení sypkých materiálů do sil, čerpání vody...).

Je-li znám pouze příkon konkrétního mísicího zařízení, spočte se vyprodukované množství oxidu uhličitého přibližně podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,bet} = (P_m / P_q) / * f_{el} \quad (3.14)$$

kde $E_{CO_2,bet}$ [kg CO₂/m³] jsou měrné emise z mísení betonu, P_m [kW] je příkon mísicího zařízení, P_q [m³/h] je jmenovitý výkon, tzn. objem vyrobené betonové směsi při využití užitečného objemu a f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor pro elektřinu. Použití tohoto vztahu přináší méně přesný výsledek, protože produkce emisí CO₂ je vypočtena pouze ze spotřeby energie při mísení betonu a ostatní procesy jsou zanedbány.

Výroba ocelové výztuže už obvykle bývá zahrnuta v celkových emisích z výroby oceli – celkové emise, které výrobci oceli uvádějí, zahrnují i výrobu konečných produktů (betonářská výztuž, ocelové nosníky, kolejnice...). Údaj samozřejmě není zcela přesný, protože množství emisí související s výrobou konečného produktu se liší v závislosti na druhu produktu. Vzhledem k celkovým emisím z výroby těchto produktů je však tento rozdíl zanedbatelný, protože většina oxidu uhličitého vzniká při výrobě surového železa.

3.6.6 Výroba prefabrikovaných dílců

Přesná kvantifikace emisí, které vzniknou v souvislosti s výrobou jednotlivých typů prefabrikátů by byla velmi obtížná a lze předpokládat, že tyto údaje nebudou u dodavatele k dispozici. Pro výpočet množství emisí, které jsou vyprodukovány při výrobě jednoho dílce, je tedy možné použít zjednodušený vztah založený na celkové spotřebě energie výroby prefabrikovaných dílců:

$$E_{CO_2,pref} = \Sigma(Q_i * f_i) / M_{pref} * m_{pref} \quad (3.15)$$

kde $E_{CO_2,pref}$ [kg CO₂/dílec] jsou měrné emise z výroby jednoho dílce (bez výroby výchozích materiálů jako je cement, kamenivo...atd.), Q_i [kWh] je spotřeba energie z i-tého zdroje za rok či jiné sledované časové období, a f_i [kg CO₂/kWh] je emisní faktor i-tého zdroje energie (elektřina, plyn...), M_{pref} [kg] je celková hmotnost dílců vyprodukovaná za rok či jiné sledované časové období a m_{pref} [kg] je hmotnost konkrétního prefabrikovaného dílce, pro nějž jsou emise počítány.

3.6.7 Výroba ostatních materiálů a produktů

Pro kompletní kvantifikaci emisí oxidu uhličitého je třeba alespoň přibližně započítat i další materiály a produkty, které jsou součástí konstrukce. V případě pozemních staveb se jedná například o hydroizolační a tepelně-izolační materiály, materiály obvodového zdiva a příček, výplně otvorů, omítky, podlahy a technická zařízení (vodovod, kanalizace, topení, elektroinstalace, vzduchotechnika, zařizovací předměty...). V případě mostů se jedná především o materiály pro konstrukci vozovky. Při využití prefabrikovaných dílců je třeba alespoň přibližně zohlednit použití spojovacího materiálu.

Údaje o spotřebě energie při výrobě těchto materiálů a produktů je vhodné přednostně převzít z databáze environmentálních prohlášení o produktech, kterou poskytuje CENIA [196] a která obsahuje údaje pocházející přímo od výrobců daných materiálů. Pokud některý materiál či produkt není obsažen v této databázi a ani jeho výrobce neposkytuje údaje o spotřebě energie, je možno údaj o spotřebě energie převzít z některé jiné databáze. Ze spotřeby energie se množství vyprodukovaného oxidu uhličitého spočte podle vztahu (3.1).

V případě, že je kvantifikace emisí prováděna za účelem porovnání několika variant nosné konstrukce, není třeba emise z výroby ostatních materiálů a produktů do výpočtu zahrnovat, pokud nejsou výrazně ovlivněny řešením nosné konstrukce.

3.6.8 Doprava konstrukčních materiálů, prefabrikovaných dílců a ostatních materiálů a produktů

Doprava konstrukčních materiálů (čerstvý beton, betonářská výztuž), popř. prefabrikovaných dílců a dalších materiálů a produktů na místo stavby obvykle nemá na celkové množství emisí z výstavby významný vliv. Podíl emisí souvisejících s dopravou narůstá se vzdáleností, na kterou jsou tyto materiály či dílce dopravovány. Jestliže nejsou k dispozici údaje o použitých dopravních prostředcích, lze převzít údaje o spotřebě energie z databáze a množství emisí spočítat na základě spotřeby energie a emisního faktoru příslušného zdroje energie podle vztahu (3.1). Pokud údaje o použitých dopravních prostředcích jsou k dispozici, spočte se množství vyprodukovaného oxidu uhličitého podle vztahu (3.11), popř. (3.12), je-li k dispozici údaj o produkci emisí na tunu nákladu a kilometr vzdálenosti.

3.6.9 Výroba konstrukce

Samotná výroba konstrukce (terénní úpravy, provedení výkopu, betonáž, montáž atd.) nemá na celkovou produkci emisí oxidu uhličitého zásadní vliv, ale zároveň její role není zcela zanedbatelná. Emise související s výrobou konstrukce obvykle tvoří jednotky procent celkových emisí. Některé databáze (např. Ökobaudat [206]) obsahují údaje o spotřebě energie pro některé stavební procesy (zemní práce, čerpání betonu...).

Stejně jako v případě dopravy však platí, že je vhodnější vycházet z údajů o použitých zařízeních a jejich spotřebě energie, pokud jsou tyto údaje k dispozici. Produkce emisí oxidu uhličitého se potom spočte podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2, kon} = \Sigma(P_{k,i} * t_i * f_i) + E_{CO_2, bed} / r + \Sigma(Q_i * f_i) \quad (3.16)$$

kde $E_{CO_2, kon}$ [kg CO₂] jsou emise oxidu uhličitého vyprodukované v souvislosti s výstavbou konstrukce (bez výroby použitých materiálů), $P_{k,i}$ [kW] je příkon i-tého zařízení (např. jeřáb, čerpadlo, rypadlo...), t_i [h] je doba provozu i-tého zařízení, $E_{CO_2, bed}$ [kg CO₂] jsou emise vyprodukované v souvislosti s výrobou bednění, r [-] je násobnost použití bednění, Q_i [kWh] je spotřeba energie z i-tého zdroje (energie ze sítě spotřebovaná v průběhu dokončovacích prací, vytápění budovy v průběhu dokončovacích prací) a f_i [kg CO₂/kWh] je emisní faktor i-tého zdroje energie (nafta, elektřina, plyn...). Emise vyprodukované v souvislosti s výrobou bednění lze případně vzhledem k jejich malému významu zanedbat.

3.6.10 Doprava odpadu, suti a zeminy

Do celkové produkce oxidu uhličitého je třeba započítat také emise, které vzniknou v souvislosti s dopravou odpadu a zeminy, popř. suti na skládku. Pokud nejsou k dispozici údaje o použitých dopravních prostředcích, lze převzít údaje o spotřebě energie z databáze a množství emisí spočítat na základě spotřeby energie a emisního faktoru příslušného zdroje energie podle vztahu (3.1). Jestliže údaje o použitých dopravních prostředcích jsou k dispozici, spočte se množství vyprodukovaného oxidu uhličitého podle vztahu (3.11), popř. (3.12), pokud je k dispozici údaj o produkci emisí na tunu nákladu a kilometr vzdálenosti.

3.6.11 Další související emise (doprava zaměstnanců, provoz kanceláří...)

Na celkové produkci oxidu uhličitého se podílí také nepřímé procesy, které však souvisí s výstavbou konstrukce. Jedná se především o emise, které vznikají v důsledku provozu kanceláří a v důsledku dopravy osob do zaměstnání. Emise vyprodukované v souvislosti s provozem kanceláří se spočtou podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2, kanc} = \Sigma(Q_i * f_i / n / 365) * \Sigma(t_i) \quad (3.17)$$

kde $E_{CO_2, kanc}$ [kg CO₂] jsou emise oxidu uhličitého vyprodukované v souvislosti s provozem kanceláří ve vztahu k danému projektu, Q_i [kWh] je spotřeba energie budovy z i-tého zdroje (elektřina,

plyn...), f_i [kg CO₂/kWh] je emisní faktor i-tého zdroje energie (elektrina, plyn...), n [-] je celkový počet osob pracujících v budově a t_j [dny] je čas, po který se na daném projektu podílela j-tá osoba. V případě práce na dálku zde lze započítat možný rozdíl ve spotřebě energií v domácnosti osob pracujících z domova (svícení, chod počítače).

Emise, které vznikají při dopravě osob do zaměstnání lze zjednodušeně spočítat podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,ces,1} = \Sigma(2 * E_{CO_2,1km,i} * s_{oa,i} * t_{oa,i} / 1000) + \Sigma(2 * (0.02 f_{el} + 0.015) * s_{mhd,i} * t_{mhd,i}) \quad (3.18)$$

kde $E_{CO_2,ces,1}$ [kg CO₂] jsou emise oxidu uhličitého vyprodukované v souvislosti s dopravou zaměstnanců do zaměstnání, $E_{CO_2,1km,i}$ [g/km] je produkce emisí na kilometr ujeté vzdálenosti i-tého automobilu, $s_{oa,i}$ [km] je vzdálenost, na kterou se i-tá osoba dopravuje do zaměstnání osobním automobilem, $t_{oa,i}$ [dny] je počet dní, po které se osoba dopravuje do zaměstnání osobním automobilem v souvislosti s daným projektem, f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor elektriny, $s_{mhd,i}$ [km] je vzdálenost, na kterou se i-tá osoba dopravuje do zaměstnání hromadnou dopravou, $t_{mhd,i}$ [dny] je počet dní, po které se osoba dopravuje do zaměstnání hromadnou dopravou v souvislosti s daným projektem.

Emise, které vznikají při služebních cestách zaměstnanců (včetně výjezdů z kanceláří na místo stavby) lze zjednodušeně spočítat podle následujícího vztahu:

$$E_{CO_2,ces,2} = \Sigma(E_{CO_2,1km,i} * s_{oa,i} / 1000) + \Sigma((0.02 f_{el} + 0.015) * s_{mhd,i}) \quad (3.19)$$

kde $E_{CO_2,ces,2}$ [kg CO₂] jsou emise oxidu uhličitého vyprodukované v souvislosti se služebními cestami zaměstnanců, $E_{CO_2,1km,i}$ [g/km] je produkce emisí na kilometr ujeté vzdálenosti i-tého automobilu, $s_{oa,i}$ [km] je vzdálenost, která byla uražena v rámci i-té služební cesty osobním automobilem, f_{el} [kg CO₂/kWh] je aktuální emisní faktor elektriny, $s_{mhd,i}$ [km] je vzdálenost, která byla uražena v rámci i-té služební cesty hromadnou dopravou. Koeficienty pro výpočet emisí vyprodukovaných při přepravě hromadnou dopravou byly přibližně stanoveny na základě průměrné energetické spotřeby, produkce emisí a přepravní kapacity dopravních prostředků.

V případě, že je kvantifikace emisí prováděna za účelem porovnání několika konstrukčních variant, není třeba tyto nepřímé emise zahrnovat do výpočtu, pokud nejsou výrazně ovlivněny konstrukčním řešením (například výrazně obtížnější řešení z hlediska projekční činnosti).

3.7 Celková kvantifikace emisí oxidu uhličitého

Celkové množství emisí oxidu uhličitého závisí na množství použitých materiálů. Spočte se tedy na základě výkazu výměr a dříve spočtených měrných emisí. Výpočet je vhodné strukturovat tak, aby byl přehledný a umožňoval snadnou identifikaci nejvýznamnějších zdrojů oxidu uhličitého při výrobě konstrukce. V Příloze 1 je uveden soubor tabulek s výpočetními vztahy, které zpracovávají celkovou kvantifikaci emisí oxidu uhličitého.

V uvedených tabulkách se předpokládá použití betonu dvou různých složení (například jiný beton pro základovou a pro vrchní nosnou konstrukci). V případě použití pouze jednoho druhu betonu nebo naopak v případě použití více než dvou druhů je nutná modifikace tabulky.

Co se týče výroby dalších materiálů a produktů (hydroizolační a tepelně-izolační materiály, výplňové zdivo a zdivo příček, materiály podlah, výplně otvorů atd.), je třeba do tabulky vypsát konkrétní použité materiály a produkty.

3.8 Vyhodnocení produkce emisí při výrobě konstrukce a stanovení doporučení pro další konstrukce daného typu

Aby kvantifikace emisí oxidu uhličitého plnila svůj účel, je třeba identifikovat ty zdroje emisí, které hrají nejvýznamnější roli v celkové produkci emisí a také ty zdroje, jejichž význam sice není tak velký, ale u nichž lze poměrně snadno produkci emisí redukovat. Za významné lze považovat ty zdroje, jejichž příspěvek k celkovému množství emisí z výroby konstrukce je větší než 10 %. Zdroje emisí, v tomto případě fáze výroby konstrukce a výrobu jednotlivých materiálů a meziproduktů, lze pomyslně rozdělit do čtyř kvadrantů, jak ukazuje **Tabulka 3.3**.

Tabulka 3.3: Rozdělení zdrojů emisí CO₂ podle významu a podle míry ovlivnění

Zdroje emisí CO ₂	Snadno ovlivnitelné	Obtížně ovlivnitelné
Významné	I.	II.
Méně významné	III.	IV.

Za předpokladu správného návrhu by se v prvním kvadrantu (zdroje emisí, které jsou významné a snadno ovlivnitelné) neměly objevit žádné zdroje. Teoreticky by do tohoto kvadrantu byly určité zdroje zařazeny například při neekonomickém (předimenzovaném) návrhu konstrukce nebo při dopravě materiálů ze zbytečně vzdáleného zdroje, pokud je možnost tento materiál dopravit z menší vzdálenosti. Vzhledem k tomu, že takové skutečnosti by zároveň i zvyšovaly cenu konstrukce, nepředpokládá se jejich reálný výskyt.

Do druhého kvadrantu patří ty zdroje, jejichž vliv na celkovou produkci emisí je významný, ale zároveň je poměrně obtížné množství těchto emisí výrazně omezit. Zde by byla zařazena například výroba cementu a výroba oceli. Tyto emise lze redukovat optimalizací návrhu konstrukce, například porovnáním několika konstrukčních variant navržených z betonu různé pevnosti, přičemž vyšší pevnost betonu lze využít buďto pro redukcii rozměrů nosných prvků nebo pro redukcii množství ocelové výztuže. Dalšího snížení emisí je možno dosáhnout nahrazením části cementu latentně hydraulickými příměsmi (popílek, mikrosilika, vysokopecní struska), které do určitého procenta nahrazení často dokonce zvyšují pevnost betonu.

Třetí kvadrant přísluší těm zdrojům emisí, jejichž význam je sice menší, ale jejichž redukce je poměrně snadno proveditelná. Zde se jedná například o emise vyprodukované v souvislosti s provozem kanceláří a dojížděním zaměstnanců do zaměstnání, pokud je možné u těchto zaměstnanců využívat ve větší míře práci z domova. Další snížení emisí může přinést vhodné technické řešení kancelářských budov (malá energetická náročnost, používání energeticky úsporných zdrojů osvětlení).

Ve čtvrtém kvadrantu se nacházejí ty zdroje emisí, jejichž vliv na celkovou produkci emisí je málo významný a zároveň je poměrně obtížné produkci emisí u těchto zdrojů omezit. Patří sem například emise z výroby kameniva a dalších materiálů, při jejichž výrobě nevzniká významné množství oxidu uhličitého vzhledem k jeho celkové produkci při výrobě konstrukce. Při snižování emisí oxidu uhličitého je vhodné zaměřit se především na kvadranty II. a III., protože úsilí vyvinuté ke snížení množství emisí u zdrojů zařazených ve IV. kvadrantu by přineslo neúměrně malý efekt.

4 Metodika pro výpočet a hodnocení environmentálních dopadů výroby betonové konstrukce

4.1 Důvody sledování a omezování environmentálních vlivů

V posledních letech nabývá na významu otázka dopadů stavební činnosti na životní prostředí. Na mnohých environmentálních vlivech (globální oteplování a změna klimatu, spotřeba nerostných a fosilních surovin) se stavební průmysl podílí značnou měrou. Postupné poškozování životního prostředí může v budoucích letech způsobit vážné problémy, které významně ovlivní život na Zemi. Je proto nutné, napříč všemi průmyslovými odvětvími, usilovat o snížení negativních vlivů na životní prostředí. Environmentální dopady, které plynou z výstavby konstrukce, lze omezit především optimalizací návrhu z hlediska materiálového a konstrukčního řešení a také vhodným postupem při realizaci konstrukce. Níže jsou popsány nevýznamnější dopady stavební činnosti na životní prostředí. Tento text byl zpracován převážně s využitím zdrojů [91], [102] a [203] - [209].

4.1.1 Globální oteplování a změna klimatu

Klimatický vývoj posledního století je charakterizován trvalým vzrůstem průměrné teploty na Zemi, který je označován pojmem globální oteplování. Teplotu na naší planetě určuje množství tepelné energie v atmosféře a zásadní roli zde hraje tzv. skleníkový efekt. Jedná se o proces, kdy sluneční záření, které na Zemi dopadá a následně je jejím povrchem vyzařováno zpět do vesmíru, je z velké části absorbováno plyny v atmosféře a odtud vyzařováno zpět na zemský povrch. Tyto plyny se nazývají skleníkové plyny. Skleníkový jev je přirozený a na Zemi zajišťuje příznivé podmínky pro život. Při zvyšující se koncentraci skleníkových plynů v atmosféře však dochází k nadměrnému ohřívání zemského povrchu.

Mezi skleníkové plyny patří oxid uhličitý CO_2 , vodní pára, metan CH_4 , oxid dusný N_2O , halogenové uhlovodíky, fluorid sírový SF_6 a další plyny. Oxid uhličitý CO_2 vzniká při dýchání organismů a při spalování fosilních paliv nebo biomasy a spotřebovává se při fotosyntéze. Pokud dojde k nárůstu produkce CO_2 nebo k redukci množství fotosyntetizujících organismů, zvýší se koncentrace CO_2 v atmosféře. Metan vzniká při spalování zemního plynu a biomasy, těžbě uhlí a při některých zemědělských procesech. Zdrojem oxidu dusného je především zemědělství, halogenové uhlovodíky se uvolňují při výrobě rozpouštědel a izolačních pěn a také se používají v chladicích systémech.

Oteplování planety může způsobovat změny směru hlavních oceánských proudů, což má za následek tání ledovců, zvýšení hladiny oceánů a zaplavování území. Dalším následkem může být rozšiřování pouští a nedostatek pitné vody v některých oblastech. Klimatické změny se také projevují náhlými změnami počasí a jeho extrémními projevy.

4.1.2 Acidifikace životního prostředí

Acidifikace je proces, při kterém dochází k postupnému nárůstu koncentrace vodíkových kationtů, což vede k okyselování životního prostředí. Tento jev mají na svědomí kyselinotvorné látky v atmosféře, které reagují s vodou za vzniku kyselin. Jedná se především o oxid siřičitý SO_2 , oxidy dusíku NO_x , kyseliny (HCl , H_2SO_4), sulfan H_2S a amoniak NH_3 . Zdrojem oxidu siřičitého je především spalování fosilních paliv v nedostatečně odsířených tepelných elektrárnách a v domácnostech. K uvolňování tohoto plynu také dochází při výrobě oceli. Oxidy dusíku vznikají při provozu motorových vozidel a dále v chemickém a energetickém průmyslu. Přírodním zdrojem sulfanu je především mikrobiální rozklad organické hmoty a sopečná činnost, antropogenními zdroji jsou těžba zemního plynu, chov dobytka, výroba koksu a čistírny odpadních vod. Amoniak se do ovzduší uvolňuje zejména při zemědělských procesech a při provozu motorových vozidel.

Kyselinotvorné látky z atmosféry kontaminují zemský povrch ve formě srážek (tzv. mokrá depozice) nebo ve formě plynných částic (tzv. suchá depozice). Pokud je pH srážkové menší než 5,6, jedná se o kyselou srážku. V zasažených oblastech dochází k okyselování vodního i půdního prostředí. To vede k odumírání rostlin, především jehličnatých stromů, a také k narušení přirozených rozkladných procesů a tím pádem k hromadění nerozložené rostlinné hmoty. Dalším projevem acidifikace je tvorba kyselého smogu (tzv. smog zimního nebo londýnského typu). Tento smog je velmi dráždivý pro dýchací cesty a může způsobit i vážnější zdravotní problémy.

4.1.3 Eutrofizace životního prostředí

Eutrofizace je označení pro obohacování vodního a půdního prostředí živinami. K tomuto jevu může docházet buďto přirozeně nebo v důsledku lidské činnosti. Při přirozené eutrofizaci se uvolňuje fosfor, dusík a silikáty z půdy a odumřelých organismů. Pokud probíhá další uvolňování živin v důsledku lidské činnosti, dostává se do půdního a vodního prostředí jejich nadměrné množství. Tento nežádoucí jev má na svědomí především intenzivní zemědělství a produkce odpadních vod. Mezi látky způsobující eutrofizaci patří především fosfáty, nitráty, amoniak a oxidy dusíku.

Nadměrné uvolňování živin do životního prostředí vede k nadměrnému množení rychle rostoucích organismů, které utlačují ty pomalu rostoucí. Typickým příkladem jsou řasy a sinice v přírodních i umělých jezerech. Při jejich přemnožení se snižuje množství kyslíku ve vodě, protože tyto organismy jej v noci spotřebovávají a tento úbytek nedokáže vyrovnat fotosyntéza probíhající během dne. Řasy a sinice se obvykle vyskytují v blízkosti vodní hladiny a zabraňují tak prostupu slunečních paprsků do hlubších částí jezer, což může vést k úhynu zde žijících organismů. Dochází tak ke snížení biodiverzity a porušení rovnováhy v ekosystému. Výskyt sinic navíc zhoršuje kvalitu vody, která potom může být škodlivá pro lidské zdraví kvůli obsaženým toxinům, které se z těchto organismů uvolňují.

4.1.4 Úbytek stratosférického ozonu

Ozonová vrstva je část stratosféry s velkou koncentrací ozonu O_3 . Tato vrstva chrání zemský povrch před škodlivými složkami UV záření (složky UV-B o vlnové délce 280–320 nm). Molekuly ozonu v této vrstvě přirozeně vznikají i zanikají a za normálních podmínek je formace i rozklad molekul ozonu v rovnováze. V důsledku lidské činnosti však dochází k nadměrnému rozkladu těchto molekul a jejich koncentrace v atmosféře se snižuje. Příčinou antropogenního rozkladu ozonu jsou oxidy dusíku NO_x , metan CH_4 a především halogenové uhlovodíky, tzv. freony. Jedná se o sloučeniny fluoru a chloru s metanem, ethanem a cyklobutanem. Tyto látky v atmosféře způsobují chemické reakce vedoucí k rozkladu ozonu. Freony byly používány od 30. do 80. let minulého století.

V případě oslabení ozonové vrstvy dochází k nadměrnému pronikání slunečního záření na zemský povrch. To vede k ohrožení lidského zdraví, především ke zvýšenému výskytu rakoviny kůže a šedého zákalu. Nadměrné sluneční záření má také škodlivý vliv na fytoplankton, který slouží jako potrava pro mořské živočichy a také je významným zdrojem kyslíku v atmosféře. Nadměrné sluneční záření procházející atmosférou dále omezuje růst suchozemských rostlin, což je problémem pro zemědělství.

4.1.5 Tvorba fotooxidantů

Fotooxidanty jsou látky, které jsou velmi reaktivní a jsou schopné oxidačními reakcemi poškozovat zdraví organismů a také některé materiály. Mezi fotooxidanty patří ozon, peroxyacetylitrát $CH_3COO_2NO_2$ (označovaný PAN), oxid uhelnatý CO , peroxid vodíku H_2O_2 a radikály (např. OH-radikál, HO_2 -radikál, NO_3 -radikál). Fotooxidanty se tvoří za přítomnosti slunečního záření, oxidů dusíku a těkavých organických látek (VOC), především těch nemetanových (NMVOC). Tyto látky se uvolňují například při aplikaci nátěrových hmot a použití rozpouštědel, dalšími zdroji jsou lokální vytápění domácností, chemický průmysl a silniční doprava. Fotooxidanty mají schopnost oxidovat biologické molekuly, jako jsou nenasycené kyseliny a bílkoviny. Tím dochází k narušování buněčné membrány a poškozování DNA buněk, což přispívá ke vzniku nádorů a krevních sraženin.

Fotooxidanty také způsobují tvorbu fotosmogu, o kterém se hovoří jako o letním smogu nebo smogu losangeleského typu. Tento smog způsobuje dráždění očí a dýchacích cest.

4.1.6 Spotřeba surovin

Jedním z nejvýznamnějších environmentálních dopadů lidské činnosti je spotřeba obnovitelných a neobnovitelných surovin. Obnovitelnými lze nazvat ty suroviny, které se dostatečně rychle obnovují a patří mezi ně například voda, zemědělská půda či biomasa. I v případě obnovitelných surovin je však třeba zabránit nadměrné spotřebě, protože pokud by byla spotřeba a obnova této suroviny v nerovnováze, docházelo by k jejímu postupnému vyčerpání. Příkladem je neuvážlivé kácení lesů, které vede k půdní erozi, narušení vodního režimu krajiny, častějším povodním a porušení biodiverzity v dané lokalitě. Dalším následkem je snížení spotřeby oxidu uhličitého při fotosyntéze, redukce lesních ploch tedy vede také ke zvýšení koncentrace CO₂ v atmosféře.

Neobnovitelné suroviny lze rozdělit na fosilní a minerální. Mezi minerální patří nerosty a horniny, v rámci stavebnictví se jedná například o suroviny pro výrobu cementu nebo oceli. Mezi fosilní suroviny patří především ropa, zemní plyn a uhlí.

4.2 Základní termíny

Posouzení životního cyklu (LCA)

Studie LCA je metoda posuzování environmentálního dopadu produktu, která obvykle uvažuje celý jeho životní cyklus nebo alespoň jeho významnou část. Do hodnocení je tedy zahrnuto získávání surovin, jejich doprava na místo zpracování, zpracování surovin na výchozí materiály, případně jejich skladování, výroba konečného produktu, jeho užívání a případné opravy či údržba, a nakonec odstranění produktu včetně recyklace jeho částí. Tato studie se vypracovává podle norem ČSN EN ISO 14040 (obsahuje základní pravidla pro sestavení studie) a ČSN EN ISO 14044 (obsahuje podrobnější požadavky pro vypracování).

Přístup k hodnocení životního cyklu "cradle to grave" (od kolébky do hrobu)

Hodnocení environmentálního dopadu produktu, které zahrnuje celý jeho životní cyklus od získávání surovin až po odstranění.

Přístup k hodnocení životního cyklu "cradle to site" (od kolébky na místo použití)

Hodnocení environmentálního dopadu produktu, které zahrnuje část jeho životního cyklu od získávání surovin po dopravu na místo užívání (pokud nelze předpovědět pozdější fáze životního cyklu).

Přístup k hodnocení životního cyklu "cradle to gate" (od kolébky k bráně)

Hodnocení environmentálního dopadu produktu, které zahrnuje část jeho životního cyklu od získávání surovin po jeho výrobu (pokud nelze předpovědět pozdější fáze životního cyklu).

Environmentální prohlášení o produktu EPD (Environmental Product Declaration)

Jedná se o dokument, který pro určitý výrobek uvádí informace o jeho životním cyklu ve vztahu k životnímu prostředí. Obsahuje kvantifikované údaje o jednotlivých dopadech na životní prostředí. Podkladem pro sestavení EPD je studie LCA (Life Cycle Assessment).

Kategorie dopadu

Pomocí tzv. kategorií dopadu jsou v metodice LCA vyjádřeny jednotlivé environmentální dopady, tedy děje, ke kterým v životním prostředí dochází, které jej negativně ovlivňují a které jsou způsobeny lidskou činností. Nejčastěji sledovanými kategoriemi dopadu jsou úbytek surovin, globální oteplování a změna klimatu, acidifikace a eutrofizace životního prostředí, úbytek stratosférického ozonu a vznik fotooxidantů.

Produktový systém

Produktový systém je nástroj, pomocí kterého je v rámci studie LCA modelován životní cyklus produktu.

Jednotkový proces

Jednotkový proces je nejmenší prvek, který je uvažován v produktovém systému a který se už nedělí na dílčí procesy. Tyto jednotkové procesy probíhají v rámci životního cyklu produktu a přeměňují určité vstupy na výstupy. Výstup z jednoho procesu je zároveň vstupem do následujícího procesu. Tato propojení procesů se označují jako tzv. toky.

Elementární toky

Jako elementární toky jsou označovány ty toky v produktovém systému, které sahají mimo jeho hranice a spojují jej s okolním prostředím. Jedná se o vstupy, které nebyly člověkem nijak upravovány (suroviny a energie získaná přímo z okolního prostředí, například ze Slunce) a výstupy, které již nebudou dotčeny lidským zásahem (emise do ovzduší, vody a půdy).

Funkční jednotka

Funkční jednotka se stanovuje v rámci LCA studie jako výkon produktového systému, ke kterému se vztahují vstupy a výstupy. Pro tuto jednotku jsou poté kvantifikovány environmentální dopady. V rámci stavebnictví může jít o celou konstrukci nebo její část (prefabrikovaný dílec, m² stropní konstrukce...atd.)

Deklarovaná jednotka

Pojem funkční jednotka se nahrazuje pojmem deklarovaná jednotka, pokud je analýza prováděna pouze pro určitou část životního cyklu produktu (from cradle to gate, from cradle to site).

Inventarizační analýza (life cycle inventory = LCI)

Inventarizační analýza je proces v rámci studie LCA, při kterém je kvantifikováno množství spotřebovaných surovin a uvolněných emisí do životního prostředí.

Ekovektor (inventarizační faktor)

Ekovektor je soubor hodnot, který je výsledkem inventarizační analýzy. Udává množství spotřebovaných surovin i vyprodukovaných emisí pro jednotlivé meziprodukty, které jsou součástí produktového systému.

Charakterizační profil

Charakterizační profil je soubor hodnot, vyjadřujících rozsah jednotlivých environmentálních dopadů, které plynou z výroby posuzovaného produktu.

Charakterizační faktor

Charakterizační faktor je hodnota, která slouží k převedení jednotlivých látek na ekvivalentní množství látky referenční pro danou kategorii dopadu.

Charakterizační model

Charakterizační model je soubor charakterizačních faktorů pro jednotlivé látky a kategorie dopadu.

Indikátor kategorie dopadu

Indikátor kategorie dopadu je měřitelná veličina, pomocí které je možné vyjádřit míru nežádoucí změny v životním prostředí. Indikátory kategorií dopadu mohou být midpointové nebo endpointové. Midpointové indikátory kategorií dopadu vycházejí ze schopnosti určité látky podporovat nežádoucí jevy v životním prostředí. Endpointové indikátory kategorie dopadu jsou založené přímo na pozorování měřitelných změn v životním prostředí.

Pravidla produktové kategorie PCR (Product Category Rules)

Jedná se o soubor pokynů, které upřesňují postup pro provedení studie LCA pro určitou skupinu výrobků (například volbu funkční či deklarované jednotky, uvažované kategorie dopadu, volbu charakterizačního profilu...atd.).

4.3 Normy týkající se hodnocení environmentálních dopadů

Environmentálními dopady se zabývají se zabývají normy ČSN EN ISO 14001 - 14071. Jedná se o celou řadu norem zabývajících se environmentálním managementem, značením a hodnocením. Následující normy jsou pro posouzení dopadů výstavby na životní prostředí nejdůležitější.

ČSN EN ISO 14040 Environmentální management - Posuzování životního cyklu - Zásady a osnova

Tato norma uvádí obecné zásady studie LCA a poskytuje návod pro její vypracování. Zabývá se stanovením cíle a rozsahu studie a hranic produktového systému, kvantifikací elementárních toků produktového systému, výpočtem míry dopadů na životní prostředí a také vyhodnocením a ověřením studie ([4]).

ČSN EN ISO 14044 Environmentální management - Posuzování životního cyklu - Požadavky a směrnice

Tato norma poskytuje upřesňující informace o studii LCA, další metodologické pokyny pro její vypracování, požadavky na podávání zpráv o studii LCA a směrnice pro provedení kritického přezkoumání ([5]).

ČSN EN 14025 Environmentální značky a prohlášení - Environmentální prohlášení typu III - Zásady a postupy

Tato norma se zabývá environmentálním prohlášením produktu EPD (Environmental Product Declaration). Shrnuje hlavní principy a zásady tohoto dokumentu, definuje postupy pro jeho sestavení a stanovuje pravidla pro jeho ověření ([9]).

4.4 Podklady pro výpočet

4.4.1 Charakterizační model

Pro betonové konstrukce doporučují příslušná Pravidla produktové kategorie (PCR) [18] použití charakterizačního modelu databáze CML-IA (Leiden University CML-IA Characterisation Factors [194]). Charakterizační model je soubor hodnot, tzv. charakterizačních faktorů, které umožňují převést množství emisí různých škodlivých látek na ekvivalentní množství látky referenční podle vztahu (2.1). **Tabulka 4.1** obsahuje charakterizační faktory pro nejběžnější environmentálně škodlivé látky.

4.4.2 Databáze EPD stavebních materiálů

Pro mnoho stavebních materiálů jsou k dispozici údaje o environmentálních dopadech v různých databázích. V těchto databázích jsou pro různé stavební materiály uvedeny jejich EPD, tedy hodnoty jednotlivých indikátorů kategorií dopadu. Obvykle uváděné indikátory kategorií dopadů jsou shrnuty v **Tabulce 4.2**.

Tabulka 4.1: Charakterizační faktory nejvýznamnějších škodlivých látek [194]

Charakterizační faktory nejvýznamnějších škodlivých látek					
Znečišťující látka	GWP [kg CO ₂ ekv.]	AP [kg SO ₂ ekv.]	EP [kg PO ₄ ⁻³ ekv.]	ODP [kg CFC-11 ekv.]	POCP [kg C ₂ H ₄ ekv.]
Oxid uhličitý CO ₂	1,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00
Oxid uhelnatý CO	3,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,700E-02
Oxidy dusíku NO _x	5,000E+00	5,000E-01	1,300E-01	0,000E+00	0,000E+00
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	4,520E-02	0,000E+00	0,000E+00	2,300E-05	1,500E-01
Amoniak NH ₃	0,000E+00	1,600E+00	3,500E-01	0,000E+00	0,000E+00
Metan CH ₄	2,800E+01	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	6,000E-03
Oxid dusný N ₂ O	2,650E+02	0,000E+00	2,700E-01	0,000E+00	0,000E+00
Oxid siřičitý SO ₂	0,000E+00	1,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	4,800E-02

Tabulka 4.2: Nejčastěji uváděné indikátory kategorií dopadů v EPD databázích

Kategorie dopadu	Jednotka
Potenciál globálního oteplování (GWP)	kg CO ₂ ekv.
Acidifikační potenciál (AP)	kg SO ₂ ekv.
Eutrofizační potenciál (EP)	kg PO ₄ ⁻³ ekv.
Potenciál úbytku stratosférického ozonu (ODP)	kg CFC-11 ekv.
Potenciál tvorby fotooxidantů (POCP)	kg C ₂ H ₄ ekv.
Spotřeba fosilních surovin (ADPF)	MJ
Spotřeba nerostných surovin (ADPE)	kg Sb ekv.

Některé státy mají k dispozici vlastní databázi environmentálních dopadů pro stavební materiály. Taková databáze je k dispozici v ČR (Envimat) a v mnoha dalších zemích. Dále existují mezinárodní databáze (Environdec, Ecoinvent). Údaje v těchto databázích však často nejsou ověřovány žádnou další institucí a obvykle také chybí informace o tom, jak byly konkrétní hodnoty získány a jak jsou tyto údaje staré. Přesto jsou však při praktických výpočtech tyto databáze cenným zdrojem informací.

Rozsáhlou databázi environmentálních profilů stavebních materiálů poskytuje česká informační agentura životního prostředí CENIA [196]. Zde jsou shromážděny údaje o environmentálních dopadech pro rozličné stavební materiály. Jedná se o certifikáty pocházející přímo od výrobců, přičemž tato prohlášení o produktech jsou zpracována podle příslušných pravidel a náležitě ověřena.

4.4.3 Vlastní data pro výpočet – údaje o materiálech

Z hlediska přesnosti a věrohodnosti je samozřejmě optimální použít data přímo od výrobce daného materiálu. Tato data mohou být buďto přímo ve formě hodnot indikátorů kategorií dopadů nebo ve formě kvantifikovaných emisí jednotlivých škodlivých látek. Pro výrobce je stanovení těchto údajů poměrně složité, proto nelze předpokládat, že budou výrobci tato data poskytovat. Mnohem častěji tedy bude třeba využívat údaje z databáze.

4.4.4 Údaje o emisích škodlivých látek vznikajících při výrobě energie

V případě, že některý z materiálů není obsažen v žádné použitelné databázi EPD a toto EPD neposkytuje ani jeho výrobce, je možno environmentální dopady přibližně stanovit na základě spotřeby

energie pro výrobu tohoto materiálu. Tento výpočet je však možno uplatnit pouze v případě, že je použit pouze jeden zdroj energie (zpravidla se jedná o elektrickou energii z rozvodné sítě). Měrné emise nejvýznamnějších škodlivých látek, které vznikají při výrobě 1 MWh energie z nejběžnějších energetických zdrojů uvádí **Tabulka 4.3** (zpracováno pomocí [131] a [198])

Tabulka 4.3: Měrné emise nejvýznamnějších škodlivých látek, které vznikají při výrobě 1 MWh energie z nejběžnějších energetických zdrojů

Znečišťující látka	Měrné emise [kg/MWh]			
	Elektrická energie	Černé uhlí	Hnědé uhlí	Zemní plyn
Oxid uhličitý CO ₂	4,28E+02	3,41E+02	3,51E+02	2,02E+02
Oxid uhelnatý CO	1,11E-01	2,26E-02	5,60E-02	3,82E-01
Oxid siřičitý SO ₂	5,80E-01	4,90E-01	5,07E-01	9,36E-05
Oxidy dusíku NO _x	6,78E-01	6,21E-01	4,53E-01	1,14E+00
Metan CH ₄	4,60E-03	3,60E-03	3,60E-03	3,60E-03
Oxid dusný N ₂ O	6,25E-03	5,40E-03	5,40E-03	3,60E-04
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	2,30E-02	1,80E-02	1,80E-02	1,80E-02
Amoniak NH ₃	5,60E-11	4,54E-11	4,54E-11	3,06E-11

V případě elektrické energie se jedná o energii vyrobenou na území České republiky a výpočet tedy vycházel z českého energetického mixu. Emise škodlivých látek, které vznikly v souvislosti s těžbou surovin pro výrobu energie (uhlí, zemní plyn...) jsou v tomto případě zanedbány, protože jejich stanovení je velmi obtížné, a navíc množství těchto emisí je zanedbatelné ve srovnání s emisemi, které vznikají při spalování těchto surovin za účelem výroby energie.

Pokud při výrobě daného materiálu vznikají i nějaké další emise, které nesouvisí se spotřebou energie, ale vznikají v důsledku chemické reakce při výrobě (např. kalcinace při výrobě cementu, kdy se uvolňuje oxid uhličitý), je třeba tyto emise kvantifikovat a přičíst k emisím souvisejícím se spotřebou energie. Hodnoty jednotlivých kategorií dopadu se potom určí pomocí rovnice (2.1) na základě charakterizačních faktorů uvedených v **Tabulce 4.1**.

4.4.5 Údaje o chemickém složení materiálů

Pokud údaje o environmentálních dopadech pro některý z použitých materiálů nejsou k dispozici, je třeba kromě množství vyprodukovaných emisí škodlivých látek a množství spotřebované energie stanovit také spotřebu nerostných surovin (ADPE) v jednotkách kg Sb ekv. Charakterizační faktory pro převedení množství jednotlivých chemických prvků na ekvivalentní množství antimonu (Sb) jsou dostupné v charakterizačním modelu CML-IA [194].

Pro výpočet je potom třeba znát chemické složení materiálu. Hmotnost jednotlivých chemických prvků v jednotkovém množství sloučeniny se určí na základě hmotnostních zlomků těchto prvků podle následujícího vztahu:

$$m_i = (n_i * M_i) / \sum (n_i * M_i) \quad (4.1)$$

kde m_i [-] je hmotnostní zlomek i -tého chemického prvku ve sloučenině, n_i [-] je počet atomů tohoto prvku v materiálu a M_i [kg/mol] je jeho molární hmotnost. Ekvivalentní množství antimonu pro danou sloučeninu se potom spočte podle následujícího vztahu:

$$ADPE = \sum (m_i * CF_i) \quad (4.2)$$

kde $ADPE$ [kg Sb ekv.] je ekvivalentní množství antimonu vyjadřující spotřebu nerostných surovin, m_i [-] je hmotnostní zlomek i -tého prvku a CF_i [-] je charakterizační faktor pro tento prvek. **Tabulka 4.4** uvádí charakterizační faktory a molární hmotnosti pro nejběžnější chemické prvky, které se vyskytují ve stavebních materiálech.

Tabulka 4.4: Molární hmotnosti a charakterizační faktory chemických prvků nejčastěji se vyskytujících ve stavebních materiálech [194]

Prvek	Molární hmotnost [g/mol]	Charakterizační faktor [kg Sb ekv.]
Vodík H	1,008	0,00E+00
Síra S	32,06	1,93E-04
Křemík Si	28,085	1,40E-11
Hliník Al	26,982	1,09E-09
Draslík K	39,098	9,00E-06
Sodík Na	22,99	1,60E-08
Vápník Ca	40,078	5,40E-07
Železo Fe	55,845	5,24E-08
Hořčík Mg	24,305	2,02E-09
Titan Ti	47,867	2,79E-08
Mangan Mn	54,938	2,54E-06
Fosfor P	30,974	5,52E-06
Kyslík O	15,999	0,00E+00
Uhlík C	12,01	0,00E+00

Pokud se nejedná o materiál složený převážně z jedné sloučeniny, ale o materiál, který se skládá z několika sloučenin, spočte se ekvivalentní množství antimonu pro tento materiál jako vážený průměr podle hmotnostního podílu sloučeniny v tomto materiálu:

$$ADPE = \sum (ADPE_i * c_i / 100) \quad (4.3)$$

kde $ADPE$ [kg Sb ekv.] je ekvivalentní množství antimonu vyjadřující spotřebu nerostných surovin, c_i [%] je obsah i -té sloučeniny v materiálu a $ADPE_i$ [kg Sb ekv.] je ekvivalentní množství antimonu pro tuto sloučeninu.

Procentní obsah jednotlivých sloučenin v materiálu postačí určit pouze orientačně, protože málokdy je možno určit přesné chemické složení. Látky, které jsou v materiálu obsažené v malém množství v jednotkách procent, lze při výpočtu zanedbat, pokud se nejedná například o vzácné kovy nebo jiné cenné látky.

4.4.6 Vlastní data pro výpočet – údaje o strojích a dopravních prostředcích

Pro určení rozsahu environmentálních dopadů, které vzniknou v souvislosti s dopravou materiálů a dílců a v souvislosti s provozem strojů, je třeba znát alespoň některé údaje o těchto zařízeních. V případě dopravních prostředků je třeba znát průměrnou spotřebu paliva a emisní normu, kterou motor dopravního prostředku splňuje (normy Euro). V případě strojů, které se používají při výstavbě, je třeba mít k dispozici údaje o jejich příkonu a emisní normě, kterou jejich motor splňuje (normy Stage).

Následující tabulky (**Tabulky 4.5 – 4.15**) uvádějí vztahy pro výpočet množství emisí nejvýznamnějších škodlivých látek, které vzniknou při jízdě osobních a nákladních automobilů v závislosti na ujeté vzdálenosti s [km], spotřebě paliva na 100 km Q_f [l / 100 km] a produkci emisí CO₂

na 1 km $E_{CO_2,1 km}$ [g CO₂/km]. Pro dopravní prostředky staršího data výroby, které nejsou označeny žádnou klasifikací Euro, se vztahuje sloupec označený jako pre Euro.

Pokud je k dispozici údaj o produkci emisí oxidu uhličitého CO₂ na 1 km (v případě novějších vozidel se tento údaj nachází v technickém listu vozidla), použije se přednostně tento údaj. Pokud tento údaj k dispozici není, použije se uvedený vztah založený na spotřebě paliva.

Vztahy uvedené v tabulkách byly zpracovány na základě pokynů IPCC pro kvantifikaci skleníkových plynů ze spalování v mobilních zdrojích (2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Mobile Combustion [132]), na základě platných emisních limitů a na základě odborných studií [36], [150] a [210].

Tabulka 4.5: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových osobních automobilů (pre Euro – Euro 3)

Osobní automobily - benzin (pre Euro - Euro3)				
Znečišťující látka	Emise [g]			
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3
Oxid uhličitý CO ₂	$E_{CO_2,1km} * s$ nebo $Q_{mn} / 100 * s * 2146$			
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	3,16 *s	2,2 *s	2,3 *s
Oxidy dusíku NO _x		1,13 *s	0,5 *s	0,15 *s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		1,1049 *s	0,4629 *s	0,173 *s
Amoniak NH ₃	0,002 *s	$4,1E-08 * s^2 + 0,08 * s$	$6,9E-08 * s^2 + 0,09 * s$	$2,1E-08 * s^2 + 0,03 * s$
Metan CH ₄	0,1115 *s	0,0251 *s	0,0371 *s	0,027 *s
Oxid dusný N ₂ O	0,0079 *s	0,0211 *s	0,0104 *s	0,00495 *s
Oxid siřičitý SO ₂	$1,5E-07 * Q_{mn} * s$			

Tabulka 4.6: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových osobních automobilů (Euro 4 – Euro 6)

Osobní automobily - benzin (Euro 4 - Euro 6)			
Znečišťující látka	Emise [g]		
	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	$E_{CO_2,1km} * s$		
Oxid uhelnatý CO	1 *s	1 *s	1 *s
Oxidy dusíku NO _x	0,08 *s	0,06 *s	0,06 *s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	0,0821 *s	0,068 *s	0,068 *s
Amoniak NH ₃	$2,1E-08 * s^2 + 0,03 * s$	$2,1E-08 * s^2 + 0,028 * s$	$2,1E-08 * s^2 + 0,03 * s$
Metan CH ₄	0,0179 *s	0,0048 *s	0,0031 *s
Oxid dusný N ₂ O	0,00245 *s	0,0032 *s	0,0009 *s
Oxid siřičitý SO ₂	$1,50E-07 * Q_{mn} * s$		

Tabulka 4.7: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu diesellových osobních automobilů

Osobní automobily - nafta							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO2,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2526						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	3,16 * s	1 * s	0,64 * s	0,5 * s	0,5 * s	0,5 * s
Oxidy dusíku NO _x		1,13 * s	0,7 * s	0,5 * s	0,25 * s	0,18 * s	0,08 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		1,1199 * s	0,696 * s	0,5576 * s	0,3 * s	0,2264 * s	0,1597 * s
Amoniak NH ₃	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s
Metan CH ₄	0,0154 * s	0,0101 * s	0,004 * s	0,0024 * s	0 * s	0,0036 * s	0,0103 * s
Oxid dusný N ₂ O	0 * s	0,0026 * s	0,0049 * s	0,0078 * s	0,008 * s	0,0062 * s	0,0135 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,68E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.8: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových lehkých nákladních automobilů do 1305 kg

Lehká nákladní vozidla (LDV) do 1305 kg - benzin							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO2,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2146						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	2,72 * s	2,2 * s	2,3 * s	1 * s	1 * s	1 * s
Oxidy dusíku NO _x		0,97 * s	0,5 * s	0,15 * s	0,08 * s	0,06 * s	0,06 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		0,9449 * s	0,4629 * s	0,173 * s	0,0821 * s	0,068 * s	0,068 * s
Amoniak NH ₃	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s
Metan CH ₄	0,1115 * s	0,0251 * s	0,0371 * s	0,027 * s	0,0179 * s	0,0048 * s	0,0031 * s
Oxid dusný N ₂ O	0,0079 * s	0,073 * s	0,034 * s	0,0143 * s	0,0062 * s	0,0032 * s	0,0009 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,50E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.9: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu diesellových lehkých nákladních automobilů do 1305 kg

Lehká nákladní vozidla (LDV) do 1305 kg - nafta							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO2,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2526						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	2,72 * s	2,2 * s	0,64 * s	0,5 * s	0,5 * s	0,5 * s
Oxidy dusíku NO _x		0,97 * s	0,7 * s	0,5 * s	0,25 * s	0,18 * s	0,08 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		0,9599 * s	0,696 * s	0,5576 * s	0,3 * s	0,2264 * s	0,1597 * s
Amoniak NH ₃	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s
Metan CH ₄	0,0154 * s	0,0101 * s	0,004 * s	0,0024 * s	0 * s	0,0036 * s	0,0103 * s
Oxid dusný N ₂ O	0 * s	0,0026 * s	0,0049 * s	0,0078 * s	0,0078 * s	0,0062 * s	0,0135 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,68E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.10: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových lehkých nákladních automobilů mezi 1305 a 1760 kg

Lehká nákladní vozidla (LDV) 1305 - 1760 kg - benzin							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO₂,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2146						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	5,17 * s	4 * s	4,17 * s	1,81 * s	1,81 * s	1,81 * s
Oxidy dusíku NO _x		1,4 * s	0,6 * s	0,18 * s	0,1 * s	0,075 * s	0,075 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		1,375 * s	0,5629 * s	0,223 * s	0,1121 * s	0,09 * s	0,09 * s
Amoniak NH ₃	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s
Metan CH ₄	0,112 * s	0,025 * s	0,0371 * s	0,027 * s	0,0179 * s	0,0048 * s	0,0031 * s
Oxid dusný N ₂ O	0,008 * s	0,073 * s	0,034 * s	0,014 * s	0,0062 * s	0,0032 * s	0,0009 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,50E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.11: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu dieselových lehkých nákladních automobilů mezi 1305 a 1760 kg

Lehká nákladní vozidla (LDV) 1305 - 1760 kg- nafta							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO₂,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2526						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	5,17 * s	1,25 * s	0,8 * s	0,63 * s	0,63 * s	0,63 * s
Oxidy dusíku NO _x		1,4 * s	1 * s	0,65 * s	0,33 * s	0,235 * s	0,105 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		1,39 * s	0,996 * s	0,718 * s	0,39 * s	0,2914 * s	0,1847 * s
Amoniak NH ₃	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s
Metan CH ₄	0,015 * s	0,01 * s	0,004 * s	0,002 * s	0 * s	0,0036 * s	0,0103 * s
Oxid dusný N ₂ O	0 * s	0,003 * s	0,0049 * s	0,008 * s	0,0078 * s	0,0062 * s	0,0135 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,68E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.12: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu benzinových lehkých nákladních automobilů nad 1760 kg

Lehká nákladní vozidla (LDV) nad 1760 kg - benzin							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO₂,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2146						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	6,9 * s	5 * s	5,22 * s	2,27 * s	2,27 * s	2,27 * s
Oxidy dusíku NO _x		1,7 * s	0,7 * s	0,21 * s	0,11 * s	0,082 * s	0,082 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		1,6749 * s	0,6629 * s	0,263 * s	0,142 * s	0,108 * s	0,108 * s
Amoniak NH ₃	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s
Metan CH ₄	0,1115 * s	0,0251 * s	0,0371 * s	0,027 * s	0,018 * s	0,0048 * s	0,0031 * s
Oxid dusný N ₂ O	0,0079 * s	0,073 * s	0,034 * s	0,014 * s	0,006 * s	0,0032 * s	0,0009 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,50E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.13: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu diesellových lehkých nákladních automobilů nad 1760 kg

Lehká nákladní vozidla (LDV) nad 1760 kg- nafta							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO₂,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2526						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	6,9 * s	1,5 * s	0,95 * s	0,74 * s	0,74 * s	0,74 * s
Oxidy dusíku NO _x		1,7 * s	1,2 * s	0,78 * s	0,39 * s	0,28 * s	0,125 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		1,6899 * s	1,196 * s	0,858 * s	0,46 * s	0,3464 * s	0,2047 * s
Amoniak NH ₃	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s	0,001 * s
Metan CH ₄	0,0154 * s	0,0101 * s	0,004 * s	0,002 * s	0 * s	0,0036 * s	0,0103 * s
Oxid dusný N ₂ O	0 * s	0,0026 * s	0,0049 * s	0,008 * s	0,008 * s	0,0062 * s	0,0135 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,68E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.14: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu diesellových těžkých nákladních automobilů do 16 t

Těžká nákladní vozidla (HDV) do 16 t - nafta							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro I	Euro II	Euro III	Euro IV	Euro V	Euro VI
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO₂,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2526						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	4,5 * s	4 * s	2,1 * s	1,5 * s	1,5 * s	1,5 * s
Oxidy dusíku NO _x		8 * s	7 * s	5 * s	3,5 * s	2 * s	0,4 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		1,0531 * s	1,0531 * s	0,6131 * s	0,4131 * s	0,4131 * s	0,0831 * s
Amoniak NH ₃	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s
Metan CH ₄	0,0469 * s	0,0469 * s	0,0469 * s	0,0469 * s	0,0469 * s	0,0469 * s	0,0469 * s
Oxid dusný N ₂ O	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,68E-07 * Q _{mn} * s						

Tabulka 4.15: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu diesellových těžkých nákladních automobilů nad 16 t

Těžká nákladní vozidla (HDV) nad 16 t - nafta							
Znečišťující látka	Emise [g]						
	pre Euro	Euro I	Euro II	Euro III	Euro IV	Euro V	Euro VI
Oxid uhličitý CO ₂	E _{CO₂,1km} * s nebo Q _{mn} / 100 * s * 2526						
Oxid uhelnatý CO	nutno stanovit individuálně	4,5 * s	4 * s	2,1 * s	1,5 * s	1,5 * s	1,5 * s
Oxidy dusíku NO _x		8 * s	7 * s	5 * s	3,5 * s	2 * s	0,4 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC		0,985 * s	0,985 * s	0,545 * s	0,345 * s	0,345 * s	0,015 * s
Amoniak NH ₃	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s	0,003 * s
Metan CH ₄	0,115 * s	0,115 * s	0,115 * s	0,115 * s	0,115 * s	0,115 * s	0,115 * s
Oxid dusný N ₂ O	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s	0,03 * s
Oxid siřičitý SO ₂	1,68E-07 * Q _{mn} * s						

Následující tabulky (Tabulky 4.16 – 4.20) uvádějí vztahy pro výpočet množství emisí nejvýznamnějších škodlivých látek, které vzniknou při provozu stavebních strojů v závislosti na jejich spotřebě energie W_e [kWh]. Spotřeba energie se spočte pomocí následujícího vztahu:

$$W_e = P_k * t \quad (4.4)$$

kde W_e [kWh] je spotřeba energie stavebního stroje, P_k [kW] je příkon tohoto stroje a t_i [h] je doba provozu tohoto stroje.

Tabulka 4.16: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 130- 560 kW

Stavební stroje - výkon 130 - 560 kW					
Znečišťující látka	Emise [g]				
	Stage I	Stage II	Stage III	Stage IV	Stage V
Oxid uhličitý CO ₂	$W_e * 0,267$				
Oxid uhelnatý CO	$5 * W_e$	$3,5 * W_e$	$3,5 * W_e$	$3,5 * W_e$	$3,5 * W_e$
Oxidy dusíku NO _x	$9,2 * W_e$	$6 * W_e$	$2 * W_e$	$0,4 * W_e$	$0,4 * W_e$
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	$1,3 * W_e$	$1 * W_e$	$0,19 * W_e$	$0,19 * W_e$	$0,19 * W_e$
Amoniak NH ₃	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$
Metan CH ₄	$W_e * 1,49E-05$				
Oxid dusný N ₂ O	$W_e * 1,03E-04$				

Tabulka 4.17: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 75-130 kW

Stavební stroje - výkon 75 - 130 kW					
Znečišťující látka	Emise [g]				
	Stage I	Stage II	Stage III	Stage IV	Stage V
Oxid uhličitý CO ₂	$W_e * 0,267$				
Oxid uhelnatý CO	$5 * W_e$	$5 * W_e$	$5 * W_e$	$5 * W_e$	$5 * W_e$
Oxidy dusíku NO _x	$9,2 * W_e$	$6 * W_e$	$3,3 * W_e$	$0,4 * W_e$	$0,4 * W_e$
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	$1,3 * W_e$	$1 * W_e$	$0,19 * W_e$	$0,19 * W_e$	$0,19 * W_e$
Amoniak NH ₃	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$	$0,003 * W_e$
Metan CH ₄	$W_e * 1,49E-05$				
Oxid dusný N ₂ O	$W_e * 1,03E-04$				
Oxid siřičitý SO ₂	$W_e * 4,94E-06$				

Tabulka 4.18: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 56-75 kW

Stavební stroje - výkon 56 - 75 kW					
Znečišťující látka	Emise [g]				
	Stage I	Stage II	Stage III	Stage IV	Stage V
Oxid uhličitý CO ₂	W _e * 0,267				
Oxid uhelnatý CO	6,5 * W _e	5 * W _e	5 * W _e	5 * W _e	5 * W _e
Oxidy dusíku NO _x	9,2 * W _e	7 * W _e	3,3 * W _e	0,4 * W _e	0,4 * W _e
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	1,3 * W _e	1,3 * W _e	0,19 * W _e	0,19 * W _e	0,19 * W _e
Amoniak NH ₃	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e
Metan CH ₄	W _e * 1,49E-05				
Oxid dusný N ₂ O	W _e * 1,03E-04				
Oxid siřičitý SO ₂	W _e * 4,94E-06				

Tabulka 4.19: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 37-56 kW

Stavební stroje - výkon 37 - 56 kW					
Znečišťující látka	Emise [g]				
	Stage I	Stage II	Stage III	Stage IV	Stage V
Oxid uhličitý CO ₂	W _e * 0,267				
Oxid uhelnatý CO	6,5 * W _e	5 * W _e	5 * W _e	5 * W _e	5 * W _e
Oxidy dusíku NO _x	9,2 * W _e	7 * W _e	4,7 * W _e	4,7 * W _e	4,7 * W _e
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	1,3 * W _e	1,3 * W _e	1 * W _e	1 * W _e	1 * W _e
Amoniak NH ₃	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e
Metan CH ₄	W _e * 1,49E-05				
Oxid dusný N ₂ O	W _e * 1,03E-04				
Oxid siřičitý SO ₂	W _e * 4,94E-06				

Tabulka 4.20: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu stavebních strojů s výkonem 18-37 kW

Stavební stroje - výkon 18 - 37 kW					
Znečišťující látka	Emise [g]				
	Stage I	Stage II	Stage III	Stage IV	Stage V
Oxid uhličitý CO ₂	W _e * 0,267				
Oxid uhelnatý CO	6,5 * W _e	5,5 * W _e	5,5 * W _e	5,5 * W _e	5 * W _e
Oxidy dusíku NO _x	9,2 * W _e	8 * W _e	7,5 * W _e	4,7 * W _e	4,7 * W _e
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	1,5 * W _e	1 * W _e	1 * W _e	1 * W _e	1 * W _e
Amoniak NH ₃	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e	0,003 * W _e
Metan CH ₄	W _e * 1,49E-05				
Oxid dusný N ₂ O	W _e * 1,03E-04				
Oxid siřičitý SO ₂	W _e * 4,94E-06				

Tabulka 4.21 uvádí vztahy pro výpočet množství emisí nejvýznamnějších škodlivých látek, které vzniknou při jízdě osob městskou hromadnou dopravou v závislosti na ujeté vzdálenosti s [km].

Tabulka 4.21: Emise nejvýznamnějších škodlivých látek z provozu městské hromadné dopravy

MHD (průměr pro všechny dopravní prostředky)	
Znečišťující látka	Emise [g]
Oxid uhličitý CO ₂	2,50E+02 * s
Oxid uhelnatý CO	1,60E-02 * s
Oxidy dusíku NO _x	3,00E-02 * s
Nemetanové těkavé organické sloučeniny NMVOC	2,40E-02 * s
Amoniak NH ₃	1,80E-04 * s
Metan CH ₄	1,20E-03 * s
Oxid dusný N ₂ O	1,00E-03 * s
Oxid siřičitý SO ₂	7,30E-08 * s

Koeficienty pro výpočet emisí vyprodukovaných při přepravě hromadnou dopravou byly přibližně stanoveny na základě průměrné energetické spotřeby, produkce emisí a přepravní kapacity dopravních prostředků.

4.4.7 Vlastní data pro výpočet – údaje o provozech a další údaje

Pro zahrnutí všech environmentálních dopadů je třeba znát údaje o provozech - především spotřebu energie v těchto provozech. Pokud je to možné, je vhodné tyto údaje shromáždit pro veškeré výrobní i kancelářské provozy, které se podílejí na výrobě dané konstrukce.

4.5 Doporučení pro volbu zdroje údajů pro výpočet

V případě železobetonové konstrukce plynou největší environmentální dopady z výroby cementu a oceli. Proto je třeba se zaměřit na věrohodnost údajů o kvantifikovaných dopadech na životní prostředí (EPD) nebo údajů o množství uvolněných emisí a spotřebovaných surovinách, které s výrobou těchto materiálů souvisejí. Nejvhodnější je použití dat přímo od konkrétního dodavatele. To však často není možné, protože většina výrobců pro své produkty nezpracovává EPD ani nekvantifikuje emise jednotlivých škodlivých látek. Vhodné je tedy i použití dat od jiného výrobce tohoto produktu v České republice nebo využití údajů z databáze ověřených environmentálních prohlášení o produktech, kterou poskytuje CENIA [196].

V případě cementu uvádí mnoho výrobců pouze průměrné hodnoty environmentálních dopadů pro všechny druhy cementu, které vyrábějí. Použití těchto hodnot není z hlediska přesnosti výsledku příliš vhodné. Jednotlivé druhy cementu se liší obsahem slínku, a právě výroba slínku má na environmentální dopady zásadní vliv, protože se jedná o energeticky velmi náročný proces. Je tedy třeba použít hodnoty pro konkrétní použitý druh cementu nebo pro cement jiného druhu, který má stejný obsah slínku. Vliv výroby dalších složek cementu (vysokopecní struska, popílek atd.) je totiž oproti vlivu výroby slínku takřka zanedbatelný.

Ostatní materiály pro výrobu betonu, jako je kamenivo, příměsi a přísady, mají na celkové environmentální dopady z výstavby poměrně malý vliv. Případné nepřesnosti ve vstupních údajích tedy příliš neovlivní přesnost celkového výsledku. Je možné vycházet z databází EPD, nejlépe těch českých, protože zohledňují místní výrobní postupy a místní skladbu zdrojů energie. Pokud EPD pro určitý materiál není v české databázi, je vhodné využít databázi státu, který má podobnou skladbu zdrojů energie jako Česká republika a vyhnout se použití databází států, které mají skladbu zdrojů energie výrazně odlišnou (například státy s velkým podílem vodních elektráren).

Významnější vliv mají také některé materiály používané pro kompletační konstrukce, například zdicí prvky pro obvodové zdivo a pro příčky. Z tohoto důvodu je vhodné využívat přednostně databázi environmentálních prohlášení o produktech, kterou poskytuje CENIA [196].

Dopady na životní prostředí způsobené provozem strojů a dopravních prostředků je vhodné stanovit na základě znalosti technických údajů o těchto zařízeních. Pouze pokud by tyto údaje nebyly k dispozici, je možno využít údaje z databáze.

4.6 Životní cyklus betonové konstrukce

Pro hodnocení dopadů na životní prostředí je důležité uvažovat celý životní cyklus daného produktu nebo alespoň jeho významnou část. V případě stavebních konstrukcí se velmi často uvažuje část životního cyklu od získávání surovin po konečnou výstavbu konstrukce (v metodice LCA se tato fáze životního cyklu značí písmenem A). Ve většině případů jsou totiž fáze užívání (v metodice LCA se značí písmenem B) a likvidace konstrukce (v metodice LCA se značí písmenem C) velmi špatně předvídatelné. Kvantifikace environmentálních dopadů plynoucích z výstavby konstrukce se často provádí v rámci optimalizace návrhu a volby konstrukční či materiálové varianty. Pokud se jedná o pozemní stavbu, porovnávají se obvykle řešení nosné konstrukce, přičemž řešení kompletačních konstrukcí se významně nemění a nedochází tedy k významné změně energetické náročnosti budovy. Environmentální dopady související s provozem konstrukce budou tedy v takovém případě u všech variant podobné a je účelnější porovnávat pouze dopady způsobené výrobou stavebních materiálů a výstavbou konstrukce.

Na celkových environmentálních dopadech konstrukce se podílejí také opravy a údržba konstrukce. Údržba a případné opravy konstrukce se významněji projeví spíše u dopravních staveb, protože zde nedochází k environmentálním vlivům způsobeným například vytápěním a obecně je zde energetická náročnost během provozu obvykle nižší. Údržba a opravy se tak stávají často nejvýznamnějším zdrojem emisí škodlivých látek v průběhu provozní fáze životního cyklu konstrukce. Zde už by bylo porovnání více variant komplikovanější, protože rozsah oprav a náročnost údržby ovlivňuje materiálové, konstrukční i technologické řešení konstrukce. Lze například předpokládat, že konstrukce zhotovená z vysokohodnotného betonu bude v průběhu života vyžadovat méně oprav a méně náročnou údržbu než konstrukce z běžného betonu. Tyto scénáře však lze předpovídat jen velmi omezeně a s velkým množstvím nejistot. Obecně je tedy přípustné zahrnout do výpočtu pouze environmentální vlivy z těch částí životního cyklu, které již proběhly nebo jejichž průběh lze bez větších nejistot předpovědět.

4.6.1 Těžba přírodních surovin

Tato fáze výroby konstrukce se týká získání prvotních přírodních surovin pro výrobu dalších materiálů (těžba přírodního kamene pro výrobu kameniva, těžba surovin pro výrobu cementu, těžba železných rud pro výrobu oceli...). Environmentální dopady související s těžbou surovin jsou obvykle zahrnuty v EPD daného materiálu. EPD často uvádí environmentální dopady pro jednotlivé fáze výroby materiálu: těžbu surovin (fáze A1), jejich dopravu (fáze A2) a samotné zpracování těchto surovin do finálního materiálu (fáze A3). Dále jsou zde uvedeny celkové environmentální dopady (celkem za fáze A1, A2 a A3). Pokud není důvod k oddělování jednotlivých výrobních fází ve výpočtu, je možno použít celkové dopady z výroby materiálu.

4.6.2 Doprava přírodních surovin

Emise způsobené dopravou surovin na místo zpracování už jsou také obvykle zahrnuty v EPD daného materiálu (fáze A2). Stejně jako v případě těžby surovin platí, že pokud není důvod oddělovat ve výpočtu jednotlivé výrobní fáze, je možno pracovat s celkovými environmentálními dopady, které jsou s výrobou daného materiálu spojené.

4.6.3 Výroba meziproductů

Cement

Výroba cementu má na celkové environmentální dopady zásadní vliv a případné nepřesnosti tak výrazně ovlivňují přesnost a věrohodnost výsledku. Není tedy vhodné používat průměrné hodnoty environmentálních dopadů pro všechny druhy cementu, které se někdy objevují v databázích. Naopak je třeba rozlišovat jednotlivé druhy cementu. Nejvhodnější je pro výpočet použít EPD cementu od konkrétního výrobce, ale je možno použít i EPD cementu jiného výrobce. Mělo by však být použito EPD toho druhu cementu, který je opravdu použit nebo alespoň EPD cementu se stejným obsahem slínku. Výroba slínku má totiž na environmentální stopu cementu zásadní vliv.

Environmentální dopady v tomto případě nelze vyčíslit na základě spotřeby energie. Pro výpal slínku je totiž obvykle používáno více zdrojů energie a nelze tak provést jednoduchý výpočet pomocí emisních faktorů pro jednotlivé škodlivé látky. Navíc jsou často využívány alternativní zdroje energie, například použité pneumatiky, pro které nejsou emisní faktory stanoveny a jejich výpočet by byl velmi náročný a zatížený velkým množstvím nejistot. V případě oxidu uhličitého by navíc bylo třeba k emisím, které vznikají v důsledku spotřeby energie, přičíst emise, které jsou důsledkem chemické reakce probíhající při výrobě cementu.

Tabulka 4.22 uvádí přibližné hodnoty environmentálních dopadů pro různé druhy cementu. Hodnoty byly přibližně stanoveny na základě obsahu slínku ([208]) a na základě kvantifikovaných environmentálních dopadů z výroby portlandského cementu (EPD pro portlandský cement [200]). Úbytek abiotických surovin (ADPE) byl pro jednotlivé druhy cementu stanoven na základě jejich složení s použitím charakterizačních faktorů databáze CML-IA [194].

Tabulka 4.22: Přibližné hodnoty environmentálních dopadů pro různé druhy cementu spočtené na základě obsahu slínku dle [197].

Kvantifikované měrné environmentální dopady z výroby cementu (A1 - A3)							
Druh cementu [kg]	GPW [kg CO ₂ ekv.]	AP [kg SO ₂ ekv.]	EP [kg PO ₄ ³⁻ ekv.]	ODP [kg CFC11 ekv.]	POCP [kg C ₂ H ₄ ekv.]	ADPF [MJ]	ADPE [kg Sb ekv.]
CEM I	9,50E-01	2,49E-03	2,47E-04	8,18E-11	1,56E-04	3,16E+00	1,16E-06
CEM II/A-S	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-S	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,36E-07
CEM II/A-D	8,96E-01	2,35E-03	2,33E-04	7,71E-11	1,47E-04	2,98E+00	1,07E-06
CEM II/A-P	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-P	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,36E-07
CEM II/A-Q	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-Q	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,36E-07
CEM II/A-V	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-V	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,36E-07
CEM II/A-W	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-W	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,36E-07
CEM II/A-T	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-T	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,36E-07
CEM II/A-L	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-L	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,38E-07
CEM II/A-LL	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06

CEM II/B-LL	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,38E-07
CEM II/A-M	8,48E-01	2,22E-03	2,20E-04	7,29E-11	1,39E-04	2,82E+00	1,01E-06
CEM II/B-M	7,02E-01	1,84E-03	1,82E-04	6,04E-11	1,15E-04	2,33E+00	8,37E-07
CEM III/A	4,87E-01	1,28E-03	1,26E-04	4,19E-11	7,97E-05	1,62E+00	5,81E-07
CEM III/B	2,63E-01	6,89E-04	6,83E-05	2,26E-11	4,31E-05	8,75E-01	3,14E-07
CEM III/C	1,17E-01	3,06E-04	3,03E-05	1,01E-11	1,91E-05	3,89E-01	1,39E-07
CEM IV/A	7,50E-01	1,97E-03	1,95E-04	6,46E-11	1,23E-04	2,49E+00	8,94E-07
CEM IV/B	5,26E-01	1,38E-03	1,37E-04	4,53E-11	8,61E-05	1,75E+00	6,27E-07
CEM V/A	5,07E-01	1,33E-03	1,31E-04	4,36E-11	8,29E-05	1,68E+00	6,04E-07
CEM V/B	2,92E-01	7,66E-04	7,58E-05	2,52E-11	4,78E-05	9,72E-01	3,49E-07

Ocel

Výroba oceli má spolu s výrobou cementu nejzásadnější vliv na celkové dopady na životní prostředí. Stejně jako v případě cementu je tedy vhodné použít EPD betonářské oceli přímo od dodavatele. Pokud dodavatel EPD neposkytuje, je možno použít data od jiného výrobce v České republice, který používá podobnou výrobní technologii (konvertor, nístějové pece). EPD pro betonářskou ocel vypracované přímo jejím výrobcem obsahuje například databáze stavebních materiálů CENIA [196].

Kamenivo

Zpracování přírodního kameniva, zahrnující jeho těžbu a obvykle také drcení, má na celkové environmentální dopady spíše malý vliv. Z hlediska přesnosti výpočtu je naprosto dostačující, pokud budou údaje o jeho environmentálních dopadech převzaty z databáze. Použití environmentálních údajů přímo od dodavatele pravděpodobně nebude ve většině případů možné, protože by dodavatel musel poskytovat EPD pro jednotlivé frakce kameniva nebo spotřebu energie zvlášť pro různé frakce kameniva (nebo alespoň zvlášť pro jemné a hrubé kamenivo). Navíc zpravidla není možné určit množství emisí škodlivých látek, které vznikly v souvislosti s těžbou, zejména v souvislosti s výrobou výbušnin používaných při těžbě. V případě, že by dodavatel kameniva poskytoval údaje o spotřebě energie pro jednotlivé frakce kameniva a alespoň přibližné údaje o emisích škodlivých látek souvisejících s těžbou, vypočítaly by se měrné emise určité škodlivé látky pro danou frakci z následujícího vztahu:

$$E_{i,kam,j} = Q_{el,j} * f_{el,i} + E_{i,t} \quad (4.5)$$

kde $E_{i,kam,j}$ [kg škodlivé látky/kg] jsou měrné emise i -té škodlivé látky z výroby j -té frakce kameniva, $Q_{el,j}$ [kWh/kg] je spotřeba energie pro výrobu 1 kg j -té frakce kameniva, $f_{el,i}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor i -té škodlivé látky z výroby elektrické energie (viz **Tabulku 4.3**) a $E_{i,t}$ [kg škodlivé látky/kg] je množství i -té škodlivé látky, které bylo vyprodukováno v souvislosti s těžbou. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**. Spotřeba nerostných surovin (ADPE) by se potom spočetla podle vztahů (4.1), (4.2) a (4.3), které jsou uvedeny v kapitole 4.4.5. Nutno poznamenat, že tento výpočetní vztah je spíše teoretický a jeho praktické využití se s velkou pravděpodobností nepředpokládá.

Pokud je využito recyklované kamenivo pocházející z jiné betonové konstrukce, emise škodlivých látek se do okolního prostředí uvolňují při dopravě materiálu na místo recyklace a při jeho drcení na požadovanou frakci. EPD pro tento druh kameniva obvykle nebývá zahrnuto v databázích, proto je třeba produkci emisí škodlivých látek z výroby jednotkového množství tohoto kameniva spočítat podle následujícího vztahu:

$$E_{i,kam,rec} = E_{dop,i} / M_n + Q_{el} * f_{el,i} \quad (4.6)$$

kde $E_{i,kam,rec}$ [kg škodlivé látky/kg] jsou měrné emise i -té škodlivé látky z výroby recyklovaného kameniva, $E_{dop,i}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i -té škodlivé látky vyprodukované při přepravě jednoho nákladu odpadního betonu z místa původní konstrukce na místo recyklace (viz **Tabulky 4.8 - 4.15**), M_n [kg] je hmotnost nákladu, Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie pro výrobu 1 kg dané frakce recyklovaného kameniva a $f_{el,i}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor i -té škodlivé látky z výroby elektrické energie (viz **Tabulku 4.3**). Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**. Spotřeba nerostných surovin (ADPE) je v tomto případě nulová, neboť se jedná o recyklovaný materiál.

Obdobně se postupuje v případě, že je jako kamenivo (nebo jako částečná náhrada kameniva) použita granulovaná struska. Emise škodlivých látek jsou produkovány při dopravě surové strusky na místo zpracování a při jejím drcení. Surová struska vzniká jako vedlejší produkt při výrobě oceli. Proto se emise z její výroby do celkové produkce emisí nezapočítávají. Stejně jako v případě kameniva z recyklovaného betonu je spotřeba nerostných surovin (ADPE) rovna nule, protože se jedná o druhotnou surovinu, která vzniká jako vedlejší produkt a nedochází tedy k těžbě surovin čistě za účelem její výroby. Měrné emise škodlivých látek z výroby granulované strusky se spočtou podle následujícího vztahu:

$$E_{i,kam,str} = E_{dop,i} / M_n + Q_{el} * f_{el,i} \quad (4.7)$$

kde $E_{i,kam,str}$ [kg škodlivé látky/kg] jsou měrné emise i -té škodlivé látky z výroby granulované strusky, $E_{dop,i}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i -té škodlivé látky vyprodukované při přepravě jednoho nákladu surové strusky z místa výroby na místo zpracování (viz **Tabulky 4.8 - 4.15**), M_n [kg] je hmotnost nákladu, Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie při mletí 1 kg granulované strusky a $f_{el,i}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor i -té škodlivé látky z výroby elektrické energie (viz **Tabulku 4.3**). Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

V případě použití jiného recyklovaného materiálu (např. kamenivo z odpadního polymeru) je třeba volit individuální přístup výpočtu na základě celkové spotřebované energie pro výrobu tohoto kameniva a emisních faktorů použitých energetických zdrojů.

Příměsi

Výroba příměsí má na celkové dopady na životní prostředí pouze malý vliv. Je proto naprosto dostačující použít údaje z databáze (nejlépe české). Pokud údaje o environmentálních dopadech pro určitý materiál nejsou dostupné v žádné z použitelných databází, lze měrné emise škodlivých látek z výroby příměsí přibližně spočítat.

Pokud se jedná o odpadní surovinu či vedlejší produkt, vznikají emise škodlivých látek při případné dopravě této suroviny na místo zpracování a při jejím případném mletí. Pokud se jedná o surovinu, kterou je nutné před použitím rozemlít (např. struska), vypočtou se měrné emise škodlivých látek podle následujícího vztahu:

$$E_{i,pml} = E_{dop,i} / M_n + Q_{el} * f_{el,i} \quad (4.8)$$

kde $E_{i,pml}$ [kg škodlivé látky/kg] jsou měrné emise i -té škodlivé látky z výroby mleté přísady pocházející z odpadní suroviny či vedlejšího produktu (pro účely této metodiky příměsí 1. typu), $E_{dop,i}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i -té škodlivé látky vyprodukované při přepravě jednoho nákladu suroviny z místa výroby na místo zpracování (viz **Tabulky 4.8 - 4.15**), M_n [kg] je hmotnost nákladu, Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie při mletí 1 kg této příměsí a $f_{el,i}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor i -té škodlivé látky z výroby elektrické energie (viz **Tabulku 4.3**). Z těchto množství jednotlivých

škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**. Spotřeba nerostných surovin (ADPE) je rovna nule, protože se jedná o druhotnou surovinu, která vzniká jako vedlejší produkt a nedochází tedy k těžbě surovin čistě za účelem její výroby.

Pokud se jedná o odpadní surovinu či vedlejší produkt, který již není třeba dále zpracovávat (popílek, mikrosilika), uvolňují se emise škodlivých látek pouze při případné přepravě na místo skladování. V tomto případě se měrné emise škodlivých látek vypočtou podle následujícího vztahu:

$$E_{i,pm2} = E_{dop,i} / M_n \quad (4.9)$$

kde $E_{i,pm2}$ [kg škodlivé látky/kg] jsou měrné emise i-té škodlivé látky z výroby příměsi pocházející z dále nezpracovávané odpadní suroviny či vedlejšího produktu (pro účely této metodiky příměsi 2. typu), $E_{dop,i}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i-té škodlivé látky vyprodukované při přepravě jednoho nákladu suroviny z místa výroby na místo skladování (viz **Tabulky 4.8 – 4.15**) a M_n [kg] je hmotnost nákladu. Emise vznikající v souvislosti se skladováním materiálu lze kvůli jejich nízkému významu zanedbat. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**. Spotřeba nerostných surovin (ADPE) je rovna nule, protože se jedná o druhotnou surovinu, která vzniká jako vedlejší produkt a nedochází tedy k těžbě surovin čistě za účelem její výroby.

Pokud se jedná o suroviny, které jsou vyráběny primárně jako příměsi do betonu (např. mletý vápenec), je třeba započítat environmentální dopady z jejich celého výrobního cyklu. Pokud se jedná o mletou horninu, spočtou se emise škodlivých látek podle následujícího vztahu s tím, že emise vzniklé v souvislosti s těžbou je možno odhadnout či zanedbat:

$$E_{i,pm3} = Q_{el} * f_{el,i} + E_{i,t} \quad (4.10)$$

kde $E_{i,pm3}$ [kg škodlivé látky/kg] jsou měrné emise i-té škodlivé látky z výroby mleté horniny použité jako příměs do betonu (pro účely této metodiky příměsi 3. typu), Q_{el} [kWh/kg] je spotřeba energie pro mletí 1 kg horniny, $f_{el,i}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor i-té škodlivé látky z výroby elektrické energie (viz **Tabulku 4.3**) a $E_{i,t}$ [kg škodlivé látky/kg] je množství i-té škodlivé látky, které bylo vyprodukováno v souvislosti s těžbou. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**. Spotřeba nerostných surovin (ADPE) by se potom spočetla podle vztahů (4.1), (4.2) a (4.3), které jsou uvedeny v kapitole 4.4.5. V případě, že se jedná o jiný typ příměsi, například pigment, je třeba zjistit údaje přímo od výrobce.

Prísady

Výroba přísad obvykle nemá na celkovou produkci emisí a celkovou spotřebu surovin výrazný vliv, pokud není ve větším množství použita přísada, jejíž výroba je energeticky velmi náročná. Pokud jsou k dispozici údaje o produkci emisí a spotřebě energie přímo od výrobce (popř. výrobce poskytuje přímo zpracované EPD), měly by být použity. V opačném případě je možné použít údaje z některé z databází.

4.6.4 Doprava meziproductů

Vliv dopravy meziproductů (cement, kamenivo, příměsi...) na celkové environmentální dopady závisí především na vzdálenosti, na kterou jsou meziproducty na místo zpracování přepravovány. Obvykle tyto vzdálenosti nejsou takové, aby emise vzniklé v důsledku dopravy meziproductů hrály významnou roli v celkových environmentálních dopadech. Některé databáze obsahují údaje o environmentálních dopadech vznikajících při přepravě materiálů na jednotku hmotnosti a jednotku vzdálenosti (např. kg CO₂ ekv./t.km).

Pokud jsou k dispozici údaje o použitých dopravních prostředcích, lze množství vyprodukovaných škodlivých látek spočítat podle uvedeného vztahu:

$$E_{j,dop,i} = E_{dop,i} / M_n \quad (4.11)$$

kde $E_{j,dop,i}$ [kg škodlivé látky/kg] jsou měrné emise i -té škodlivé látky z dopravy j -tého materiálu, $E_{dop,i}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i -té škodlivé látky vyprodukované při přepravě jednoho nákladu suroviny z místa výroby na místo skladování (viz **Tabulky 4.8 – 4.15**) a M_n [kg] je hmotnost nákladu. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

4.6.5 Výroba hlavních konstrukčních materiálů

Dále je třeba kvantifikovat environmentální dopady, které souvisí s výrobou konečného konstrukčního materiálu. V případě železobetonové konstrukce se jedná především o výrobu betonu a betonářské výztuže, případně výrobu prefabrikovaných dílců (viz kapitolu 4.6.6.). Výroba těchto finálních materiálů (mísení betonu, tváření betonářské výztuže) má v porovnání s výrobou cementu či oceli spíše malý vliv na celkové environmentální dopady.

Údaje o environmentálních dopadech z výroby betonu v mísicím centru mohou být obsaženy v některé z databází. Tyto environmentální dopady souvisejí se spotřebou energie při výrobě betonu. Spotřeba energie při výrobě betonu v mísicím centru však závisí na konkrétním zařízení, proto je lepší výpočet provést na základě spotřeby energie konkrétního zařízení, které je pro míchání betonu použito. V případě, že betonárna používá mísicí zařízení pouze jednoho typu a kvantifikuje roční spotřebu energie (resp. spotřebu energie pro jiný daný časový horizont), lze vyprodukované množství škodlivých látek stanovit podle následujícího vztahu:

$$E_{i,bet} = (Q_{el} / Q_{bet}) * f_{el,i} * 2,4 \quad (4.12)$$

kde $E_{i,bet}$ [kg škodlivé látky/m³] jsou měrné emise i -té škodlivé látky z mísení betonu, Q_{el} [kWh] je spotřeba energie za rok či jiné sledované časové období, Q_{bet} [t] je produkce betonu za rok či jiné sledované časové období, $2,4$ je objemová hmotnost betonu [t/m³] a $f_{el,i}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor i -té škodlivé látky z výroby elektrické energie (viz **Tabulku 4.3**). Výhodou tohoto vztahu je, že je zahrnuta i další spotřeba energie, která souvisí s výrobou betonu, ale není způsobena mísením betonu (např. uložení sypkých materiálů do sil, čerpání vody...).

V případě, že je znám pouze příkon konkrétního mísicího zařízení, spočte se vyprodukované množství oxidu uhličitého přibližně podle následujícího vztahu:

$$E_{i,bet} = (P_m / P_q) / * f_i \quad (4.13)$$

kde $E_{i,bet}$ [kg škodlivé látky/m³] jsou měrné emise i -té škodlivé látky z mísení betonu, P_m [kW] je příkon mísicího zařízení, P_q [m³/h] je jmenovitý výkon, tzn. objem vyrobené betonové směsi při využití užitečného objemu a f_i [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor i -té škodlivé látky z výroby elektrické energie (viz **Tabulku 4.3**). Použití tohoto vztahu přináší méně přesný výsledek, protože produkce emisí škodlivých látek je vypočtena pouze ze spotřeby energie při mísení betonu a ostatní procesy jsou zanedbány. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**. V případě betonářské výztuže je obvykle použito EPD přímo pro tento výrobek, takže jsou zde zahrnuty environmentální dopady nejen z výroby oceli, ale i z výroby výztužných prutů.

4.6.6 Výroba prefabrikovaných dílců

Přesná kvantifikace vyprodukovaných škodlivých látek a spotřebované energie v souvislosti s výrobou jednotlivých typů prefabrikátů, by byla velmi obtížná a lze předpokládat, že tyto údaje nebudou u dodavatele k dispozici. Pro výpočet množství emisí škodlivých látek, které vzniknou v důsledku výroby jednoho dílce, je tedy možné použít zjednodušený vztah založený na celkové spotřebě energie výroby prefabrikovaných dílců:

$$E_{i,pref} = \Sigma(Q_j * f_{i,j}) / M_{pref} * m_{pref} \quad (4.14)$$

kde $E_{i,pref}$ [kg škodlivé látky/dílec] jsou měrné emise i-té škodlivé látky z výroby jednoho dílce (bez výroby výchozích materiálů jako je cement, kamenivo...atd.), Q_j [kWh] je spotřeba energie z j-tého zdroje za rok či jiné sledované časové období, a $f_{i,j}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor j-tého zdroje energie (elektrina, plyn...) pro i-tou škodlivou látku, M_{pref} [kg] je celková hmotnost dílců vyprodukovaná za rok či jiné sledované časové období a m_{pref} [kg] je hmotnost konkrétního prefabrikovaného dílce, pro nějž jsou environmentální dopady počítány. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

4.6.7 Výroba ostatních materiálů a produktů

Do celkového environmentálního hodnocení je třeba zahrnout i další materiály a produkty, které jsou součástí konstrukce. V případě pozemních staveb se jedná například o hydroizolační a tepelně-izolační materiály, materiály obvodového zdiva a příček, výplně otvorů, omítky, podlahy a technické zařízení (vodovod, kanalizace, topení, elektroinstalace, vzduchotechnika, zařizovací předměty...). V případě mostů se jedná především o materiály pro konstrukci vozovky.

Údaje o environmentálních dopadech vznikajících při výrobě těchto materiálů a produktů je vhodné přednostně převzít z databáze environmentálních prohlášení o produktech, kterou poskytuje CENIA [196] a která obsahuje údaje pocházející přímo od výrobců daných materiálů. Pokud některý materiál či produkt není obsažen v této databázi a ani jeho výrobce neposkytuje jeho EPD, je možno údaje převzít z některé jiné databáze.

V případě, že je environmentální hodnocení prováděno za účelem porovnání několika variant nosné konstrukce, není třeba dopady na životní prostředí související s výrobou ostatních materiálů a produktů do výpočtu zahrnovat, pokud nejsou výrazně ovlivněny řešením nosné konstrukce.

4.6.8 Doprava konstrukčních materiálů, prefabrikovaných dílců a ostatních materiálů a produktů

Doprava konstrukčních materiálů (čerstvý beton, betonářská výztuž), popř. prefabrikovaných dílců a dalších materiálů a produktů na místo stavby obvykle nemá na celkové množství emisí z výstavby významný vliv. Pokud nejsou k dispozici údaje o použitých dopravních prostředcích, lze převzít údaje o environmentálních dopadech z vhodné databáze. Pokud údaje o použitých dopravních prostředcích jsou k dispozici, vypočte se množství uvolněných škodlivých látek pomocí vztahů v **Tabulkách 4.8 - 4.15**. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

4.6.9 Výroba konstrukce

Při kvantifikaci celkových environmentálních dopadů je třeba zahrnout i dopady, které plynou ze samotné výstavby konstrukce (zemní práce, betonáž, montáž...). Některé databáze (např. Ökobaudat) obsahují údaje o environmentálních dopadech pro některé stavební procesy (zemní práce, čerpání betonu...).

Stejně jako v případě dopravy však platí, že je vhodnější vycházet z údajů o použitých zařízeních a jejich spotřebě energie, pokud jsou tyto údaje k dispozici. Produkce emisí škodlivých látek se potom spočte podle následujícího vztahu:

$$E_{i,kon} = \Sigma E_{i,s,j} + E_{i,bed} / r + \Sigma(Q_j * f_{i,j}) \quad (4.15)$$

kde $E_{i,kon}$ [kg škodlivé látky] je množství i-té škodlivé látky vyprodukované v souvislosti s výstavbou konstrukce (bez výroby použitých materiálů), $E_{i,s,j}$ [kg škodlivé látky] je množství emisí i-té škodlivé látky, které vzniklo v důsledku provozu j-tého zařízení (např. jeřáb, čerpadlo, rypadlo...),

$E_{i,bed}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i-té škodlivé látky vyprodukované v souvislosti s výrobou bednění, r [-] je násobnost použití bednění, Q_j [kWh] je spotřeba energie z j-tého zdroje (energie ze sítě spotřebovaná v průběhu dokončovacích prací, vytápění budovy v průběhu dokončovacích prací) a $f_{i,j}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor j-tého zdroje energie (elektřina, plyn...) pro i-tou škodlivou látku. Emise vyprodukované v souvislosti s výrobou bednění lze případně vzhledem k jejich malému významu zanedbat. $E_{s,i,j}$ se pro každý použitý stroj spočítá s pomocí **Tabulek 4.16 – 4.20**. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

4.6.10 **Doprava odpadu, suti a zeminy**

Do celkových environmentálních dopadů je třeba započítat také ty, které vzniknou v souvislosti s dopravou odpadu a zeminy, popř. suti na skládku. Pokud nejsou k dispozici údaje o použitých dopravních prostředcích, lze převzít údaje o environmentálních dopadech z vhodné databáze. Pokud údaje o použitých dopravních prostředcích jsou k dispozici, vypočte se množství uvolněných škodlivých látek pomocí vztahů v **Tabulkách 4.8 - 4.15**. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

4.6.11 **Další související emise (doprava zaměstnanců, provoz kanceláří...)**

Na environmentálních dopadech plynoucích z výstavby konstrukce se podílí také nepřímé procesy, které však souvisí s výstavbou konstrukce. Jedná se především o spotřebu energie a emise škodlivých látek, které vznikají v důsledku provozu kanceláří a v důsledku dopravy osob do zaměstnání.

Škodlivé látky vyprodukované v souvislosti s provozem kanceláří lze kvantifikovat pomocí následujícího vztahu:

$$E_{i,kanc} = \Sigma(Q_j * f_{i,j} / n / 365) * \Sigma(t_k) \quad (4.16)$$

kde $E_{i,kanc}$ [kg škodlivé látky] je množství i-té škodlivé látky vyprodukované v souvislosti s provozem kanceláří ve vztahu k danému projektu, Q_j [kWh] je spotřeba energie budovy z j-tého zdroje (elektřina, plyn...), a $f_{i,j}$ [kg škodlivé látky/kWh] je emisní faktor j-tého zdroje energie (elektřina, plyn...) pro i-tou škodlivou látku, n [-] je celkový počet osob pracujících v budově a t_k [dny] je čas, po který se na daném projektu podílela k-tá osoba. V případě práce na dálku zde lze započítat případný rozdíl ve spotřebě energií v domácnostech osob pracujících z domova (svícení, chod počítače). Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

Emise škodlivých látek, které vznikají při dopravě osob do zaměstnání lze zjednodušeně spočítat podle následujícího vztahu:

$$E_{i,ces,l} = \Sigma(2 * E_{i,oa,j} * t_{oa,j}) + \Sigma(2 * E_{i,mhd,j} * t_{mhd,j}) \quad (4.17)$$

kde $E_{i,ces,l}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i-té škodlivé látky vyprodukované v souvislosti s dopravou zaměstnanců do zaměstnání, $E_{j,oa}$ [kg škodlivé látky] je množství i-té škodlivé látky vyprodukované při dopravě j-tého zaměstnance do zaměstnání osobním automobilem, $t_{oa,j}$ [dny] je počet dní, po které se j-tá osoba dopravuje do zaměstnání osobním automobilem v souvislosti s daným projektem, $E_{i,mhd,j}$ [kg škodlivé látky] je množství i-té škodlivé látky vyprodukované při dopravě j-tého zaměstnance do zaměstnání městskou hromadnou dopravou, $t_{mhd,j}$ [dny] je počet dní, po které se j-tá osoba dopravuje do zaměstnání hromadnou dopravou v souvislosti s daným projektem. Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

Emise, které vznikají při služebních cestách zaměstnanců (včetně výjezdů z kanceláří na místo stavby) lze zjednodušeně spočítat podle následujícího vztahu:

$$E_{i,ces,2} = \Sigma E_{i,oa,j} + \Sigma E_{i,mhd,j} \quad (4.18)$$

kde $E_{i,ces,2}$ [kg škodlivé látky] jsou emise i-té škodlivé látky vyprodukované v souvislosti se služebními cestami zaměstnanců, $E_{i,oa}$ [kg škodlivé látky] je množství i-té škodlivé látky vyprodukované při j-té služební cestě osobním automobilem a $E_{i,mhd,j}$ [kg škodlivé látky] je množství i-té škodlivé látky vyprodukované při j-té služební cestě hromadnou dopravou (vlak, MHD...). Z těchto množství jednotlivých škodlivých látek se potom vypočtou hodnoty environmentálních dopadů pomocí vztahu (2.1) s použitím charakterizačních faktorů z **Tabulky 4.1**.

V případě, že je kvantifikace emisí prováděna za účelem porovnání několika konstrukčních variant, není třeba tyto nepřímé emise zahrnovat do výpočtu, pokud nejsou výrazně ovlivněny konstrukčním řešením (například výrazně obtížnější řešení z hlediska projekční činnosti).

4.7 Celková kvantifikace environmentálních dopadů

Celkový rozsah environmentálních dopadů závisí na množství použitých materiálů. Spočte se tedy na základě výkazu výměr a dříve spočtených měrných environmentálních dopadů. Výpočet je vhodné strukturovat tak, aby byl přehledný a umožňoval snadnou identifikaci nejvýznamnějších zdrojů environmentálních dopadů plynoucích z výstavby. V Příloze 2 je uveden soubor tabulek s výpočetními vztahy, pomocí kterých se počítají celkové dopady na životní prostředí.

4.8 Vyhodnocení produkce emisí při výrobě konstrukce a stanovení doporučení pro další konstrukce daného typu

Aby mohla kvantifikace environmentálních dopadů z výstavby konstrukce sloužit jako podklad pro případné snížení těchto dopadů u této nebo podobné konstrukce, je třeba identifikovat ty části výrobního cyklu (určitá fáze výroby, určitý materiál), které hrají nejvýznamnější roli v celkových environmentálních dopadech a také ty části, jejichž význam sice není tak velký, ale jejichž vliv lze poměrně snadno redukovat. Za významné lze považovat ty zdroje, jejichž příspěvek k celkovému environmentálnímu dopadu z výroby konstrukce je větší než 10 %. Zdroje environmentálních dopadů, v tomto případě fáze výroby konstrukce a výrobu jednotlivých materiálů a meziproductů, lze pomyslně rozdělit do čtyř kvadrantů, jak ukazuje **Tabulka 4.23**.

Tabulka 4.23: Rozdělení environmentálních dopadů podle významu a podle míry ovlivnění

Environmentální dopady	Snadno ovlivnitelné	Obtížně ovlivnitelné
Významné	I.	II.
Méně významné	III.	IV.

Pro vyhodnocení platí to samé, jako v případě hodnocení produkce emisí oxidu uhličitého CO₂ (viz kapitola 3.8). Je třeba zaměřit se na ty části výrobního cyklu, které jsou příčinou největší spotřeby surovin a největší produkce emisí škodlivých látek (např. výroba cementu a oceli) a zároveň na ty zdroje

environmentálních dopadů, které sice nejsou tak významné, ale které lze redukovat snadnými opatřeními (dopady na životní prostředí plynoucí z provozu kanceláří a některých cest zaměstnanců).

5 Doporučení pro výběr environmentálně šetrné konstrukce

Při optimalizaci konstrukce z hlediska environmentálních dopadů je vždy třeba komplexní a individuální přístup, který zohlední typ konstrukce, všechny požadavky na konstrukci, její umístění a další souvislosti, které mají vliv na environmentální dopady spojené s výstavbou a provozem konstrukce.

Individuální přístup je potom třeba uplatnit i při vyhodnocení jednotlivých vlivů na životní prostředí. Pokud je hodnoceno více kategorií dopadu, může být některá varianta návrhu nejlepší z hlediska jedné kategorie dopadu, ale naopak v jiné kategorii dopadu může být hodnocena podprůměrně. Zde je třeba přihlídnout k důležitosti jednotlivých kategorií dopadu v dané lokalitě. Celkový dopad na životní prostředí lze vyjádřit jednou hodnotou se zohledněním významu jednotlivých kategorií dopadu pomocí vztahů (7.1) a (7.2) uvedených v kapitole 7.1, kde je tato problematika popsána podrobněji.

5.1 Pevnostní třída betonu

Z vlastních dříve provedených studií vyplývá, že při hodnocení environmentálních dopadů z výstavby železobetonové konstrukce je obvykle dosaženo lepších výsledků pro betony vyšší pevnosti. Betony vyšší pevnosti zpravidla obsahují více cementu a přísad, takže při porovnání jednotkových množství betonu vychází z porovnání lépe beton nižší pevnosti. Následná úspora materiálu, která plyne z menších rozměrů nosných prvků, však vede k tomu, že celkový environmentální dopad je při použití betonu vyšší pevnosti obvykle menší. Redukce environmentálních dopadů při použití betonu vyšší pevnosti se ještě zvětšuje s rostoucí dopravní vzdáleností konstrukčních materiálů. Také je zde třeba zmínit, že betony vyšší pevnosti obvykle vykazují větší trvanlivost a další snížení environmentálních dopadů potom plyne z menší potřeby oprav během života konstrukce.

Zde je však nezbytné uvést, že v některých případech může být environmentálně šetrnější použití nižší pevnostní třídy betonu. Vždy totiž záleží na konkrétním konstrukčním prvku, jeho využití a způsobu namáhání. Pokud je konstrukční prvek jen částečně využit a redukce jeho rozměrů není možná například kvůli konstrukčním zásadám (například minimální přípustné rozměry sloupu), je z hlediska dopadů na životní prostředí vhodnější použít beton nižší pevnosti. Nižší pevnostní třídu je také účelnější zvolit například v případě některých základových konstrukcí, u kterých je třeba volit větší rozměry z důvodu dodržení nezámrazné hloubky založení objektu.

5.2 Optimalizace návrhu

Lepší mechanické vlastnosti vyšší pevnostní třídy betonu lze využít buďto k redukci rozměrů nosných prvků, nebo ke snížení stupně vyztužení. Z hlediska rozsahu environmentálních dopadů je zpravidla výhodnější využít lepších mechanických vlastností betonu ke zmenšení rozměrů nosných prvků. Snížení množství výztuže v nosných prvcích vede většinou k méně výraznému snížení environmentálních dopadů. Redukce rozměrů nosných prvků totiž způsobí celkové snížení hmotnosti konstrukce, čímž se sníží i environmentální dopady plynoucí z míchání betonu, jeho dopravy a ukládání do bednění. Při redukci stupně vyztužení je celkový rozdíl v množství použitého materiálu mnohem menší, navíc výraznější redukci množství výztuže často brání konstrukční zásady.

Optimalizace návrhu za účelem minimalizace environmentálních dopadů je však složitá komplexní úloha a tato doporučení jsou pouze obecná. Pro výběr nejvhodnějšího řešení je vhodné ověřit hodnoty environmentálních dopadů pro větší počet konstrukčních variant a vybrat tu, jejíž vliv na životní prostředí bude nejméně škodlivý. Optimální variantu konstrukčního řešení je tedy vhodné hledat prostřednictvím softwarového nástroje (viz kapitola 7.6).

5.3 Využití recyklovaných materiálů a odpadních surovin

Využití recyklovaných a odpadních surovin je v rámci problematiky environmentálních dopadů významným tématem. Pro železobetonové konstrukce lze využít například recyklované kamenivo z demolovaných betonových či zděných konstrukcí. Použití takového kameniva obvykle nepřináší velkou úsporu energie ani snížení množství emisí škodlivých látek, protože stavební suť pro výrobu tohoto kameniva je třeba nejprve přepravit z místa demolice na místo zpracování, poté rozdrtit na požadovanou frakci a nakonec dopravit na místo použití. Dochází však k zásadní úspoře nerostných surovin – lomového kamene, kterého je v mnohých lokalitách nedostatek. Beton s tímto kamenivem vykazuje zpravidla horší mechanické vlastnosti oproti betonu s přírodním kamenivem, takže jeho použití je do jisté míry omezeno. Jeho uplatnění spočívá spíše v méně exponovaných a nenosných konstrukcích.

Poměrně velké uplatnění mají druhotné suroviny, které lze využít jako latentně hydraulické příměsi, tedy látky, které jsou schopny hydratace v prostředí, ve kterém již tato reakce probíhá. Těmito materiály lze totiž částečně nahradit cement a zredukovat tak jeho množství v betonu. Protože výroba cementu má na většinu environmentálních dopadů zásadní vliv, redukce jeho množství v konstrukci významně přispívá ke snížení míry těchto nežádoucích jevů v životním prostředí. Mezi nejpoužívanější druhotné suroviny, které lze využít jako latentně hydraulické příměsi, patří mikrosilika, vysokopecní struska a popílek. Mikrosilika vzniká jako vedlejší produkt některých metalurgických procesů, vysokopecní struska je vedlejším produktem výroby železa a popílek vzniká jako vedlejší produkt v tepelných elektrárnách. Použití těchto materiálů jako částečné náhrady cementu neznamená nutné zhoršení mechanických vlastností betonu. Do určitého stupně nahrazení se dokonce mechanické vlastnosti obvykle zlepšují (viz kapitola 1.1.1), což může v některých případech umožnit redukcí rozměrů nosných prvků a tím pádem ještě výraznější zmírnění nežádoucích dopadů na životní prostředí. Největší energetické úspory je zpravidla dosaženo při použití popílku nebo mikrosiliky jako částečné náhrady cementu, protože tyto materiály mají ve svém surovém stavu podobu jemného prášku a není třeba je, na rozdíl od vysokopecní strusky, mlít. Použitím těchto materiálů se také samozřejmě značně snižuje spotřeba nerostných surovin.

Ve snaze o zmírnění dopadů výstavby na životní prostředí jsou vyvíjeny a zkoumány i další typy betonů s recyklovanými materiály – například beton s kamenivem z odpadních pneumatik nebo z odpadních polymerů. Beton s těmito materiály se zatím běžně nepoužívá, ale širší uplatnění by mohl nalézt především pro méně exponované a nenosné konstrukce (chodníky, podlahy). Jeho zásadní environmentální výhodou je využití odpadních surovin a úspora přírodního kameniva, kterého, jak bylo již uvedeno výše, v mnohých lokalitách dramaticky ubývá.

Využití odpadních plastů ve stavebnictví se obecně stává čím dál důležitějším tématem. Plastový odpad se na Zemi hromadí a je velmi žádoucí pro něj nalézt praktické využití. Probíhají proto studie, které zkoumají vlastnosti betonu s tímto materiálem a snaží se pro něj najít využití. Kromě výše uvedeného kameniva z odpadních plastů je zkoumáno využití vláken z odpadního polymeru, která by se mohla využívat namísto primárně vyráběných polymerních vláken. Odpadní plast by také mohl najít využití jako pojivo v případě polymerbetonu – kompozitního materiálu vyráběného roztavením odpadního plastu, který se promísí a propojí s kamenivem. Využití tohoto materiálu by opět spočívalo spíše v nenosných konstrukcích (například dlaždice).

6 Doporučení pro odhad životnosti konstrukce

S environmentálními dopady stavební konstrukce úzce souvisí její životnost. Trvanlivější konstrukce vydrží delší dobu sloužit svému účelu a vyžaduje méně oprav v průběhu životnosti. Proto je vhodné při výběru environmentálně šetrné konstrukce zohlednit i hledisko trvanlivosti.

Životnost železobetonových konstrukcí není snadné předpovědět, protože ji ovlivňuje velké množství faktorů. Na konstrukci působí v průběhu jejího života různé degradační vlivy, jejichž přítomnost je často obtížné předem určit. Rychlost degradace konstrukce závisí nejen na jejím materiálovém a konstrukčním řešení, ale také na podmínkách okolního prostředí, jako je vlhkost, teplota a koncentrace agresivních substancí. Tyto podmínky se navíc mohou v čase měnit.

Existují matematické modely, s jejichž pomocí lze životnost alespoň přibližně odhadnout. Univerzální výpočetní vztah, pomocí něhož by bylo možné přímo určit životnost, zatím nebyl navržen. Takový model by byl velmi složitý, protože by bylo nutno do něj zahrnout velký počet parametrů týkajících se konstrukce a okolního prostředí a zohlednit všechny degradační procesy, které by se v průběhu života konstrukce mohly uplatnit. Existující modely se zabývají nejvýznamnějšími jevy rozhodujícími o životnosti železobetonové konstrukce, v případě pozemních staveb se jedná o karbonataci betonu a korozi ocelové výztuže.

6.1 Volba matematického modelu karbonatace

U většiny pozemních staveb rozhoduje o trvanlivosti železobetonových nosných konstrukcí karbonatace. Podstata tohoto jevu a faktory, které ovlivňují jeho rychlost, jsou popsány v kapitole 1.3.1, stejně tak některé matematické modely, které jsou pro časový průběh tohoto degradačního jevu k dispozici.

Při volbě nejvhodnějšího modelu pro predikci časového průběhu karbonatace je třeba volit mezi přesností výpočtu a praktickou použitelností modelu. Výpočtové modely pracující s molárními koncentracemi složek cementového tmelu a s pórovitostí betonu jsou sice nejbližší skutečné chemické a fyzikální podstatě karbonatace, ale pro předpověď trvanlivosti při návrhu skutečné konstrukce příliš složité a nepraktické. Tyto modely pracují s chemickým složením cementové pasty, tedy s parametry jako je molární koncentrace vápeno-silikátového hydrátu (C-S-H) a hydroxidu vápenatého. Často používaným parametrem je také difuzní koeficient betonu. Tento parametr je pro rychlost karbonatace skutečně zásadní, avšak při praktických výpočtech je často problém s jeho stanovením, stejně jako s výše uvedenými charakteristikami chemického složení cementové pasty. Tyto hodnoty je obvykle možné pouze přibližně odhadnout, čímž se do výpočtu vnese velké množství nejistot a použití přesného matematického modelu potom ztrácí smysl. Některé modely zase pracují s odolností betonu vůči karbonataci, kterou je třeba stanovit zrychlenými karbonatačními zkouškami v laboratoři. To je opět z praktického hlediska poněkud problematické, protože není vždy možné takovéto laboratorní zkoušky zajistit.

Vzhledem k použitelnosti postupu při praktickém navrhování je vhodnější pracovat se snadno dostupnými údaji, jako je složení betonové směsi, pevnost betonu či podmínky okolního prostředí. Právě z těchto parametrů vychází zjednodušený model dle Papadakise (1.23) [158]. Tento model nabízí zjednodušený výpočet založený na obsahu jednotlivých složek v betonové směsi a na jejich objemových hmotnostech. Také zohledňuje podmínky okolního prostředí: vlhkost a koncentraci oxidu uhličitého. Zásadní výhodou tohoto modelu je jeho snadná použitelnost. Přestože se jedná o zjednodušený model, který nevychází přímo z difuzního zákona, poměrně dobře odpovídá skutečnosti (viz kapitolu 2.4.2). Lze tedy konstatovat, že představuje rozumnou volbu mezi přesností a použitelností. Problematické jsou výsledky, které při aplikaci tohoto modelu vycházejí pro betony s nízkým vodním součinitelem. Pro tyto

typy betonu vychází rychlost karbonatace extrémně nízká a výpočtová životnost potom dosahuje nereálných hodnot. Aplikace matematických modelů pro predikci časového průběhu karbonatace je obecně problematická v případě vysokohodnotných betonů, protože modely jsou obvykle vytvořeny primárně pro betony běžných pevností. V praxi snadno použitelné matematické modely, které by byly vyvinuty i pro tyto typy betonu a zároveň byly dostatečně experimentálně ověřené, zatím nejsou k dispozici.

Z poměrně snadno dostupných údajů vychází i model dle Morinagy (1.37 a 1.38) [115]. Tento model však nelze použít pro betony, jejichž vodní součinitel je menší než cca 0,38. Pro takový beton potom vychází záporná hloubka karbonatace (kvůli výrazu $4,6 w - 1,76$). Vzhledem k tomu, že dnes není zcela neobvyklé použití betonů s takto nízkým vodním součinitelem, nemusí být tento model vždy použitelný, zvláště pro rozsáhlejší optimalizační studie, které zahrnují i varianty navržené z vysokopevnostních betonů.

Dobře použitelný je i model dle Boba (1.43) [29], který také poskytuje poměrně věrohodné výsledky (viz kapitola 2.4.2). Model je založen na tlakové pevnosti betonu a na podmínkách okolního prostředí. Výhodou tohoto modelu je, že pro betony s vysokou pevností nevychází rychlost karbonatace tak nízká jako podle modelu dle Papadakise a výpočtová životnost je tak bližší realitě.

Pro časový průběh karbonatace existují i jednodušší matematické modely, založené například pouze na hodnotě tlakové pevnosti či vodního součinitele. Výsledky, které takto jednoduché modely poskytují, se však již často výrazněji odklánějí od skutečnosti. Nezohledňují totiž další parametry, které mají na rychlost karbonatace vliv, především podmínky okolního prostředí. Pro přibližný odhad hloubky karbonatace lze použít i kombinaci více modelů, které jsou blízké realitě. Vhodnou volbou je uvažování průměrné hodnoty z výsledků, které dává model dle Papadakise a model dle Boba. V případě betonu obsahujícího latentně hydraulické příměsi (popílek, struska, mikrosilika) je vhodné uvažovat efektivní hodnotu vodního součinitele dle vztahu (1.24) [75].

Výpočty týkající se časového průběhu degradačních jevů jsou obvykle zatíženy velkým množstvím nejistot, vlastnosti betonu se mohou odchylovat od předpokládané průměrné hodnoty a zejména podmínky okolního prostředí, jako je vlhkost a teplota, lze predikovat pouze přibližně. Parametry vstupující do výpočtu je proto vhodné považovat za náhodné veličiny a výpočet založit na pravděpodobnostním přístupu. Z citlivostní analýzy popsané v kapitole 2.4.3 je zřejmé, že v případě výpočtu rychlosti karbonatace dle vztahu (1.23) má největší vliv na rozptyl výsledku (hloubky karbonatace) obsah cementu v betonu. Značný vliv mají také obsah vody v betonu a podmínky okolního prostředí - koncentrace oxidu uhličitého CO_2 v ovzduší a součinitel f_{RH} , který vyjadřuje vliv relativní vlhkosti okolního prostředí. Méně výrazný vliv má objemová hmotnost cementu. Objemová hmotnost kameniva a jeho množství v betonu mají vliv na rozptyl výsledku nepatrný. V rámci zjednodušení a značného zrychlení výpočtu je vhodné považovat za náhodné ty veličiny, které mají na rozptyl výsledku významný vliv (obsah cementu v betonu, obsah vody v betonu, koncentrace oxidu uhličitého CO_2 , relativní vlhkost okolního prostředí) a ostatní veličiny (objemové hmotnosti materiálů, obsah kameniva v betonu) uvažovat jako deterministické.

Z analýzy popsané v kapitole 2.4.3 plyne, že na výsledné rozdělení pravděpodobnosti hloubky karbonatace má zanedbatelný vliv, zda pro simulaci náhodných hodnot veličin vstupujících do výpočtu byla použita základní varianta metody Monte Carlo nebo její modifikace LHS. Vzhledem k tomu, že metoda LHS poskytuje výsledky s podobnou přesností při menší náročnosti na množství dat a tím menší náročnosti na výpočet oproti základní variantě metody Monte Carlo, jeví se jako lepší volba pro výpočet.

6.2 Volba matematického modelu koroze oceli

Ke korozi ocelové výztuže dochází poté, co hloubka karbonatace betonu dosáhne tloušťky betonové krycí vrstvy a výztuž přestane být před elektrochemickou korozí chráněna okolním vysokým pH. Čas,

ve kterém k tomuto dojde, se označuje jako tzv. iniciační čas. Zbytková životnost se potom určí jako čas, během kterého dojde k takovému oslabení průřezu ocelové výztuže, že již není schopna přenášet účinky působícího zatížení nebo dojde k popraskání krycí vrstvy z důvodu tvorby objemných korozních produktů.

Pro přibližné určení časového průběhu koroze ocelové výztuže existuje několik matematických modelů, které jsou blíže popsány v kapitole 1.3.2. Pro přibližný výpočet úbytku hmoty ocelové výztuže je obecně doporučován a nejčastěji používán vztah (1.75) [141]. Pro jeho použití je třeba znát hustotu proudu při elektrochemické korozi. Co se týče matematických modelů, které hustotu proudu vyjadřují, jsou zde často poměrně velké překážky pro jejich běžné použití v praxi. Modely velmi často pracují s hodnotou elektrického odporu betonu, což je hodnota, která zpravidla není známa, zvláště u budoucích konstrukcí, jejichž degradace v čase se předpovídá v rámci posouzení jejich návrhu. Pro praktický odhad hustoty proudu při elektrochemické korozi připadá v úvahu vztah (1.81) [176]. Tento vztah je založený na parametrech, které jsou obvykle v okamžiku návrhu konstrukce známy nebo dobře předvídatelné (vodní součinitel, tloušťka krycí vrstvy). Další možností je hustotu proudu při elektrochemické korozi odhadnout dle hodnot uváděných v literatuře ($0,5 - 1,5 \mu\text{A}/\text{cm}^2$) (např. [135], [145], [160] a [173]).

Pro určení času, v němž dojde k odprýsknutí krycí vrstvy výztuže lze použít například vztah (1.86) [115], který je jednoduchý a nenáročný na vstupní parametry. Po dosažení depasivace výztuže a zahájení její koroze je třeba uvažovat zmenšování plochy výztuže i možnost popraskání a odprýsknutí krycí vrstvy. Za konec životnosti konstrukce lze potom považovat buďto popraskání krycí vrstvy výztuže v důsledku koroze, nebo takové oslabení průřezu výztuže, že již nebude schopna přenášet působící zatížení. Rozhodující je ta událost, ke které dojde dříve. Po odprýsknutí krycí vrstvy se proces koroze urychluje, a navíc je porušeno spolupůsobení betonu a výztuže. Tento okamžik je tedy možno považovat za konec životnosti, přestože nedojde ke kolapsu konstrukce.

Obecně nelze doporučit spoléhat se při návrhu na zbytkovou životnost po zahájení koroze výztuže, protože zde už dochází k pokročilé degradaci konstrukce, jejíž časový průběh lze pouze přibližně odhadnout. Případná odchylka od předpokládaných vstupních parametrů (například jiné podmínky okolního prostředí), by pak mohla vést k předčasnému kolapsu konstrukce. Matematické modely pro časový průběh koroze ocelové výztuže navíc nebyly podrobeny dostatečně rozsáhlým experimentům, které by potvrdily jejich věrohodnost. Nelze proto doporučit zvyšování předpokládané životnosti konstrukce rezervou v únosnosti ocelové výztuže, vhodnější je zajistit požadovanou životnost prostřednictvím dostatečné tloušťky krycí vrstvy výztuže.

7 Optimalizace z hlediska environmentálních dopadů, trvanlivosti a ceny

7.1 Společné vyjádření všech environmentálních dopadů

Při praktickém posuzování různých konstrukčních variant z hlediska dopadů na životní prostředí je často žádoucí vyjádřit všechny tyto dopady společně pomocí jedné hodnoty. Takto lze jednotlivé varianty porovnat a vybrat tu, jejíž nežádoucí vliv na životní prostředí je nejmenší. Aby bylo možné vyjádřit celkový dopad na životní prostředí jednou hodnotou, je nejprve třeba hodnoty jednotlivých kategorií environmentálních dopadů normovat. To lze provést podle následujícího vztahu:

$$Y_{i,norm}(\{x_{j}\}) = (Y_i(\{x_{j}\}) - Y_{i,min}) / (Y_{i,max} - Y_{i,min}) \quad (7.1)$$

kde $Y_{i,norm}(\{x_{j}\})$ je normovaná hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu, $Y_i(\{x_{j}\})$ je nenormovaná hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu, $Y_{i,min}$ je nejmenší hodnota v rámci kategorie dopadu a $Y_{i,max}$ je největší hodnota v rámci kategorie dopadu. Největší hodnotě tedy bude přiřazena normovaná hodnota 1, nejmenší hodnotě normovaná hodnota 0.

Z těchto normovaných hodnot lze již spočítat celkový environmentální dopad jako vážený průměr podle uvedeného vztahu:

$$Y_{suma,env,j} = \Sigma [Y_{i,norm}(\{x_{j}\}) * V_i] / \Sigma (V_i) \quad (7.2)$$

kde $Y_{suma,env,j}$ je celkový environmentální dopad j-té konstrukční varianty, $Y_{i,norm}(\{x_{j}\})$ je normovaná hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu a V_i je zvolená váha i-té kategorie dopadu. Váhy pro jednotlivé kategorie dopadu je třeba zvolit na základě významu jednotlivých environmentálních dopadů v dané lokalitě. Pokud je například lokalita, v níž bude stavba umístěna, zasažena acidifikací vody a půdy a jsou zde velkým problémem kyselá deště, je vhodné přidělit acidifikaci poněkud větší váhu. Pokud je největším problémem dané lokality nedostatek přírodního kameniva, je třeba přidělit větší váhu spotřebě nerostných surovin. Samozřejmě by však neměly být opomenuty environmentální problémy týkající se celé planety, jako je globální oteplování a změna klimatu. Váhy jednotlivých environmentálních dopadů je tedy nutné volit s rozvahou, obvykle není na místě některé z kategorií přidělovat výrazně větší váhu, protože by tak docházelo k podhodnocení ostatních environmentálních vlivů.

7.2 Optimalizace z hlediska environmentálních dopadů a ceny

Při návrhu konstrukce je zpravidla nutné kromě environmentální šetrnosti přihlížet i k ekonomické stránce a hledat takovou konstrukční variantu, která bude únosná z obou těchto hledisek. Zde je třeba zmínit, že tato hlediska obvykle nebývají v rozporu - environmentálně šetrná konstrukce je často výhodná také z hlediska ceny, protože se zpravidla jedná o takovou konstrukční variantu, která přináší materiálové úspory. Suroviny, které patří při výrobě železobetonové konstrukce k nejdražším, jsou zároveň surovinami, jejichž výroba představuje pro životní prostředí největší zátěž. V mnohých případech samozřejmě neplatí, že environmentálně nejšetrnější konstrukční varianta je zároveň tou nejlevnější. Obvykle však varianta, která je vyhodnocena jako nejvýhodnější z hlediska dopadů na životní prostředí, není výrazně dražší než varianta, která je nejvýhodnější z ekonomického hlediska.

Pro výběr nejlepšího konstrukčního řešení z ekonomického i environmentálního hlediska je žádoucí, aby obě tato hlediska byla vyjádřena jednou hodnotou. To potom umožní jednoznačný výběr

nejvhodnější varianty řešení. Pro stanovení této hodnoty je možné zvolit různé přístupy. Níže jsou popsány dva z nich, které se v současné době jeví jako nejsnáze aplikovatelné.

7.2.1 Normování a vážený průměr

Nejjednodušší je zvolit podobný postup jako v případě výpočtu celkového environmentálního dopadu, tedy znormovat hodnoty obou hledisek a následně spočítat vážený průměr. Celkový environmentální dopad se vypočítá podle vztahů (7.1) a (7.2) uvedených v předchozí kapitole. Ceny jednotlivých konstrukčních variant se převedou do normovaného tvaru podobně jako jednotlivé kategorie dopadu ve vztahu (7.1):

$$P_{norm,j} = (P_j - P_{min}) / (P_{max} - P_{min}) \quad (7.3)$$

kde $P_{norm,j}$ [-] je normovaná cena j-té konstrukční varianty, P_j [Kč] je nenormovaná cena j-té konstrukční varianty, P_{min} [Kč] je cena nejlevnější konstrukční varianty z uvažovaných a P_{max} [Kč] je cena nejdražší konstrukční varianty z uvažovaných. Nejdražší variantě tedy přísluší hodnota 1 a nejlevnější variantě 0. Stejným způsobem se provede normování celkových environmentálních dopadů:

$$Y_{suma,env,norm,j} = (Y_{suma,env,j} - Y_{suma,env,min}) / (Y_{suma,env,max} - Y_{suma,env,min}) \quad (7.4)$$

kde $Y_{suma,env,norm,j}$ [-] je normovaný celkový environmentální dopad j-té konstrukční varianty, $Y_{suma,env,j}$ [-] je nenormovaný celkový environmentální dopad j-té konstrukční varianty, $Y_{suma,env,min}$ [-] je nejmenší celkový environmentální dopad v rámci porovnávaných konstrukčních variant a $Y_{suma,env,max}$ [-] je největší celkový environmentální dopad v rámci porovnávaných konstrukčních variant.

Celkové hodnocení se následně spočte pro každou variantu pomocí uvedeného vztahu:

$$A_{suma,j} = (Y_{suma,env,norm,j} * V_{env} + P_{norm,j} * V_{cena}) / (V_{env} + V_{cena}) \quad (7.5)$$

kde $A_{suma,j}$ [-] je celkové hodnocení j-té konstrukční varianty, $Y_{suma,env,norm,j}$ [-] je celkový normovaný environmentální dopad j-té konstrukční varianty, $P_{norm,j}$ [-] je normovaná cena j-té konstrukční varianty, V_{env} [-] je zvolená váha environmentálního dopadu konstrukce a V_{cena} [-] je zvolená váha ceny. Váhy ceny a environmentálního dopadu je opět třeba volit rozumně, neměly by se vzájemně příliš lišit, aby jedno hledisko zcela nepřevážilo druhé. Nejvhodnější z hlediska ceny a environmentálního dopadu je ta konstrukční varianta, která dosáhne nejnižší hodnoty A_{suma} .

Výhodou tohoto způsobu optimalizace je jeho jednoduchost a univerzálnost použití. Nevýhodou je, že výsledné hodnocení pro jednotlivé konstrukční varianty je vyjádřeno abstraktní hodnotou, která má pouze relativní význam v souvislosti s hodnocením ostatních konstrukčních variant.

7.2.2 Přepočítání na ceny emisních povolenek

Velmi názorný je přístup, kdy se k celkové ceně konstrukce připočte částka, která by musela být zaplacená za uvolnění emisí nežádoucích látek do ovzduší. Výsledné hodnocení konstrukčních variant je tak v podobě ceny, což je objektivní a snadno uchopitelný ukazatel. Environmentálně šetrnější konstrukční varianta, jejíž realizace by byla v porovnání s jinou variantou poněkud dražší, tak může po zohlednění ceny za vyprodukované emise vyjít výhodněji. Velkou nevýhodou tohoto přístupu je však skutečnost, že cena emisních povolenek je stanovena pouze v případě emisí oxidu uhličitého (v červenci roku 2021 cca 55 EUR za t CO₂). Tímto způsobem lze tedy různé konstrukční varianty porovnávat pouze v případě, že jsou v rámci environmentálního dopadu řešeny pouze emise oxidu uhličitého. Celková cena konstrukce včetně potenciálního poplatku za uvolnění emise oxidu uhličitého se stanoví podle následujícího vztahu:

$$A_{suma,j} = P_{konst,j} + E_{CO2,suma,j} * P_{CO2} \quad (7.6)$$

kde $A_{suma,j}$ [Kč] je celkové hodnocení j-té konstrukční varianty, $P_{konst,j}$ [Kč] je cena za realizaci j-té konstrukční varianty (cena surovin, jejich dopravy na místo zpracování, výroby materiálů, dopravy na místo stavby a samotné výstavby), $E_{CO2,suma,j}$ [t] je celkové množství emisí CO₂ vyprodukovaných v souvislosti s realizací j-té konstrukční varianty (viz kapitolu 3) a P_{CO2} [Kč / t CO₂] je aktuální cena emisních povolenek.

Tento přístup by byl teoreticky aplikovatelný i pro hodnocení ostatních environmentálních vlivů. Místo cen emisních povolenek, což je uměle vytvořená cena za produkci emisí škodlivých látek, by se pracovalo s náklady, které by bylo potřeba vynaložit na nápravu škod způsobených v životním prostředí v důsledku výstavby konstrukce. Tyto náklady by však bylo velmi obtížné kvantifikovat, proto tento postup zatím není prakticky aplikovatelný.

7.3 Optimalizace z hlediska trvanlivosti a ceny

Při výběru nejvhodnější konstrukční varianty nelze opomíjet hledisko trvanlivosti. Trvanlivost materiálu konstrukce má zásadní vliv na nutnost oprav během života konstrukce a na její výslednou životnost. Hledisko trvanlivosti může částečně reprezentovat sociální aspekty v rámci principů udržitelného rozvoje, protože menší nutnost oprav konstrukce zajistí její komfortnější užívání v průběhu jejího života. Výhody volby trvanlivějšího materiálu (například vysokohodnotného betonu místo běžného betonu) mohou tedy v některých případech vyvážit vyšší počáteční náklady, které jsou s výrobou odolnějšího materiálu spojené. Trvanlivost jednotlivých konstrukčních variant je třeba při jejich ekonomickém hodnocení zohlednit i z toho důvodu, že by hodnocené varianty měly být srovnatelné.

7.3.1 Zahrnutí ceny za opravy a údržbu

Možným postupem při zohlednění vlivu trvanlivosti konstrukce na její celkovou cenu je zahrnutí nákladů, které budou muset být v budoucnosti vynaloženy na opravy a údržbu dané konstrukce. Větší potřeba oprav v provozní fázi konstrukce zvyšuje celkové náklady jejího životního cyklu a může způsobit, že celkové náklady budou nakonec vyšší pro konstrukci, jejíž počáteční náklady na výstavbu byly nižší. Při výběru cenově nejvýhodnější konstrukční varianty se zohledněním trvanlivosti by se náklady včetně oprav a údržby počítaly podle následujícího vztahu:

$$P_{suma,j} = P_{konst,j} + P_{main,j} \quad (7.7)$$

kde $P_{suma,j}$ [Kč] jsou celkové náklady j-té konstrukční varianty na výstavbu, opravy a údržbu konstrukce, $P_{konst,j}$ [Kč] je cena za realizaci j-té konstrukční varianty (cena surovin, jejich dopravy na místo zpracování, výroby materiálů, dopravy na místo stavby a samotné výstavby) a $P_{main,j}$ [Kč] jsou náklady na opravy a údržbu během života konstrukce, které by bylo třeba provést, aby konstrukce dosáhla referenční životnosti. Referenční životnost se stanoví jako životnost nejtrvanlivější konstrukční varianty bez uvažování oprav. Životnost jednotlivých variant se stanoví na základě matematických modelů pro časový průběh předpokládaných degračních jevů, které se uplatní v průběhu života konstrukce. Možným problémem je, že při velkých rozdílech v trvanlivosti jednotlivých konstrukčních variant by pro méně trvanlivé konstrukční varianty již opravy nemusely dávat smysl vzhledem k pokročilému stupni degradace nebo vzhledem k nutnosti jejich opakování. Dalším problémem tohoto přístupu je skutečnost, že výše nákladů na budoucí opravy a údržbu se velmi špatně odhaduje.

7.3.2 Přepočítání ceny na roky

Jinou možností, jak zohlednit trvanlivost při porovnávání konstrukčních variant z hlediska ceny, je přepočítat její vstupní náklady (náklady na výstavbu) na léta její předpovězené životnosti:

$$P_{1,j} = P_{konst,j} / t_{z,c,j} \quad (7.8)$$

kde $P_{1,j}$ [Kč / rok] jsou náklady na výstavbu j-té konstrukční varianty přepočtené na 1 rok její životnosti, $P_{konst,j}$ [Kč] je cena za realizaci j-té konstrukční varianty (cena surovin, jejich dopravy na místo zpracování, výroby materiálů, dopravy na místo stavby a samotné výstavby) a $t_{z,c,j}$ [roky] je výpočtová životnost j-té konstrukční varianty.

Výpočtová životnost se stanoví na základě matematických modelů pro časový průběh předpokládaných degradačních jevů, které se uplatní v průběhu života konstrukce. Zde do výpočtu vstupují nepřesnosti, protože mnoho parametrů pro výpočet časového průběhu degradace lze pouze odhadnout, a na výsledek má vliv také volba konkrétního matematického modelu. Rovněž výskyt a intenzitu jednotlivých degradačních jevů nelze s jistotou předpovědět. I přesto matematické modely umožňují alespoň přibližný odhad životnosti železobetonové konstrukce. Problémem tohoto přístupu je skutečnost, že v případě konstrukcí s velmi dlouhou technickou a ekonomickou životností bude pro jeden rok jejího života vycházet (v porovnání s konstrukčními variantami s běžnou trvanlivostí) poměrně nízká částka, přestože v některých případech již bude překročena morální životnost této konstrukce (na konci technické životnosti již bude konstrukce značně zastaralá z hlediska dispozičního řešení, stylu...atd.) a takto dlouhá životnost nebude mít praktické využití.

7.3.3 Úprava tloušťky krycí vrstvy

Další možností, jak při optimalizačním procesu zohlednit trvanlivost a jednotlivé konstrukční varianty porovnat jako srovnatelné produkty, je úprava tloušťky krycí vrstvy jednotlivých variant. Tloušťka krycí vrstvy se u jednotlivých variant upraví tak, aby dle zvolených matematických modelů pro časový průběh vyskytujících se degradačních jevů vycházela životnost všech konstrukčních variant přibližně stejně. V případě konstrukčních variant s větší trvanlivostí je tedy možno tloušťku krycí vrstvy snížit, a naopak v případě variant s menší trvanlivostí je třeba tloušťku krycí vrstvy zvýšit. Úprava krycí vrstvy tedy přinese úsporu materiálu pro trvanlivější varianty a nárůst spotřeby materiálu pro varianty s menší trvanlivostí.

Myšlenka tohoto optimalizačního přístupu je názorná, nedostatkem je však skutečnost, že funkci krycí vrstvy výztuže není pouze její ochrana před vnějšími vlivy. Krycí vrstva výztuže zajišťuje kromě trvanlivosti konstrukce také její požární odolnost a soudržnost ocelové výztuže s betonem a její tloušťka tedy závisí na více faktorech, které potom mohou limitovat její možné snížení.

7.3.4 Trvanlivost jako podmínka

Při optimalizaci konstrukce lze také přistupovat k určité trvanlivosti jako k podmínce, která musí být splněna, podobně jako podmínka únosnosti a použitelnosti. Tím se při výběru nejvhodnějšího řešení vyloučí ty konstrukční varianty, jejichž životnost je nedostatečná. Varianty, jejichž životnost je o mnoho větší než požadovaná životnost, ale za cenu větší spotřeby materiálu, sice podmínku požadované životnosti splňují, avšak vzhledem k větší materiálové, a tudíž i ekonomické náročnosti, nejsou vybrány jako optimální. Tento přístup tedy řeší i otázku morální životnosti konstrukce.

Požadavek na životnost konstrukce lze formulovat dvojím způsobem. Při zvolení jednoduššího, deterministického přístupu, se porovnává vypočtená předpokládaná životnost s minimální požadovanou životností. Konstrukční varianta vyhoví požadavkům na životnost, pokud platí následující vztah:

$$t_{z,c,j} \geq t_{z,min} \quad (7.9)$$

kde $t_{z,c,j}$ [roky] je výpočtová životnost j-té konstrukční varianty a $t_{z,min}$ [roky] je minimální požadovaná životnost konstrukce. Výpočtová životnost se určí pomocí zvolených matematických modelů pro časové průběhy degradačních jevů, jejichž výskyt se předpokládá v průběhu života konstrukce. Vzhledem k tomu, že předpověď životnosti konstrukce je zatížena velkým množstvím nejistot, je vhodnější pravděpodobnostní přístup, při kterém jsou některé parametry vstupující do výpočtu považovány za náhodné veličiny (více v kapitole 2.4.3). Výsledkem tohoto výpočtu je určitá

pravděpodobnost poruchy na konci životnosti konstrukce. Aby konstrukční varianta vyhověla požadavkům z hlediska trvanlivosti, musí být tato pravděpodobnost menší než požadovaná maximální přípustná pravděpodobnost výskytu poruchy:

$$p_{f,c,j} \geq p_{f,max} \quad (7.10)$$

kde $p_{f,c,j}$ [%] je výpočtová pravděpodobnost poruchy na konci životnosti j-té konstrukční varianty a $p_{f,max}$ [roky] je požadovaná maximální přípustná pravděpodobnost poruchy na konci životnosti. Pro výpočet pravděpodobnosti poruchy na konci životnosti konstrukce se užijí zvolené matematické modely pro časové průběhy degračních jevů, jejichž výskyt se předpokládá v průběhu života konstrukce. Parametry vstupující do výpočtu, jejichž rozptyl má významný vliv na rozptyl výsledku, jsou přitom považovány za náhodné veličiny. Pro jejich simulaci se použije například metoda Monte Carlo nebo některá její modifikace. Výsledkem je soubor hodnot vyjadřujících čas, ve kterém dojde vlivem degradace k poruše. Tento soubor hodnot lze považovat za realizace náhodné veličiny. Podíl časových hodnot, které jsou nižší než požadovaná životnost, vyjadřuje pravděpodobnost poruchy na konci životnosti.

7.4 Optimalizace z hlediska trvanlivosti a environmentálních dopadů

Stejně jako trvanlivost konstrukce ovlivňuje její cenu, tak má vliv i na její celkový environmentální dopad. Konstrukce s menší trvanlivostí vyžaduje v průběhu svého života více oprav, což vede k další spotřebě energie a vyšším nežádoucím dopadům na životní prostředí. Stejně jako v případě ekonomické optimalizace konstrukce, je i při výběru environmentálně nejšetrnější konstrukční varianty třeba zohlednit její trvanlivost, což lze uskutečnit několika způsoby. Ty jsou principiálně stejné jako v případě optimalizace z hlediska ceny.

7.4.1 Zahrnutí environmentálních dopadů souvisejících s opravami a údržbou

Podobně jako v případě ekonomické optimalizace je jednou z možností, jak zohlednit trvanlivost konstrukce, zahrnutí vlivu oprav a údržby do celkového environmentálního hodnocení konstrukce. Následující vztah slouží pro výpočet environmentálních dopadů se zohledněním vlivu oprav a údržby konstrukce v průběhu jejího života:

$$Y_{i,suma,j} = Y_{i,konst,j} + Y_{i,main,j} \quad (7.11)$$

kde $Y_{i,suma,j}$ je celková hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu z její výstavby, oprav a údržby $Y_{i,konst,j}$ je hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu z její výstavby a $Y_{i,main,j}$ je hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu z oprav, které by bylo třeba provést, aby konstrukce dosáhla referenční životnosti, tedy životnosti nejtrvanlivější konstrukční varianty bez uvažování oprav. Stejně jako v případě ekonomické optimalizace se životnost jednotlivých variant stanoví na základě matematických modelů pro časové průběhy předpokládaných degračních jevů, které se uplatní v průběhu života konstrukce.

Rozsah environmentálních dopadů souvisejících s budoucími opravami a údržbou konstrukce se ovšem odhaduje ještě obtížněji než náklady na tyto opravy, což je hlavní překážkou praktického použití tohoto přístupu.

7.4.2 Přepočítání environmentálních dopadů na roky

Stejně jako lze v případě hledání ekonomicky nejvýhodnější varianty vydělit počáteční náklady z výstavby počtem let životnosti, je toto možné i v případě environmentální optimalizace.

Počáteční environmentální dopady konstrukce spojené s její výstavbou se přepočítají na léta její předpovězené životnosti:

$$Y_{i,l,j} = Y_{i, konst,j} / t_{z,c,j} \quad (7.12)$$

kde $Y_{i,l,j}$ je hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu z její výstavby přepočtená na 1 rok její životnosti, $Y_{i, konst,j}$ je hodnota i-té kategorie dopadu pro j-tou konstrukční variantu z její výstavby (zahrnuje získání surovin, jejich dopravu na místo zpracování, výrobu materiálů, dopravu na místo stavby a samotnou výstavbu) a $t_{z,c,j}$ [roky] je výpočtová životnost j-té konstrukční varianty.

Výpočtová životnost se opět stanoví na základě matematických modelů pro časový průběh předpokládaných degradačních jevů, které se uplatní v průběhu života konstrukce. Stejně jako v případě ekonomické optimalizace je zde problém s konstrukčními variantami s velkou životností, pro které budou environmentální dopady na jeden rok životnosti vycházet velmi malé, což povede k vyhodnocení těchto variant jako nejvýhodnějších, přestože jejich dlouhá životnost často nemá praktické uplatnění s ohledem na morální životnost konstrukce.

7.4.3 Úprava tloušťky krycí vrstvy

Princip úpravy tloušťky krycí vrstvy je stejný jako v případě ekonomické optimalizace (viz kapitolu 7.3.3). Tloušťka krycí vrstvy se pro jednotlivé konstrukční varianty upraví tak, aby byla jejich životnost přibližně stejná a byly tudíž porovnávány varianty srovnatelné z hlediska trvanlivosti. Jak však již bylo uvedeno výše, problémem je zde skutečnost, že krycí vrstva výztuže neslouží pouze k její ochraně před degradací, ale také k zajištění její soudržnosti s betonem a dosažení určité požární odolnosti. Snížení tloušťky krycí vrstvy je tedy limitováno těmito dalšími požadavky a v případě konstrukčních variant navržených z vysokohodnotného betonu často není možné snížit tloušťku krycí vrstvy natolik, aby jejich výpočtová životnost byla srovnatelná s výpočtovou životností ostatních konstrukčních variant.

7.4.4 Trvanlivost jako podmínka

Zohlednit trvanlivost při optimalizaci konstrukce lze také tak, že k ní bude přistupováno jako k podmínce, která musí být splněna, stejně jako podmínka únosnosti a použitelnosti. Princip tohoto přístupu je stejný jako v případě ekonomické optimalizace a je popsán v kapitole 7.3.4.

7.4.5 Normování a vážený průměr ceny, environmentálních dopadů a životnosti

Trvanlivost konstrukce lze také uvažovat jako další vlastnost konstrukční varianty vedle její ceny a environmentálního dopadu. Celkové hodnocení se potom spočte jako vážený průměr normovaného celkového environmentálního dopadu, normované ceny a normované životnosti konstrukce. Vztahy pro normování celkového environmentálního dopadu a ceny jsou uvedeny výše, normovaná životnost se spočte podle následujícího vztahu:

$$t_{z,c,norm,j} = 1 - (t_{z,c,j} - t_{z,c,min}) / (t_{z,c,max} - t_{z,c,min}) \quad (7.13)$$

kde $t_{z,c,norm,j}$ [-] je normovaná výpočtová životnost j-té konstrukční varianty, $t_{z,c,j}$ [roky] je nenormovaná výpočtová životnost j-té konstrukční varianty, $t_{z,c,min}$ [roky] je nejmenší výpočtová životnost v rámci porovnávaných konstrukčních variant a $t_{z,c,max}$ [roky] je největší výpočtová životnost v rámci porovnávaných konstrukčních variant. Odčítání od jedné ve výpočetním vztahu slouží k tomu, aby pro konstrukční variantu s nejmenší trvanlivostí vycházela hodnota 1 a pro konstrukční variantu s největší trvanlivostí hodnota 0, tedy aby seřazení variant od nejlépe hodnocené po nejhůře hodnocenou bylo stejné jako v případě environmentálního dopadu a ceny. Následně se spočte vážený průměr z těchto tří kritérií pomocí vztahu:

$$A_{suma,j} = (Y_{suma,env,norm,j} * V_{env} + P_{norm,j} * V_{cena} + t_{z,c,norm,j} * V_{ziv}) / (V_{env} + V_{cena} + V_{ziv}) \quad (7.14)$$

kde $A_{suma,j}$ [-] je celkové hodnocení j-té konstrukční varianty, $Y_{suma,env,norm,j}$ [-] je celkový normovaný environmentální dopad j-té konstrukční varianty, $P_{norm,j}$ [-] je normovaná cena j-té konstrukční varianty, $t_{z,c,norm,j}$ [-] je normovaná výpočtová životnost j-té konstrukční varianty, V_{env} [-] je zvolená váha

environmentálního dopadu konstrukce, V_{cena} [-] je zvolená váha ceny a V_{ziv} [-] je zvolená váha životnosti konstrukce. Nejvýhodnější z hlediska ceny, environmentálního dopadu a životnosti je ta konstrukční varianta, která dosáhne nejnižší hodnoty A_{suma} . Nevýhodou tohoto postupu může být uživatelská náročnost na volbu vah jednotlivých kritérií, protože nevhodná volba může vést k neadekvátnímu zvýhodnění variant s velmi dlouhou výpočtovou životností, která nemusí být v souladu s životností morální.

7.5 Vliv zvoleného přístupu k vyhodnocení na výsledek

V dále popsané analýze bylo zkoumáno, jak zvolený přístup k optimalizaci ovlivňuje výsledek, tedy výběr nejvýhodnější konstrukční varianty. Pro analýzu byla zvolena velmi jednoduchá konstrukce, jednosměrně pnutá železobetonová deska o rozponu 4 m, zatížená užitným zatížením 2 kN/m² a ostatním stálým zatížením (podlahou) také 2 kN/m². Návrhová životnost konstrukce byla uvažována 50 let. Pro optimalizaci bylo v rámci této analýzy navrženo 10 konstrukčních variant z 5 různých pevnostních tříd betonu. Pro každou pevnostní třídu byla navržena jedna varianta s větší tloušťkou desky a menší plochou oceli a jedna varianta s menší tloušťkou desky a větší plochou oceli. Parametry navržených variant včetně složení použitého betonu uvádí **Tabulka 7.1**. Všechny varianty byly posouzeny z hlediska únosnosti v ohybu a z hlediska průhybu dle ČSN EN 1992. Na základě této normy také byla stanovena tloušťka krycí vrstvy pro jednotlivé varianty. Pro všechny navržené varianty bylo spočteno množství oxidu uhličitého CO₂, které vznikne při výrobě 1 m² konstrukce s použitím postupů uvedených v kapitole 3. Pro tuto plochu konstrukce byly dále spočteny hodnoty indikátorů kategorií dopadu (globální oteplování a změna klimatu, acidifikace a eutrofizace životního prostředí, úbytek stratosférického ozonu, tvorba fotooxidantů a úbytek surovin) na základě principů a postupů uvedených v kapitolách 2.1 a 4. Pro všechny varianty byla také spočtena výpočtová trvanlivost na základě vztahů (1.23), (1.43), (1.75) a (1.86). Pro výpočet časového průběhu karbonatice byl použita kombinace modelů dle Papadakis a dle Boba. Hustota proudu při elektrochemické korozi byla uvažována 1,5 μA/cm² ([160],[135]).

Tabulka 7.1: Parametry navržených konstrukčních variant

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Beton	C 20/25		C 30/37		C 35/45		C 50/60		C60/75		C 90/105	
Tloušťka desky	250	190	230	170	220	160	200	140	180	140	170	120
Profil výztuže	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	10
Rozteč výztuže	160	110	150	110	150	120	130	100	130	100	130	100
Tloušťka krycí vrstvy	30	30	30	30	25	25	25	25	25	25	25	25
Složení betonu												
Cement	290		315		335		450		465		500	
Kamenivo jemné	840		820		860		860		850		860	
Kamenivo střední	580		590		290		250		210		200	
Kamenivo hrubé	290		295		780		700		740		700	
Voda	185		183		135		165		155		160	
Plastifikátor	2,9		3,1		3,7		4,5		4,6		4,8	
Mikrosilika	0		0		14		0		0		0	

Dále byla vyčíslena pravděpodobnost poruchy na konci návrhové životnosti pomocí postupu, který je popsán v kapitole 2.4.3. Pro simulaci náhodných veličin při výpočtu pravděpodobnosti poruchy na konci životnosti byla použita metoda LHS. Za náhodné veličiny byly považovány pevnost betonu,

množství cementu a vody v betonu, koncentrace oxidu uhličitého v okolním prostředí a vlhkost okolního prostředí. Ostatní veličiny byly považovány za deterministické kvůli jejich malému vlivu na rozptyl výsledku (viz citlivostní analýzu v kapitole 2.4.3). Uvažováno bylo pouze působení karbonatace a degradace betonářské výztuže, výskyt dalších degradačních jevů nebyl ve výpočtu uvažován. Spočtena byla také cena konstrukce. Výsledky těchto výpočtů shrnuje **Tabulka 7.2**.

Tabulka 7.2: Kritéria pro optimalizaci (environmentální dopady, trvanlivost a cena pro 1 m² desky v různých konstrukčních variantách)

Kritérium		V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Množství emisí oxidu uhličitého CO ₂	[kg CO ₂]	6,35E+01	5,08E+01	6,31E+01	4,91E+01	6,42E+01	4,88E+01	7,59E+01	5,59E+01	7,07E+01	5,74E+01	7,13E+01	5,64E+01
Potenciál globálního oteplování (GWP)	[kg CO ₂ ekv.]	5,48E+01	4,28E+01	5,43E+01	4,13E+01	5,52E+01	4,11E+01	6,53E+01	4,70E+01	6,07E+01	4,83E+01	6,12E+01	4,60E+01
Acidifikační potenciál (AP)	[kg SO ₂ ekv.]	1,48E-01	1,22E-01	1,48E-01	1,18E-01	1,50E-01	1,16E-01	1,77E-01	1,34E-01	1,66E-01	1,37E-01	1,67E-01	1,39E-01
Eutrofizační potenciál (EP)	[kg PO ₄ ⁻³ ekv.]	4,19E-02	3,54E-02	4,17E-02	3,43E-02	4,26E-02	3,39E-02	4,96E-02	3,86E-02	4,64E-02	3,95E-02	4,66E-02	4,15E-02
Potenciál úbytku stratosférického ozonu (ODP)	[kg CFC-11 ekv.]	2,66E-07	2,95E-07	2,65E-07	2,85E-07	2,70E-07	2,71E-07	2,76E-07	2,92E-07	2,65E-07	2,92E-07	2,58E-07	4,00E-07
Potenciál tvorby fotooxidantů (POCP)	[kg C ₂ H ₄ ekv.]	1,05E-02	8,87E-03	1,04E-02	8,59E-03	1,05E-02	8,42E-03	1,23E-02	9,63E-03	1,16E-02	9,85E-03	1,16E-02	1,04E-02
Spotřeba fosilních surovin (ADPF)	[MJ]	3,94E-05	3,99E-05	4,01E-05	3,92E-05	4,22E-05	3,87E-05	4,78E-05	4,40E-05	4,56E-05	4,47E-05	4,58E-05	5,58E-05
Spotřeba nerostných surovin (ADPE)	[kg Sb ekv.]	2,55E+02	2,15E+02	2,52E+02	2,07E+02	2,56E+02	2,04E+02	2,92E+02	2,27E+02	2,73E+02	2,32E+02	2,73E+02	2,43E+02
Výpočtová trvanlivost	[roky]	36,57	55,97	61,09	71,91	83,99	83,99	173,40	172,17	267,60	274,83	568,77	620,98
Pravděpodobnost poruchy na konci životnosti	[%]	93,60	20,70	15,50	1,40	2,10	2,10	0,00	0,00	0,00	0,00	1,2E-06	1,2E-06
Cena	[Kč]	965,17	803,76	925,77	751,62	972,95	763,98	963,10	748,83	888,95	756,39	866,16	776,34

7.5.1 Environmentální dopady a cena pomocí normování a váženého průměru

Nejprve byly všechny hodnoty kategorií dopadu normovány pomocí vztahu (7.1). Následně byl z těchto normovaných hodnot vypočten celkový environmentální dopad pomocí váženého průměru (7.2). V tomto případě byly všechny environmentální dopady považovány za stejně významné a pro váhy těchto dopadů byla tedy jednotně zvolena hodnota 1. Na stejném principu byla potom založena optimalizace z hlediska environmentálních dopadů a ceny konstrukce. Nejprve byly celkový environmentální dopad a cena normovány podle vztahů (7.3) a (7.4). Poté byl pomocí vztahu (7.5) vypočten vážený průměr. Environmentální dopad i cena byly považovány za stejně důležitá kritéria a oběma tedy byla přiřazena váha 1. **Tabulka 7.3** shrnuje hlavní kroky tohoto výpočtu (celkový environmentální dopad, normovaný environmentální dopad, normovaná cena a celkové hodnocení). Jak je patrné z tabulky, z hlediska environmentálního dopadu byla nejlépe hodnocena varianta V6, z hlediska ceny potom varianta V8 a celkově varianta V4. Tato varianta je druhá nejlevnější a zároveň environmentální dopad, který způsobí, je v porovnání s ostatními konstrukčními variantami poměrně malý, druhý nejmenší ze všech. Jako celkově druhá nejlepší je vyhodnocena varianta V6 a jako třetí varianta V8. Obě varianty, které byly vyhodnoceny jako nejlepší v jednom z kritérií, jsou tedy dobře hodnoceny i v celkovém hodnocení.

Tabulka 7.3: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny pomocí normování a váženého průměru

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Celkový environmentální dopad	0,398	0,118	0,391	0,050	0,445	0,012	0,808	0,278	0,634	0,323	0,640	0,572
Normovaný celkový environmentální dopad	0,484	0,133	0,476	0,047	0,544	0,000	1,000	0,334	0,782	0,391	0,790	0,703
Normovaná cena	0,965	0,245	0,789	0,012	1,000	0,068	0,956	0,000	0,625	0,034	0,523	0,123
Celkové hodnocení	0,725	0,189	0,633	0,030	0,772	0,034	0,978	0,167	0,704	0,212	0,657	0,413

7.5.2 Environmentální dopady a cena pomocí cen emisních povolenek

Při použití tohoto optimalizačního přístupu nelze zohlednit všechny environmentální dopady, ale pouze produkci oxidu uhličitého, protože pro ostatní škodlivé látky nejsou ceny emisních povolenek stanoveny. Oxid uhličitý se významně podílí na globálním oteplování a změně klimatu. K celkové ceně za 1 m² konstrukce byla připočtena cena emisních povolenek pro produkci oxidu uhličitého, ke které dojde v důsledku výroby této plochy konstrukce. Byla uvažována aktuální cena emisních povolenek (červenec 2021), která je cca 55 euro (cca 1400 Kč). **Tabulka 7.4** uvádí cenu konstrukce, cenu emisních povolenek a celkovou cenu pro všechny varianty.

Tabulka 7.4: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska produkce CO₂ a ceny pomocí cen emisních povolenek

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Cena za emisní povolenky pro 1 m ² konstrukce	88,8	71,1	88,3	68,7	89,9	68,3	106,3	78,2	99,0	80,3	99,8	78,9
Cena za realizaci 1 m ² konstrukce	965,2	803,8	925,8	751,6	972,9	764,0	963,1	748,8	889,0	756,4	866,2	776,3
Celková cena včetně emisních povolenek pro 1 m ² konstrukce	1054,0	874,9	1014,1	820,4	1062,8	832,2	1069,4	827,1	988,0	836,7	966,0	855,3

Cena za realizaci konstrukce bez započítání ceny emisních povolenek je nejnižší pro konstrukční variantu V8. Nejnižší cena emisních povolenek vychází v případě varianty V6, tedy varianty, která byla nejlépe hodnocena také z hlediska celkových environmentálních dopadů. Po zohlednění cen emisních povolenek vychází celková cena konstrukce nejnižší pro variantu V4. Cena této konstrukční varianty bez zahrnutí ceny emisních povolenek je druhá nejnižší, druhá nejnižší je i cena jejich emisních povolenek. Jako celkově druhá nejlepší je vyhodnocena varianta V8 a jako třetí varianta V6. Výsledky přibližně kopírují předchozí optimalizační analýzu, ve které byly hodnoceny celkové dopady na životní prostředí a nikoli pouze produkce oxidu uhličitého. Lze tedy předpokládat, že konstrukční varianta, která je hodnocena příznivě z hlediska produkce oxidu uhličitého, bude pravděpodobně vyhodnocena s dobrým výsledkem také z hlediska celkového environmentálního dopadu. Pro kompletní porovnání byla ještě provedena optimalizace z hlediska ceny a produkce oxidu uhličitého pomocí normování a váženého průměru.

7.5.3 Produkce emisí CO₂ a cena pomocí normování a váženého průměru

Princip výpočtu je stejný jako v případě optimalizace z hlediska celkového environmentálního dopadu a ceny, pouze se místo celkového dopadu hodnotí jen produkce emisí oxidu uhličitého. Cena za 1 m² konstrukce se normuje pomocí vztahu (7.3).

Stejným způsobem se normuje produkce oxidu uhličitého:

$$E_{CO_2,suma,norm,j} = (E_{CO_2,suma,j} - E_{CO_2,suma,min}) / (E_{CO_2,suma,max} - E_{CO_2,suma,min}) \quad (7.15)$$

kde $E_{CO_2,suma,norm,j}$ [-] je celkové normované množství emisí CO₂ vyprodukovaných v souvislosti s realizací j-té konstrukční varianty, $E_{CO_2,suma,j}$ [t] je celkové nenormované množství emisí CO₂ vyprodukovaných v souvislosti s realizací j-té konstrukční varianty, $E_{CO_2,suma,min}$ [t] je nejmenší celková produkce CO₂ v rámci porovnávaných konstrukčních variant a $E_{CO_2,suma,max}$ [t] je největší celková produkce CO₂ v rámci porovnávaných konstrukčních variant. Následně se obě hlediska (cena konstrukce a produkce CO₂ v souvislosti s realizací) vyjádří jednou hodnotou pomocí váženého průměru:

$$A_{suma,j} = (E_{CO_2,suma,norm,j} * V_{CO_2} + P_{norm,j} * V_{cena}) / (V_{CO_2} + V_{cena}) \quad (7.16)$$

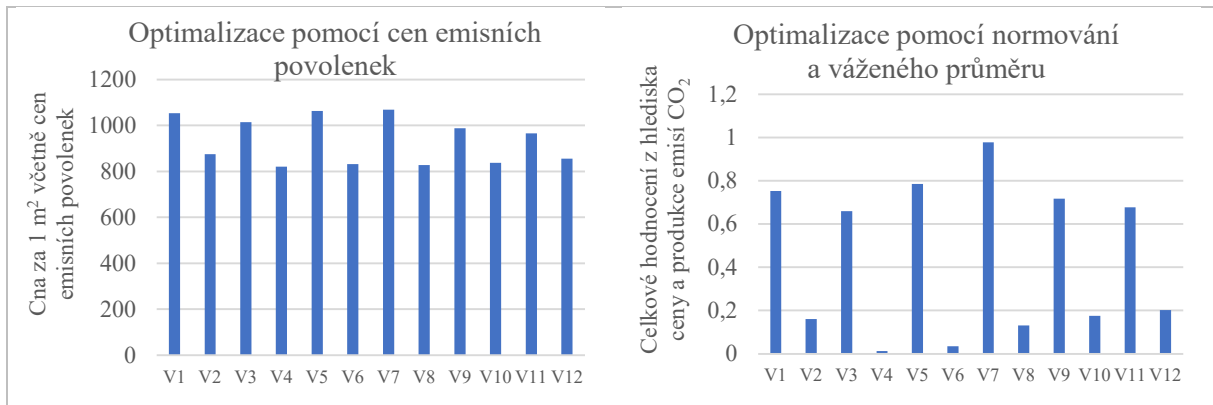
kde $A_{suma,j}$ [-] je celkové hodnocení j-té konstrukční varianty, $E_{CO_2,suma,norm,j}$ [-] je celková normovaná produkce CO₂ v rámci realizace j-té konstrukční varianty, $P_{norm,j}$ [-] je normovaná cena j-té konstrukční varianty, V_{CO_2} [-] je zvolená váha pro produkci oxidu uhličitého při realizaci konstrukce a V_{cena} [-] je zvolená váha ceny. Váhy ceny a produkce oxidu uhličitého byly opět voleny 1, obě hlediska byla tedy považována za stejně důležitá. **Tabulka 7.5** shrnuje hlavní kroky tohoto výpočtu (normovaná produkce CO₂, normovaná cena a celkové hodnocení).

Tabulka 7.5: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska produkce CO₂ a ceny pomocí normování a váženého průměru

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Normovaná produkce CO ₂	0,541	0,075	0,528	0,012	0,569	0,000	1,000	0,262	0,809	0,318	0,830	0,280
Normovaná cena	0,965	0,245	0,789	0,012	1,000	0,068	0,956	0,000	0,625	0,034	0,523	0,123
Celkové hodnocení	0,753	0,160	0,659	0,012	0,784	0,034	0,978	0,131	0,717	0,176	0,677	0,201

Cenově nejvýhodnější je varianta V8 a z hlediska produkce emisí CO₂ je nejvýhodnější varianta V6, tedy stejná konstrukční varianta jako při hodnocení celkového environmentálního dopadu. Jako celkově nejvýhodnější byla opět vyhodnocena varianta V4. Hodnocení vychází dobře i pro varianty V8 a V6, které byly hodnoceny jako nejlepší v jednom z kritérií. Jako celkově druhá nejlepší je tentokrát vyhodnocena varianta V6 a jako třetí varianta V8.

Z porovnání tohoto a předchozího postupu je vidět, že výsledky ve smyslu pořadí variant, se významně neliší v závislosti na zvoleném optimalizačním postupu. Celkově nejlepší varianta vychází pro oba postupy stejně. Následné pořadí variant se mírně liší, ale rozdíly nejsou nijak významné. Porovnání obou těchto přístupů znázorňují grafy na **Obrázku 7.1**.



Obrázek 7.1: Porovnání přístupů k optimalizaci z hlediska ceny a produkce emisí CO₂ (optimalizace pomocí cen emisních povolenek a optimalizace pomocí normování a váženého průměru)

Vzhledem k tomu, že zahrnutí cen emisních povolenek je postup velmi názorný a jednoduchý na výpočet, lze jej doporučit v případě, že jsou předmětem zájmu pouze emise CO₂ a nikoli celkový environmentální dopad.

7.5.4 Environmentální dopady + cena a trvanlivost pomocí ceny za roky

V následujících kapitolách byly porovnány optimalizační postupy sloužící k zohlednění trvanlivosti konstrukčních variant. Nejprve byl celkový environmentální dopad související s výstavbou vydělen výpočtovou životností konstrukce podle vztahu (7.12). Také pořizovací cena byla přepočtena na jeden rok životnosti, podle vztahu (7.8). Tyto veličiny, zohledňující trvanlivost konstrukce (environmentální dopad / rok a cena / rok), byly poté normovány a průměrovány váženým průměrem pro získání celkového hodnocení jednotlivých konstrukčních variant. Postup tohoto výpočtu je shrnut v **Tabulce 7.6**.

Tabulka 7.6: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny se zohledněním životnosti přepočtem na roky životnosti

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Celkový environmentální dopad	0,398	0,118	0,391	0,050	0,445	0,012	0,808	0,278	0,634	0,323	0,640	0,572
Cena	965,2	803,8	925,8	751,6	972,9	764,0	963,1	748,8	889,0	756,4	866,2	776,3
Výpočtová životnost	36,6	56,0	61,1	71,9	84,0	84,0	173,4	172,2	267,6	274,8	568,8	621,0
Celkový environmentální dopad / rok	0,011	0,002	0,006	0,001	0,005	1,5E-4	0,005	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001
Cena / rok	26,39	14,36	15,15	10,45	11,58	9,10	5,55	4,35	3,32	2,75	1,52	1,25
Normovaný celkový environmentální dopad / rok	1,000	0,183	0,583	0,051	0,480	0,000	0,421	0,137	0,207	0,096	0,091	0,072
Normovaná cena / rok	1,000	0,521	0,553	0,366	0,411	0,312	0,171	0,123	0,082	0,060	0,011	0,000
Celkové hodnocení	1,000	0,352	0,568	0,209	0,446	0,156	0,296	0,130	0,145	0,078	0,051	0,036

Nejlépe při tomto způsobu optimalizace vychází varianta V12. Z tabulky je patrná skutečnost zmíněná v kapitole 7.3.2, a totiž že pro varianty s vysokou výpočtovou trvanlivostí vychází cena přepočtená na rok velmi nízká, stejně tak environmentální dopad přepočtený na rok. Výpočtová životnost tak hraje při optimalizaci zásadní roli, přitom není jisté, zda by takto vysoká životnost byla prakticky využitelná a žádoucí. Navíc je třeba si uvědomit, že výpočet trvanlivosti je zatížen velkým množstvím nejistot a lze jej považovat spíše za přibližný odhad. Tento postup tedy nelze pro optimalizaci příliš doporučit, obzvláště v případě, kdy jsou do optimalizačního procesu zařazeny varianty z vysokohodnotného betonu, pro který vychází výpočtová životnost velmi vysoká.

7.5.5 Environmentální dopady + cena a trvanlivost pomocí úpravy tloušťky krycí vrstvy

Další způsob optimalizace spočívá v úpravě tloušťky krycí vrstvy u jednotlivých variant tak, aby jejich životnost byla srovnatelná. U variant z betonu nižších pevností byla tloušťka krycí vrstvy zvětšena, u variant z betonu vyšších pevností naopak snížena pod hodnotu požadovanou normou. Po úpravě tloušťky krycí vrstvy byl v některých případech upraven návrh, pokud to bylo možné. Úpravy tlouštěk krycích vrstev a případně i návrhů shrnuje **Tabulka 7.7**.

Další postup optimalizace byl shodný s postupem uvedeným v kapitole 7.5.1, nejprve byl tedy pro každou konstrukční variantu spočten celkový environmentální dopad pomocí normování jednotlivých kategorií dopadu a následného zprůměrování váženým průměrem. Následně byl tento celkový environmentální dopad normován a normována byla i cena konstrukční varianty. Nakonec byl z těchto dvou kritérií spočten vážený průměr, přičemž váha obou byla opět uvažována rovna 1. Nejlépe vychází v tomto hodnocení varianta V6. Výsledek optimalizačního procesu uvádí **Tabulka 7.8**.

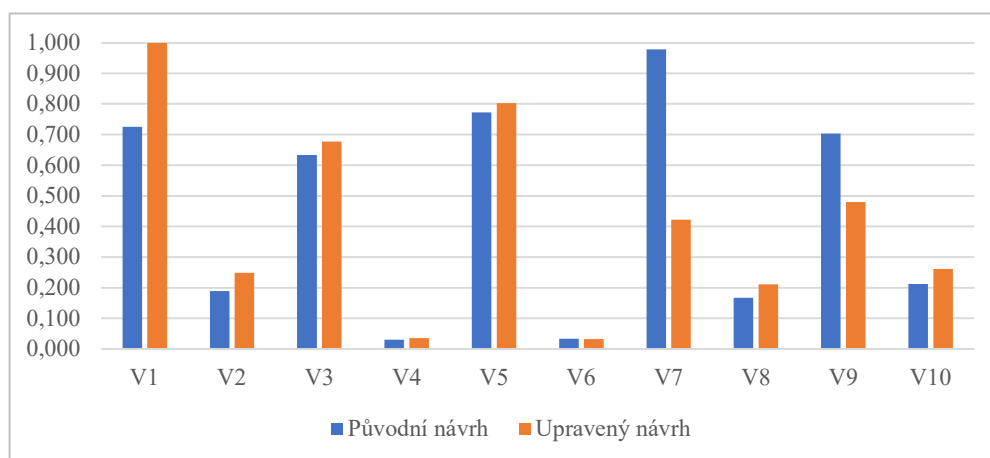
Tabulka 7.7: Úprava návrhu jednotlivých variant po zohlednění trvanlivosti

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Původní tloušťka krycí vrstvy	30	30	30	30	25	25	25	25	25	25	0	0
Teoreticky potřebná tloušťka krycí vrstvy z hlediska trvanlivosti	35,40	27,26	26,89	23,47	18,79	18,79	11,69	11,90	7,17	0,00	0,00	0,00
Upravená tloušťka krycí vrstvy	40	30	30	25	20	20	20	20	20	20	20	20
Původní návrh												
Tloušťka desky	250	190	230	170	220	160	200	140	180	140	170	120
Profil výztuže	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	10
Rozteč výztuže	160	110	150	110	150	120	130	100	130	100	130	100
Tloušťka krycí vrstvy	30	30	30	30	25	25	25	25	25	25	25	25
Upravený návrh												
Tloušťka desky	270	190	230	170	220	160	160	140	160	140	160	120
Profil výztuže	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	10
Rozteč výztuže	160	110	150	120	150	130	130	110	130	110	130	120
Tloušťka krycí vrstvy	40	30	30	25	20	20	20	20	20	20	20	20

Tabulka 7.8: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny pomocí normování a váženého průměru po úpravě tloušťek krycí vrstvy

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Celkový environmentální dopad	0,799	0,216	0,574	0,048	0,648	0,006	0,513	0,341	0,581	0,401	0,738	0,589
Normovaný celkový environmentální dopad	1,000	0,265	0,717	0,053	0,809	0,000	0,639	0,422	0,726	0,498	0,924	0,736
Normovaná cena	1,000	0,232	0,638	0,017	0,796	0,065	0,204	0,000	0,233	0,025	0,294	0,000
Celkové hodnocení	1,000	0,249	0,678	0,035	0,802	0,032	0,422	0,211	0,479	0,261	0,609	0,368

Pořadí jednotlivých variant v celkovém hodnocení se mírně změnilo, neliší se však nejlépe hodnocené varianty z hlediska jednotlivých kritérií. Z hlediska environmentálních dopadů je stále nejlépe hodnocena varianta V6 a z hlediska ceny varianta V8. V předchozích analýzách nejlépe hodnocená varianta V4 stále vychází v celkovém hodnocení nadprůměrně (jako druhá nejlepší). **Obrázek 7.2** znázorňuje rozdíl v celkovém hodnocení konstrukčních variant před a po úpravě návrhu.



Obrázek 7.2: Porovnání výsledků celkového hodnocení konstrukčních variant před a po úpravě návrhu s ohledem na trvanlivost

Je třeba zmínit, že v případě variant s vysokou trvanlivostí rozhodují o tloušťce krycí vrstvy jiná kritéria než trvanlivost (soudržnost, požární odolnost), a vyšší trvanlivost je tedy zohledněna pouze částečně. Navíc úprava tloušťky krycí vrstvy není příliš výrazná, a tím pádem i úprava návrhu není nijak zásadní. Na výsledcích se tedy tato úprava ve většině případů příliš neprojeví. Tento postup obecně není nejvhodnější volbou a do analýzy byl zařazen spíše pro porovnání.

7.5.6 Environmentální dopady + cena a trvanlivost pomocí stanovení pravděpodobnosti poruchy na konci životnosti

Princip postupu je popsán v kapitole 7.3.4. Pro jednotlivé konstrukční varianty byla spočtena pravděpodobnost výskytu poruchy na konci životnosti. Jako limitní byla stanovena pravděpodobnost výskytu poruchy 5 %, a varianty, u kterých byla pravděpodobnost poruchy na konci životnosti větší, nebyly dále ve výpočtech uvažovány. Hranice přípustné pravděpodobnosti výskytu poruchy byla zvolena poměrně vysoká, protože, jak už bylo zmíněno mnohokrát, výpočty týkající se trvanlivosti jsou pouze přibližné a při stanovení příliš přísné hranice by mohlo dojít ke zbytečnému vyloučení některých konstrukčních variant. Následně optimalizační proces probíhal stejně jako v předchozím případě, nejprve byl tedy spočten celkový environmentální dopad, poté byl tento dopad normován, normována byla i cena, a nakonec bylo spočteno celkové hodnocení pomocí váženého průměru (i v tomto případě byly váhy obou kritérií rovny 1). Varianty V1, V2 a V3 byly z optimalizačních výpočtů vyloučeny kvůli velké pravděpodobnosti poruchy na konci životnosti. Ostatní varianty byly následně hodnoceny z hlediska celkového environmentálního dopadu a ceny stejným postupem jako v předchozích případech. Důležité kroky výpočtu shrnuje **Tabulka 7.9**. Jako celkově nejlepší je vyhodnocena varianta V4, která je hodnocena jako nejlepší také v několika předchozích analýzách. Jako druhá nejlepší je vyhodnocena varianta V6, což také odpovídá výsledkům předchozích analýz.

Tabulka 7.9: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů a ceny pomocí stanovení pravděpodobnosti poruchy na konci životnosti

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Pravděpodobnost poruchy na konci životnosti	93,6	20,7	15,5	1,4	2,1	2,1	0,001	0,001	2,0E-05	2,0E-05	1,2E-06	1,2E-06
Normovaný celkový environmentální dopad	-	-	-	0,047	0,544	0,000	1,000	0,334	0,782	0,391	0,790	0,703
Normovaná cena	-	-	-	0,012	1,000	0,068	0,956	0,000	0,625	0,034	0,523	0,123
Celkové hodnocení	-	-	-	0,030	0,772	0,034	0,978	0,167	0,704	0,212	0,657	0,413

Tento optimalizační postup je vhodný pro zohlednění trvanlivosti jednotlivých konstrukčních variant, protože nepřisuzuje trvanlivosti takovou váhu, jako například přepočet pořizovací ceny a environmentálního dopadu z výstavby na roky životnosti. Není žádoucí, aby o výběru nejvhodnější konstrukční varianty rozhodovala zásadním způsobem její výpočtová životnost, protože výpočet životnosti je zatížen velkým množstvím nejistot a tuto výpočtovou životnost tedy nelze považovat za dogmatickou. Pokud je však s výpočtovou trvanlivostí, respektive s pravděpodobností poruchy na konci životnosti, pracováno pouze jako s podmínkou, kterou by varianty měly splnit, pomůže tento postup vyřadit z optimalizačního procesu ty varianty, které by s velkou pravděpodobností vyžadovaly náročné opravy ještě před dosažením své návrhové životnosti. Tyto opravy by znamenaly další náklady a další poškození životního prostředí, a navíc by do značné míry negativně ovlivnily komfort uživatelů stavební konstrukce. Proto není v rámci principů udržitelného rozvoje relevantní o takových konstrukčních variantách uvažovat. Zároveň při tomto přístupu nejsou neadekvátně zvýhodněny varianty s velmi vysokou životností, která však není uživatelem požadována.

7.5.7 Normování a vážený průměr ceny, environmentálních dopadů a životnosti

Princip výpočtu je popsán v kapitole 7.4.5. **Tabulka 7.10** shrnuje hlavní kroky výpočtu. Váhy jednotlivých kritérií byly shodně voleny 1, všechna kritéria byla tedy považována za stejně důležitá. Nejlepšího výsledku je dosaženo v případě varianty V12.

Tabulka 7.10: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů, ceny a trvanlivosti pomocí normování a váženého průměru (váhy 1,1,1)

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Celkový environmentální dopad	0,398	0,118	0,391	0,050	0,445	0,012	0,808	0,278	0,634	0,323	0,640	0,572
Normovaný celkový environmentální dopad	0,484	0,133	0,476	0,047	0,544	0,000	1,000	0,334	0,782	0,391	0,790	0,703
Normovaná cena	0,965	0,245	0,789	0,012	1,000	0,068	0,956	0,000	0,625	0,034	0,523	0,123
Normovaná životnost	1,000	0,967	0,958	0,940	0,919	0,919	0,766	0,768	0,605	0,592	0,089	0,000
Celkové hodnocení	0,817	0,448	0,741	0,333	0,821	0,329	0,907	0,367	0,671	0,339	0,467	0,275

Stejně jako v případě přepočtu ceny nebo environmentálního dopadu na roky životnosti zde hraje velkou roli výpočtová životnost, která převáží ostatní kritéria. Možným řešením je vhodná úprava váhy pro toto kritérium, což bylo provedeno v dalším výpočtu, který shrnuje **Tabulka 7.11**. Zde byla pro environmentální dopad a cenu uvažována váha 2 a pro životnost váha 1.

Tabulka 7.11: Hodnocení konstrukčních variant z hlediska environmentálních dopadů, ceny a trvanlivosti pomocí normování a váženého průměru (váhy 2,2,1)

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12
Celkový environmentální dopad	0,398	0,118	0,391	0,050	0,445	0,012	0,808	0,278	0,634	0,323	0,640	0,572
Normovaný celkový environmentální dopad	0,484	0,133	0,476	0,047	0,544	0,000	1,000	0,334	0,782	0,391	0,790	0,703
Normovaná cena	0,965	0,245	0,789	0,012	1,000	0,068	0,956	0,000	0,625	0,034	0,523	0,123
Normovaná životnost	1,000	0,967	0,958	0,940	0,919	0,919	0,766	0,768	0,605	0,592	0,089	0,000
Celkové hodnocení	0,780	0,345	0,698	0,212	0,801	0,211	0,936	0,287	0,684	0,288	0,543	0,330

Z výsledků je zřejmé, že nyní již výpočtová životnost tak velký vliv nemá a jako nejvýhodnější vychází konstrukční varianta V6, která je nejlépe hodnocena také z hlediska environmentálního dopadu. Je však obtížné zvolit váhy jednotlivých kritérií tak, aby výpočtová životnost nebyla ani přeceněna, ani podceněna. Navíc ani úprava váhy kritéria životnosti zcela neřeší problém morální životnosti konstrukce, protože snižuje význam životnosti plošně pro všechny konstrukční varianty včetně těch, jejichž výpočtová životnost vychází tak malá, že se jich problém morální životnosti vůbec nedotýká. Z tohoto hlediska je tedy tento přístup méně vhodný než přístup použitý v předchozí kapitole, kdy je pouze posouzeno, zda trvanlivost konstrukce odpovídá předepsaným požadavkům.

7.6 Vývoj softwarového nástroje

Při hledání nejvhodnějšího konstrukčního řešení připadá v úvahu mnoho variant návrhu. V rámci železobetonových konstrukcí lze volit různé pevnostní třídy a různé receptury betonu, včetně těch, které využívají recyklované materiály a odpadní suroviny. Také lze konstrukční prvky optimalizovat co se týče rozměrů a stupně vyztužení – s klesajícími rozměry prvku roste nutný stupeň vyztužení, přičemž v určitém okamžiku cena a environmentální stopa betonářské vyztuže převáží nad úsporou betonu.

Vzhledem k velkému množství možných variant, které je třeba posoudit z hlediska únosnosti, použitelnosti a trvanlivosti a následně vyčíslit jejich cenu a environmentální dopady z jejich výstavby, je žádoucí vývoj softwarového nástroje, který by tento optimalizační proces automatizoval. S ohledem na velkou náročnost optimalizačního procesu byla pro optimalizaci zvolena základní železobetonová konstrukce – jednosměrně pnutá stropní deska. Software je vytvořen v jazyce Javascript.

Optimalizace železobetonové desky

Geometrie desky

Statické schéma:

Rozpon: m

Minimální tloušťka krycí vrstvy*: mm

* Z hlediska požární odolnosti

Přídavek na návrhovou odchylku: mm

Zatížení

Využití objektu:

Výšková poloha objektu: Do 1000 m n. m. Nad 1000 m n. m.

Užitné zatížení: kN/m²

Ostatní stálé zatížení: kN/m²

Zatížení sněhem: kN/m²

Zatížení větrem: kN/m²

Další údaje

Životnost: let

Doba vnesení zatížení: dny

Doba ošetřování: dny

Vlhkost okolního prostředí: %

Koncentrace CO₂ v okolním prostředí: %

Požadavky na konstrukci

Požadavky na průhyb

Maximální průhyb při kvazistálé kombinaci: L /

Maximální průhyb při časté kombinaci: Nepožadováno Požadováno

Požadavky na trvanlivost

Maximální pravděpodobnost poruchy na konci životnosti: %

Požadavky na únosnost

Požadovaná rezerva v únosnosti: %

Obrázek 7.3: Uživatelské rozhraní softwaru

7.6.1 Zadání vstupních parametrů

Uživatel zvolí rozpon desky a její statické působení, tedy zda deska působí jako prostý, jednostranně vetknutý nebo oboustranně vetknutý nosník. Dále zadá údaje pro stanovení minimální tloušťky krycí vrstvy - minimální tloušťku krycí vrstvy z hlediska požární odolnosti a přídavek na návrhovou odchylku. Kritéria pro tloušťku krycí vrstvy týkající se soudržnosti betonu s výztuží a trvanlivosti zpracovává software automaticky. **Obrázek 7.3** znázorňuje uživatelské rozhraní softwaru, **Obrázek 7.4** část formuláře týkající se geometrie konstrukce.

Dále je třeba zadat zatížení desky. Deska může být zatížena užitným zatížením, ostatním stálým zatížením, které představuje typicky zatížení podlahou nebo skladbou střechy, případně sněhem nebo větrem. Zatížení vlastní tíhou si software generuje automaticky na základě tloušťky desky jednotlivých konstrukčních variant. Kvůli výpočtu různých kombinací zatížení je ještě třeba zadat využití objektu (kategorie A - H dle ČSN EN 1990 [1]) a výškovou polohu objektu kvůli případnému zatížení sněhem

(zda se objekt nachází nad nebo pod výškovou hranicí 1000 m n.m). **Obrázek 7.5** znázorňuje část formuláře týkající se zatížení.

Obrázek 7.4: Část formuláře týkající se geometrie desky.

Obrázek 7.5: Část formuláře týkající se zatížení desky

Následně je třeba zadat některé další údaje pro výpočet - především požadovanou životnost konstrukce. Pro výpočet dlouhodobého průhybu uživatel zadá ještě čas vnesení zatížení a dobu ošetřování. Pro výpočet rychlosti karbonatace musí být zadána koncentrace oxidu uhličitého v okolním prostředí a vlhkost okolního prostředí. Pro větší uživatelské pohodlí jsou zde obvyklé hodnoty již zadané a uživatel je může v případě potřeby upravit (viz **Obrázek 7.6**).

Obrázek 7.6: Část formuláře týkající se dalších upřesňujících údajů

V neposlední řadě je třeba specifikovat požadavky na konstrukci z hlediska únosnosti, použitelnosti a trvanlivosti. Uživatel zadá požadovanou rezervu v ohybové únosnosti, protože ne vždy je žádoucí, aby konstrukce byla maximálně využita. Maximální přípustná hodnota průhybu při kvazistálé kombinaci zatížení je nastavena jako 1/250 rozpětí, tuto hodnotu může uživatel upravit podle individuálních požadavků a případně zadat také požadavek na maximální průhyb při časté kombinaci zatížení. Maximální pravděpodobnost poruchy je přednastavena na hodnotu 5 % kvůli poměrně velkým nejistotám, které vstupují do výpočtů týkajících se trvanlivosti. Uživatel může tuto hodnotu upravit podle požadavků na konkrétní konstrukci. Tuto část formuláře znázorňuje **Obrázek 7.7**.

Požadavky na konstrukci

Požadavky na průhyb

Maximální průhyb při kvazistálé kombinaci: L / 250

Maximální průhyb při časté kombinaci: Nepožadováno
 Požadováno

Zlomek rozponu: L / 200

Požadavky na trvanlivost

Maximální pravděpodobnost poruchy na konci životnosti: 5 %

Požadavky na únosnost

Požadovaná rezerva v únosnosti: 0 %

Obrázek 7.7: Část formuláře týkající se požadavků na konstrukci

Parametry optimalizace

Váhy environmentálních dopadů

Globální oteplování a změna klimatu (GWP):	1
Acidifikace prostředí (AP):	1
Eutrofizace prostředí (EP):	1
Úbytek stratosférického ozonu (ODP):	1
Tvorba fotooxidantů (POCP):	1
Úbytek nerostných surovin (ADPE):	1
Úbytek fosilních surovin (ADPF):	1

Vliv dopravy materiálů

Neuvažovat
 Uvažovat

Obrázek 7.8: Část formuláře týkající se optimalizačních parametrů

Uživatel dále může individuálně nastavit váhy jednotlivých environmentálních dopadů. (viz **Obrázek 7.8**). Tyto váhy jsou přednastaveny na jednotnou hodnotu 1, všechny environmentální dopady jsou tedy považovány za stejně důležité. Pokud je však třeba některý z environmentálních dopadů upřednostnit, například kvůli lokálním problémům v místě, kde má být konstrukce postavena, lze tyto váhy upravit. Dále si uživatel může zvolit, zda má být při výpočtech zahrnut vliv dopravy materiálů na místo konstrukce. Pokud má být tento vliv zahrnut, pole pro vyplnění dopravních vzdáleností se zobrazí v části formuláře týkající se dopravních vzdáleností

Obrázek 7.9 znázorňuje část formuláře, která se týká materiálových variant. Zde lze zadat až 8 různých druhů betonu.

Obrázek 7.9: Část formuláře týkající se materiálových variant

Obrázek 7.10: Zadání vlastních mechanických vlastností

Mechanické vlastnosti jednotlivých materiálových variant je možno uvažovat dle ČSN EN 1992 na základě zadané pevnostní třídy, nebo zvolit individuálně – například pokud je jako materiálová varianta uvažován vysokohodnotný beton takové pevnosti, že není v této normě specifikován nebo v případě uvažování betonu vlastní receptury odzkoušeného v laboratoři na základní mechanické vlastnosti (viz **Obrázek 7.10**).

Složení betonové směsi:

Předdefinované
 Vlastní

Cement

Druh cementu ▾
** Pro volbu "Nedefinováno" budou dosaženy průměrné hodnoty EPD pro cement*

Množství v 1 m³ betonu: kg/m³

Voda

Množství v 1 m³ betonu: kg/m³

Kamenivo

Množství v 1 m³ betonu:

Štěrka těžební (2 - 32 mm)	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Písek těžební (0 - 2 mm)	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Kamenivo drcené hrubé (8 - 16 mm)	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Kamenivo drcené střední (4 - 8 mm)	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Kamenivo drcené jemné (0 - 4 mm)	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Kamenivo recyklované (drcený beton)	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Granulovaná struska	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³

Latentně hydraulické příměsi (SCMs)

Množství v 1 m³ betonu:

Popílek	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Vysokopepní struska	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
Mikrosilika	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³

Přísady

Množství v 1 m³ betonu:

Plastifikátor	<input type="text" value="0"/>	kg/m ³
---------------	--------------------------------	-------------------

Obrázek 7.11: Zadání vlastního složení betonu

V případě zadání vlastních mechanických vlastností betonu je třeba zadat i jeho složení. To je možné i v případě uvažování normových mechanických vlastností po zadání volby „Vlastní složení betonové směsi“ (viz **Obrázek 7.11**). V případě ponechání volby „Předdefinované složení betonové směsi“ je ve výpočtu uvažováno předdefinované složení čerstvého betonu odpovídající obvyklému složení dané

pevnostní třídy. Tuto volbu je možno využít v případě předběžné optimalizace, kdy není předpokládán složení betonu jednotlivých materiálových variant známo nebo v případě, kdy není ze strany dodavatele možno složení betonu zjistit.

Dopravní vzdálenosti:

Konstrakční materiály (doprava na místo stavby):

Beton:	<input type="text" value="0"/>	km
Betonářská výztuž:	<input type="text" value="0"/>	km

Obrázek 7.12: Zadání dopravních vzdáleností pro čerstvý beton a betonářskou výztuž

Dopravní vzdálenosti:

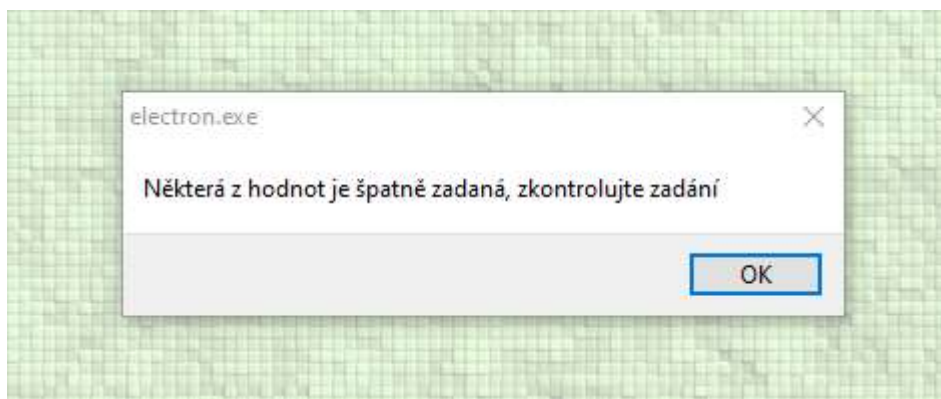
Suroviny pro výrobu betonu (doprava na místo výroby betonu):

Cement:	<input type="text" value="0"/>	km
Štěrka těžný (2 - 32 mm):	<input type="text" value="0"/>	km
Písek těžný (0 - 2 mm):	<input type="text" value="0"/>	km
Kamenivo drcené hrubé (8 - 16 mm):	<input type="text" value="0"/>	km
Kamenivo drcené střední (4 - 8 mm):	<input type="text" value="0"/>	km
Kamenivo drcené jemné (0 - 4 mm):	<input type="text" value="0"/>	km
Kamenivo recyklované (drcený beton):	<input type="text" value="0"/>	km
Granulovaná struska:	<input type="text" value="0"/>	km
Popílek:	<input type="text" value="0"/>	km
Vysokopecní struska:	<input type="text" value="0"/>	km
Mikrosilika:	<input type="text" value="0"/>	km
Plastifikátor:	<input type="text" value="0"/>	km

Obrázek 7.13: Zadání dopravních vzdáleností pro suroviny pro výrobu betonu

V případě, že v rámci optimalizačních parametrů bylo zadáno uvažování vlivu dopravy materiálů, je zde třeba zadat také dopravní vzdálenosti pro jednotlivé materiály. V případě zadání předdefinovaného složení betonu uživatel zadá pouze dopravní vzdálenost pro hotový čerstvý beton a pro ocelovou výztuž (viz **Obrázek 7.12**), doprava surovin pro výrobu betonu je v tomto případě zanedbána. Pokud uživatel zadá vlastní složení betonové směsi, specifikuje dopravní vzdálenosti také u všech surovin pro výrobu betonu (viz **Obrázek 7.13**).

Takto je zadání optimalizační úlohy kompletní a je možno spustit výpočet. V případě, že některá ze zadaných hodnot nemá smysl (například nulový rozpon desky nebo více než stoprocentní vlhkost vzduchu okolního prostředí), objeví se okno s upozorněním, že je některá z hodnot špatně zadána (viz **Obrázek 7.14**).



Obrázek 7.14: Upozornění při zadání nesmyslné hodnoty

7.6.2 Postup optimalizace

Software nejprve sestaví všechny možné konstrukční varianty. Pracuje s pěti proměnnými parametry – tloušťkou desky, tloušťkou krycí vrstvy, profilem výztuže, roztečí výztuže a druhem betonu. Možná tloušťka desky se pohybuje od 80 do 310 mm v násobcích 10 mm (celých centimetrů). Předpokládá se, že větší tloušťka již pro jednosměrně pnutou desku určitě nebude dávat smysl - v případě větších rozponů a zatížení, které by vyžadovaly větší tloušťku desky, je vhodnější navrhnout jiný typ konstrukce - například předpjatou konstrukci. Zde je třeba podotknout, že i tloušťka jednosměrně pnuté desky 310 mm je spíše teoretický případ, ale jako krajní možnost je do optimalizace zahrnuta. Tloušťka krycí vrstvy se pohybuje od minimální hodnoty 20 mm do maximální hodnoty 75 mm, přičemž maximální hodnota je opět spíše teoretická. Profily výztuže se pohybují od nejmenšího profilu 6 mm do profilu 20 mm, použití větších profilů pro desku nemá smysl, a i profily větší než 14 mm by se uplatnily spíše v případech extrémního zatížení. Rozteč profilů se pohybuje od minimální hodnoty 90 mm po maximální hodnotu 300 mm. Minimální vzdálenost profilů je limitována pracností konstrukce, maximální rozteč konstrukční zásadou pro maximální rozteč profilů. Na **Obrázku 7.15** je vidět ukázka kódu s poli možností pro jednotlivé parametry optimalizace.

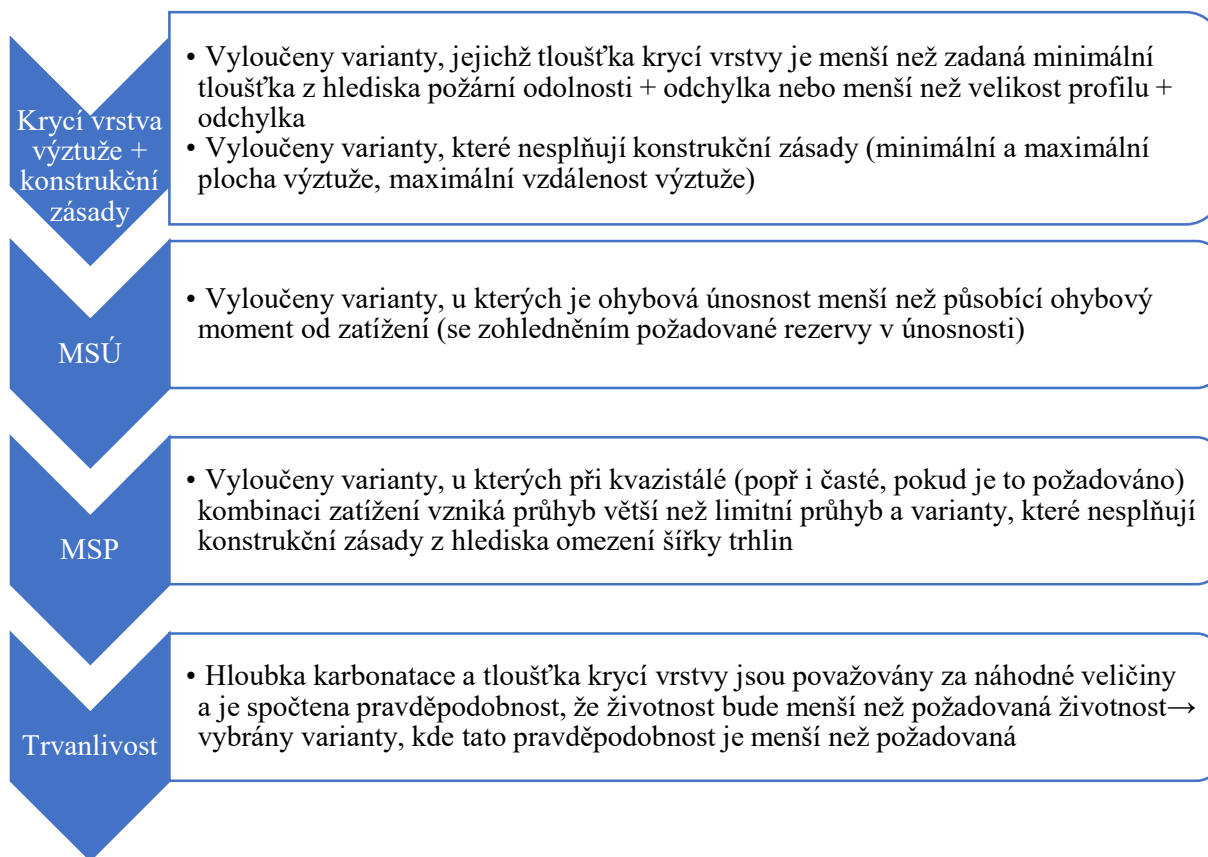
```
//tloušťka desky
var tloušťka = [80, 90, 100, 110, 120, 130, 140, 150, 160, 170, 180, 190, 200, 210, 220, 230, 240, 250, 260, 270, 280, 290, 300, 310];
//rozteč prutu
var roztec = [90, 100, 110, 120, 130, 140, 150, 160, 170, 180, 190, 200, 210, 220, 230, 240, 250, 260, 270, 280, 290, 300];
//profil
var profil = [6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20]
//tloušťka krycí vrstvy
var kryti = [20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65, 70, 75]
//beton
var beton = [beton1, beton2, beton3, beton4, beton5, beton6, beton7, beton8];
```

Obrázek 7.15: Ukázka kódu softwaru (pole možností pro jednotlivé parametry optimalizace)

Při využití plné kapacity softwaru z hlediska zadání materiálových variant (tj. zadání 8 druhů betonu) vstupuje do výpočtu na začátku optimalizační úlohy cca 400 tisíc konstrukčních variant tvořených možnými kombinacemi vstupních proměnných.

První fází výpočtu je postupný výběr těch variant, které vyhovují požadavkům z hlediska konstrukčních zásad, únosnosti, použitelnosti a trvanlivosti. Tento výběr probíhá v několika krocích, které jsou shrnuty ve schématu na **Obrázku 7.16**. V prvním kroku jsou pro každou konstrukční variantu ověřeny konstrukční zásady – minimální a maximální plocha výztuže a maximální rozteč profilů. Dále je ověřena tloušťka krycí vrstvy, která musí být větší než součet minimální tloušťky krycí vrstvy z hlediska požární odolnosti a přídavku na návrhovou odchylku a zároveň větší než profil výztuže

zvětšený o přídavek na návrhovou odchylku. Pokud konstrukční varianta některou z těchto podmínek nesplňuje, je z dalších výpočtů vyloučena.



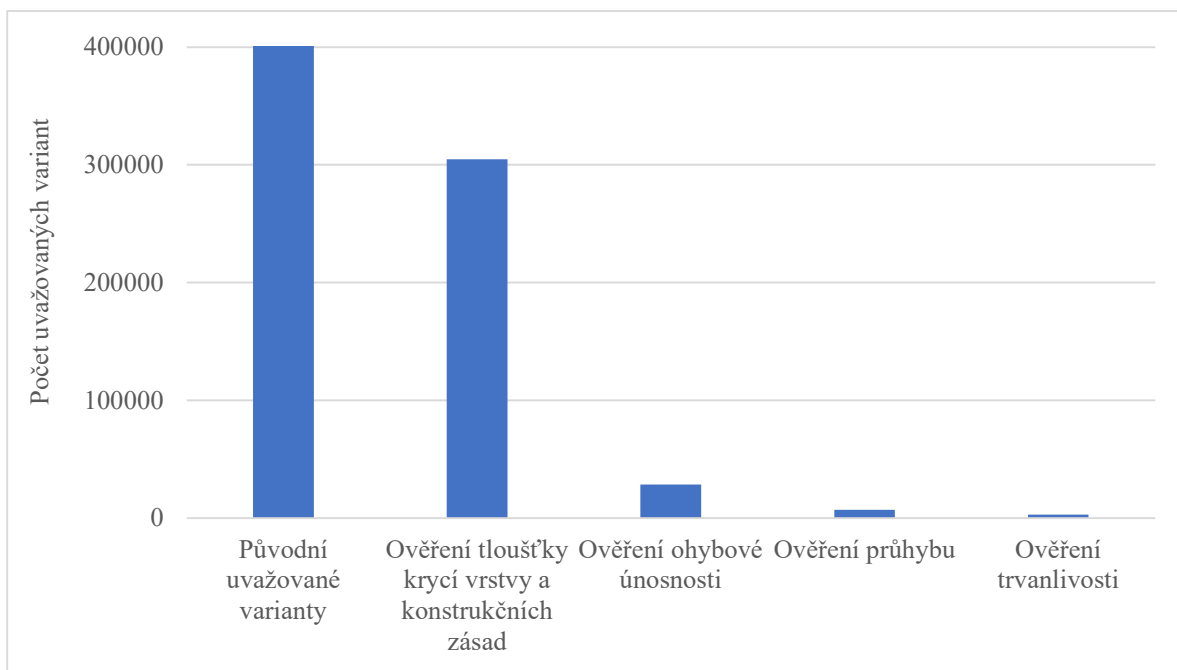
Obrázek 7.16: Postup při výběru vyhovujících konstrukčních variant

V dalším kroku je pro zbylé konstrukční varianty spočten působící ohybový moment od zadaného zatížení a od vlastní tíhy. Také je spočten moment únosnosti v ohybu. Poměr těchto momentů (moment únosnosti v ohybu ku působícímu momentu od zatížení) musí být větší nebo roven jedné, pokud je požadovaná nulová rezerva v únosnosti, v ostatních případech musí být tento poměr ještě zvětšen o požadovanou únosnost (např. 1,2 pokud je požadována rezerva v únosnosti 20 %). Nevyhovující konstrukční varianty jsou opět vyloučeny z dalších výpočtů.

Následuje ověření jednotlivých konstrukčních variant z hlediska průhybu. Pro všechny konstrukční varianty je spočten průhyb při kvazistálé a časté kombinaci zatížení včetně vlivu dotvarování a smršťování. Průhyb vznikající na konstrukci je potom porovnán s limitním průhybem. Pokud není požadováno ověření průhybu v časté kombinaci, je ověřeno pouze pro kombinaci kvazistálou. V opačném případě je průhyb ověřen pro obě kombinace zatížení. Pro další výpočty jsou uvažovány pouze ty varianty, které vyhovují z hlediska průhybu. Také je v tomto kroku ověřena minimální plocha výztuže a maximální vzdálenost profilů z hlediska omezení šířky trhlin.

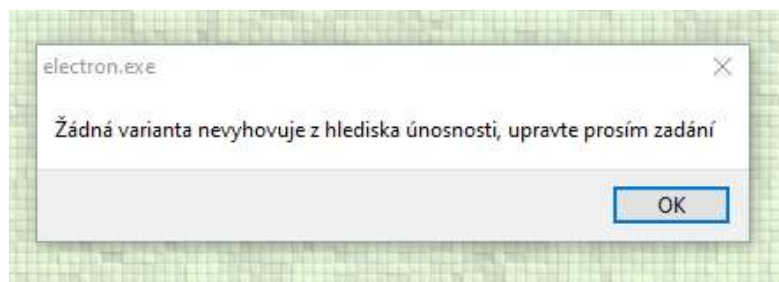
Nakonec jsou zbývající konstrukční varianty posouzeny z hlediska trvanlivosti. Hodnotícím kritériem je pravděpodobnost poruchy na konci životnosti. V rámci jednoduchosti software uvažuje pouze působení karbonatace v průběhu života konstrukce, současné působení dalších degradačních procesů není uvažováno. Pro každou konstrukční variantu je spočtena pravděpodobnost, že před dosažením požadované životnosti zkarbonatovaná vrstva betonu dosáhne úrovně výztuže, dojde k iniciaci koroze a následně vlivem elektrochemické koroze oceli k oslabení průřezu výztuže do takové míry, že již nebude schopna vzdorovat působícímu zatížení nebo že dojde k popraskání krycí vrstvy

výztuže v důsledku tvorby korozních produktů. Pro výpočet časového průběhu karbonatace je použita kombinace matematických modelů dle Papadakise (1.23) [158] a dle Boba (1.43) [29]. Pro modelování oslabování plochy výztuže v důsledku elektrochemické koroze výztuže je užit vztah (1.75) [141] a hustota proudu při elektrochemické korozi je uvažována $1,5 \mu\text{A}/\text{cm}^2$ (střední hodnota). Pro výpočet času, v němž dojde k popraskání krycí vrstvy výztuže v důsledku tvorby korozních produktů byl užit vztah (1.86) [115]. Při výpočtu byly za náhodné veličiny považovány množství cementu a množství vody v betonu, pevnost betonu v tlaku, koncentrace oxidu uhličitého v okolním prostředí, vlhkost okolního prostředí a hustota proudu při elektrochemické korozi. Je zde zohledněna korelace mezi pevností betonu v tlaku a jeho vodním součinitelem. Ostatní veličiny vstupující do výpočtu byly považovány za deterministické vzhledem k jejich nízkému vlivu na rozptyl výsledku (viz citlivostní analýza v kapitole 2.4.3). Simulace náhodných veličin byla provedena pomocí metody LHS. Konstrukční varianty, pro něž pravděpodobnost poruchy na konci životnosti vyjde větší než limitní pravděpodobnost poruchy na konci životnosti, jsou vyloučeny z následujícího optimalizačního procesu. Graf na **Obrázku 7.17** znázorňuje příklad postupné redukce počtu konstrukčních variant uvažovaných v optimalizačním procesu.



Obrázek 7.17: Příklad postupné redukce počtu konstrukčních variant uvažovaných ve výpočtu

V případě, že jsou v některé fázi výpočtu vyloučeny všechny zbývající varianty, například při zadání velkého rozponu a nízkých pevností betonu nebo při zadání velké koncentrace oxidu uhličitého v okolním prostředí, se výpočet přeruší a uživateli se zobrazí zpráva upozorňující na skutečnost, že žádná z konstrukčních variant nevyhovuje určitým podmínkám - konstrukčním zásadám, únosnosti, použitelnosti nebo trvanlivosti (viz **Obrázek 7.18**). V případě, že všemi těmito podmínkami projde pouze malý počet konstrukčních variant (méně než 10), obdrží uživatel upozornění, že požadavkům z hlediska únosnosti, použitelnosti a trvanlivosti vyhovuje pouze malý počet variant, ale výpočet pokračuje dále. Upozornění tedy slouží jako výzva ke kontrole zadání a zvážení zadaných materiálových variant.



Obrázek 7.18: Upozornění v případě, že žádná z konstrukčních variant nevyhovuje z hlediska únosnosti

Následuje další fáze výpočtu, ve které jsou z těch konstrukčních variant, které v předchozí fázi výpočtu vyhovely všem požadavkům, vybrány nejvýhodnější varianty z ekonomického hlediska a z hlediska environmentálních dopadů. Dále je vybrána celkově nejlépe hodnocená varianta. Jako jednotka pro optimalizaci je zvolen 1 m² deskové konstrukce. Pro každou ze zbývajících variant jsou spočteny hodnoty indikátorů kategorií dopadu. Uvažován je vliv na globální oteplování a změnu klimatu, acidifikaci a eutrofizaci životního prostředí, úbytek stratosférického ozonu, tvorbu fotooxidantů a úbytek nerostných a fosilních surovin. Pro výpočet jsou uvažována převážně data pocházející z databáze CENIA ([196]), která obsahuje EPD stavebních materiálů pocházející přímo od výrobců. Pro některé materiály a procesy, které tato databáze neobsahuje a které zároveň nemají na výsledek zásadní vliv (viz kapitolu 2.3.1), byly uvažovány údaje z české databáze Envimat ([199]) nebo z německé databáze Ökobaudat ([206]). Německá databáze byla využita převážně pro údaje o stavebních procesech. Z vypočtených indikátorů kategorií dopadů je následně spočten celkový environmentální dopad pomocí vztahů (7.1) a (7.2). Při výpočtu váženého průměru jsou uvažovány váhy jednotlivých dopadů zadané uživatelem, bez zásahu uživatele jsou uvažovány rovny jedné. Dále je pro všechny varianty vypočtena jejich cena (výpočet je založen na orientačních cenách stavebních materiálů a procesů v červnu 2021). Celkový environmentální dopad a cena jsou následně normovány podle vztahů (7.3) a (7.4). Nakonec je spočteno celkové hodnocení jako průměr z normované ceny a normovaného environmentálního dopadu. Konstrukční varianta, která v tomto celkovém hodnocení dosáhne nejnižší hodnoty, je vybrána jako nejvhodnější z hlediska environmentálních dopadů a ceny.

7.6.3 Výsledky

Po dokončení optimalizačního procesu se zobrazí jeho výsledky. Uvedena je varianta hodnocená nejlépe z ekonomického hlediska, varianta vyhodnocená nejlépe z hlediska environmentálního dopadu a celkově nejlépe vyhodnocená varianta. Software zobrazí pro všechny tři varianty jejich základní parametry, tedy tloušťku desky, profil výztuže, její rozteč, tloušťku krycí vrstvy a použitý materiál. Dále zobrazí také výsledky ověřovaných kritérií pro tyto konstrukční varianty. Uživatel tak ihned vidí působící ohybový moment od zatížení a ohybovou únosnost vybraných konstrukčních variant, průhyb vznikající na desce při kvazistálé a při časté kombinaci zatížení a také pravděpodobnost poruchy na konci životnosti. Software dále uvádí pro každou ze zobrazených konstrukčních variant hodnoty optimalizačních parametrů - hodnoty všech uvažovaných kategorií dopadu a její cenu za 1 m². **Obrázek 7.19** znázorňuje zobrazení výsledků v optimalizačním softwaru, **Obrázek 7.20** znázorňuje podrobné výsledky pro konstrukční variantu vyhodnocenou jako celkově nejlepší.

V případě, že by optimalizační parametry vycházely shodně pro více konstrukčních variant, zobrazí software dvě nebo tři nejlépe hodnocené varianty se shodným výsledkem. Je však třeba podotknout, že je nepravděpodobné, aby pro dvě a více konstrukčních variant vyšel zcela totožný výsledek. V takovém případě se pravděpodobně jedná o chybu v zadání - duplicitní zadání materiálové varianty. V případě, že by shodný výsledek vyšel pro čtyři a více variant, upozorní software na pravděpodobnou chybu v zadání (například zadání stejného druhu betonu do všech možných materiálových variant).

Celkově nejlépe hodnocená varianta:	Nejlépe hodnocená varianta z ekonomického hlediska:	Nejlépe hodnocená varianta z hlediska environmentálního dopadu:
Tloušťka desky: 200 mm	Tloušťka desky: 170 mm	Tloušťka desky: 240 mm
Profil výztuže: 10 mm	Profil výztuže: 10 mm	Profil výztuže: 12 mm
Rozteč výztuže: 120 mm	Rozteč výztuže: 110 mm	Rozteč výztuže: 160 mm
Tloušťka krycí vrstvy výztuže: 30 mm	Tloušťka krycí vrstvy výztuže: 20 mm	Tloušťka krycí vrstvy výztuže: 40 mm
Materiál: Beton 2	Materiál: Beton 4	Materiál: Beton 1

Obrázek 7.19: Zobrazení výsledků v optimalizačním softwaru

Celkově nejlépe hodnocená varianta:
Tloušťka desky: 200 mm
Profil výztuže: 10 mm
Rozteč výztuže: 120 mm
Tloušťka krycí vrstvy výztuže: 30 mm
Materiál: Beton 2
Působící ohybový moment v návrhové hodnotě: 39.375 kNm/m
Ohybová únosnost desky: 45.217 kNm/m
Dlouhodobý průhyb v kvazistálé kombinaci zatížení: 18.46 mm
Dlouhodobý průhyb v časté kombinaci zatížení: 20.872 mm
Pravděpodobnost poruchy na konci životnosti v důsledku degradace: 0.049 %
<u>Environmentální dopady výroby 1 m² stropní konstrukce</u>
Potenciál globálního oteplování (GWP): 54.582 kg CO ₂ ekv.
Acidifikační potenciál (AP): 0.163 kg SO ₂ ekv.
Eutrofizační potenciál (EP): 0.045 kg PO ₄ ⁻³ ekv.
Potenciál úbytku stratosférického ozonu (ODP): 3.695 * 10 ⁻⁷ kg CFC-11 ekv.
Potenciál tvorby fotooxidantů (POCP): 0.013 kg C ₂ H ₄ ekv.
Spotřeba abiotických surovin (ADPE): 3.544 * 10 ⁻⁵ kg Sb ekv.
Spotřeba fosilních surovin (ADPF): 237.285 MJ
Cena za 1 m ² stropní konstrukce: 870.675 Kč

Obrázek 7.20: Zobrazení podrobných výsledků v optimalizačním softwaru

Závěr

Environmentální vlivy výstavby a s nimi související trvanlivost konstrukcí jsou v současné době velmi aktuálními tématy. Disertační práce poskytuje metodiku pro kvantifikaci environmentálních dopadů a také metodiku pro kvantifikaci vyprodukovaných emisí oxidu uhličitého, protože tento plyn se výrazně podílí na globálním oteplování, což je jeden z nejdůležitějších problémů životního prostředí, a některé stavební subjekty se v současné době zaměřují pouze na kvantifikaci těchto emisí. Přestože vhodnější je komplexnější přístup, zahrnující kvantifikaci většího počtu environmentálních dopadů, i toto je jistě krok vpřed v otázce ochrany životního prostředí. Vypracované podrobné postupy pro výpočet mohou usnadnit environmentální posouzení a výběr environmentálně nejvýhodnější konstrukční varianty v praktických aplikacích. Dalším přínosem kvantifikace environmentálních dopadů způsobených výstavbou je snadná identifikace těch částí výrobního cyklu, které se nejvýrazněji měrou podílejí na environmentálních dopadech (např. výroba cementu a oceli) a dále těch environmentálních vlivů, které sice nejsou příliš výrazné, ale jejich omezení je poměrně snadno proveditelné (používání úsporných světelných zdrojů ve výrobnách, využívání práce zaměstnanců na dálku, upřednostňování lokálních surovin).

Na základě studia odborných publikací a na základě vlastních analýz jsou zde formulována obecná doporučení pro návrh environmentálně šetrné železobetonové konstrukce. Výběr konstrukční varianty, která je nejvýhodnější z hlediska dopadů na životní prostředí je však ovlivněn mnoha okolnostmi, jako jsou vlastnosti řešené konstrukce, její umístění, předpokládaný průběh výstavby a význam jednotlivých environmentálních dopadů v dané lokalitě. Proto nelze sestavit podrobnější doporučení, která by byla obecně platná pro všechny případy a je třeba k jednotlivým stavebním záměrům přistupovat individuálně.

Práce dále stručně zhodnocuje postupy a výpočetní vztahy pro odhad životnosti konstrukce, přičemž je kladen důraz nejen na dobrou shodu matematických modelů s experimenty, ale i na jejich aplikovatelnost při praktických výpočtech. Doporučeny jsou tedy především ty modely, které pracují s poměrně snadno dostupnými vstupními parametry, jako je složení betonu a podmínky okolního prostředí (vlhkost, koncentrace CO₂). Vzhledem k velkému množství nejistot, které do výpočtu životnosti konstrukce vstupují, je vhodné zvolit pravděpodobnostní přístup a parametry vstupující do výpočtu považovat za náhodné veličiny. Pro simulaci náhodných veličin lze použít metodu Monte Carlo nebo její modifikaci LHS (Latin Hypercube Sampling), která je vhodnější kvůli menší náročnosti na objem dat.

Při výběru nejvhodnějšího konstrukčního řešení nelze opomenout ekonomické hledisko. Jsou zde proto analyzovány možnosti pro optimalizaci konstrukce z hlediska environmentálních dopadů, životnosti a ceny. Různé metody optimalizace byly aplikovány na jednoduchou konstrukci (jednosměrně pnuté železobetonové desce) a byly porovnány výsledky, které tyto metody poskytují. Na základě této analýzy byly doporučeny vhodné přístupy k optimalizaci. V případě, že jsou sledovány pouze emise oxidu uhličitého, lze zvolit velmi názorný postup, kdy se k celkové ceně konstrukce přičte cena emisních povolenek pro množství oxidu uhličitého vyprodukovaného při výstavbě konstrukce. Pokud je však zvolen komplexnější přístup a kvantifikováno je více environmentálních dopadů, je třeba zvolit jiný postup, protože pro většinu škodlivých látek nejsou ceny emisních povolenek stanoveny. V tomto případě lze hodnoty jednotlivých environmentálních dopadů normovat a následně vypočítat vážený průměr těchto normovaných hodnot, čímž je získána jedna hodnota environmentálního dopadu pro každou konstrukční variantu. Následně se tyto hodnoty opět znormují a totéž se provede s cenami jednotlivých konstrukčních variant. Nakonec se z těchto dvou normovaných hodnot pro každou konstrukční variantu spočte vážený průměr. Nejvýhodnější je varianta, pro kterou výsledný vážený průměr vychází nejnižší.

Vzhledem k tomu, že výpočty týkající se životnosti jsou zatíženy velkým množstvím nejistot, bylo k ní přistupováno jako k meznímu stavu, jehož podmínku, danou maximální pravděpodobností poruchy

na konci životnosti, musí konstrukční varianta splnit. Při zvolení odlišného postupu, při kterém jsou environmentální dopady i cena přepočteny na roky životnosti, dochází k neúměrnému zvýhodnění konstrukčních variant s velmi vysokou životností, která však ani nemusí být využitelná vzhledem k morálnímu zastarání stavby. Postup, kdy je u jednotlivých variant upravena tloušťka krycí vrstvy v závislosti na požadované životnosti, je zase problematický z toho důvodu, že funkcí krycí vrstvy výztuže není jen ochrana výztuže před korozí, ale také zajištění její soudržnosti s betonem a požární odolnosti konstrukce. Postup, při kterém se trvanlivost zohlední započítáním ceny za opravy a údržbu a environmentálních dopadů plynoucích z oprav a údržby, je zase komplikovaný kvůli velmi nejistému odhadu provozní fáze konstrukce.

I pro velmi jednoduchou železobetonovou konstrukci existuje velký počet různých konstrukčních variant, lišících se rozměry, vyztužením či tloušťkou krycí vrstvy. Z těchto konstrukčních variant je třeba vybrat tu, která je z hlediska environmentálních dopadů a ceny hodnocena nejlépe, a která zároveň splňuje podmínky z hlediska únosnosti, použitelnosti a trvanlivosti. V rámci disertační práce byl vytvořen softwarový nástroj pro optimalizaci jednoduché železobetonové konstrukce – jednosměrně pnuté desky. Tento software po zadání vstupních údajů nalezne nejvýhodnější variantu z hlediska environmentálních dopadů, nejvýhodnější variantu z hlediska ceny a celkově nejlépe hodnocenou variantu. Optimalizační proces pracuje celkem s pěti parametry – tloušťkou desky, druhem betonu, profilem výztuže, roztečí výztuže a tloušťkou krycí vrstvy. Z kombinací těchto parametrů je vytvořena základní databáze konstrukčních variant a ty jsou postupně ověřovány z hlediska konstrukčních zásad, únosnosti, použitelnosti a trvanlivosti. Nevyhovující konstrukční varianty jsou vždy vyloučeny z optimalizačního procesu, takže se celkový počet variant postupně zmenšuje. Nakonec jsou z těch konstrukčních variant, které vyhovují všem podmínkám, vybrány nejvýhodnější varianty z hlediska ceny a environmentálních dopadů a také celkově nejlépe hodnocená varianta. Softwarový nástroj na jednoduché železobetonové konstrukci ilustruje algoritmus výběru optimalizované konstrukční varianty. Dalším cílem je jeho rozšíření o vylehčenou stropní konstrukci a případně aplikace na další železobetonové konstrukce. Podobné optimalizační nástroje mají potenciál usnadnit návrh environmentálně šetrné konstrukce a otevřít tak otázku environmentálních dopadů širší odborné veřejnosti.

Doporučení pro další výzkum problematiky

Problematika environmentálního hodnocení a optimalizace konstrukcí je velmi rozsáhlým tématem a je zde mnoho prostoru k další výzkumné činnosti. Vypracovaná metodika poskytuje poměrně podrobný návod pro kvantifikaci environmentálních dopadů z výstavby betonových konstrukcí, jsou však možné její modifikace na základě požadavků a zaměření konkrétních subjektů. Vypracování podobné metodiky i pro konstrukce z jiných materiálů (ocel, dřevo) přispěje k rozsáhlejšímu vnímání environmentálního hlediska v rámci stavebního průmyslu. Součástí disertační práce je softwarový nástroj pro optimalizaci jednosměrně pnuté stropní desky z hlediska environmentálních dopadů a ceny, který zohledňuje i trvanlivost jednotlivých konstrukčních variant. Vyvinutí podobného algoritmu pro další typy konstrukcí má potenciál přispět k obecně většímu povědomí o dopadech výstavby na životní prostředí a o potřebě zohlednění environmentálních kritérií při navrhování konstrukcí.

Největší prostor pro další výzkum řešené problematiky je v oblasti degradačních jevů, které ovlivňují trvanlivost železobetonových konstrukcí, a v možnostech predikce jejich časového průběhu. Tyto degradační jevy jsou obvykle ovlivněny velkým počtem parametrů, od vlastností materiálu po vlastnosti okolního prostředí. Pro časový průběh degradačních jevů existuje velký počet rozličných matematických modelů, jednoduchých i složitějších, pracujících s různými parametry. Pro důkladné ověření věrohodnosti těchto modelů by bylo třeba provést rozsáhlý experimentální výzkum, zahrnující analýzu různých degradačních jevů (karbonatace betonu, koroze betonářské výztuže, transport chloridů strukturou betonu) v případě různých konstrukcí, lišících se složením betonu nebo statickým působením.

Takový výzkum je značně komplikovaný, protože vyžaduje velký počet různě starých vzorků pocházejících z různých typů konstrukcí, u nichž je známo složení betonu, jeho vlastnosti a také přibližná historie podmínek okolního prostředí. Jedině takto rozsáhlý výzkum, zatížený co nejmenším počtem odhadovaných parametrů, umožní opravdu spolehlivé ověření matematických modelů pro predikci časového průběhu degradačních jevů.

Vlastní přínos k řešené problematice

Disertační práce představuje metodiku pro kvantifikaci environmentálních dopadů, která je díky své podrobnosti a názornosti snadno aplikovatelná při praktickém posuzování stavebních konstrukcí. Na tuto metodiku dále navazuje postup pro optimalizaci konstrukce z hlediska environmentálních dopadů a ceny, který pracuje nejen se složením betonové směsi, ale nově zahrnuje i další parametry konstrukčního návrhu, dosud v mnohých jiných analýzách opomíjené. Dalším významným přínosem je analýza přístupů k zohlednění trvanlivosti konstrukce v rámci optimalizačního procesu. Trvanlivost konstrukce je kritérium, které při podobných analýzách často není nijak zohledněno, přestože odolnost konstrukce vůči degradačním jevům má vliv na celkovou cenu konstrukce i na její celkový environmentální dopad. Softwarový nástroj, který je součástí disertační práce, představuje nový algoritmus pro výběr takové konstrukční varianty, která je výhodná z hlediska ceny i z hlediska environmentálních dopadů, a která zároveň splňuje požadavky z hlediska únosnosti, použitelnosti a trvanlivosti. Tento nástroj pracuje s větším počtem parametrů, jako je geometrie konstrukce, způsob vyztužení a tloušťka krycí vrstvy, čímž se liší od podobných optimalizačních nástrojů, které často pracují pouze se složením betonu jako s jediným proměnným parametrem.

Použitá literatura

Normy a předpisy

- [1] ČSN EN 1990 (ČSN 73 0002). *Eurokód: Zásady navrhování konstrukcí*. Praha: Český normalizační institut, 2004.
- [2] ČSN EN 1991-1-1 (ČSN 73 0035). *Eurokód 1: Zatížení konstrukcí – Část 1-1: Obecná zatížení – Objemové tíhy, vlastní tíha a užitná zatížení pozemních staveb*. Praha: Český normalizační institut, 2004.
- [3] ČSN EN 1992-1-1 (ČSN 73 1201). *Eurokód 2: Navrhování betonových konstrukcí – Část 1-1: Obecná pravidla a pravidla pro pozemní stavby*. Praha: Český normalizační institut, 2006.
- [4] ČSN ISO 14040. *Environmentální management - Posuzování životního cyklu - Zásady a osnova*. Praha: Český normalizační institut, 2006.
- [5] ČSN ISO 14044. *Environmentální management - Posuzování životního cyklu - Požadavky a směrnice*. Praha: Český normalizační institut, 2006.
- [6] ČSN ISO 14020. *Environmentální značky a prohlášení - Obecné zásady*. Praha: Český normalizační institut, 2006.
- [7] ČSN ISO 14021. *Environmentální značky a prohlášení - Vlastní environmentální tvrzení (environmentální značení typu II)*. Praha: Český normalizační institut, 2016.
- [8] ČSN ISO 14024. *Environmentální značky a prohlášení - Environmentální značení typu i - Zásady a postupy*. Praha: Český normalizační institut, 2018.
- [9] ČSN ISO 14025. *Environmentální značky a prohlášení - Environmentální prohlášení typu III - Zásady a postupy*. Praha: Český normalizační institut, 2006.
- [10] ČSN ISO 14064-1. *Skleníkové plyny - Část 1: Specifikace s návodem pro stanovení a vykazování emisí a propadů skleníkových plynů pro organizace*. Praha: Český normalizační institut, 2019.
- [11] ČSN ISO 14064-2. *Skleníkové plyny - Část 2: Specifikace s návodem pro stanovení, monitorování a vykazování snížení emisí nebo zvýšení propadů skleníkových plynů pro projekty*. Praha: Český normalizační institut, 2019.
- [12] ČSN ISO 14064-3. *Skleníkové plyny - Část 3: Specifikace s návodem na ověřování a validaci prohlášení o skleníkových plynech*. Praha: Český normalizační institut, 2019.
- [13] ČSN ISO 14065. *Skleníkové plyny - Požadavky na orgány validující nebo ověřující skleníkové plyny pro použití v akreditaci nebo jiných formách uznávání*. Praha: Český normalizační institut, 2013.
- [14] ČSN ISO 14066. *Skleníkové plyny - Požadavky na odbornou způsobilost týmů pro validaci a ověřování skleníkových plynů*. Praha: Český normalizační institut, 2012.
- [15] ČSN ISO 14067. *Skleníkové plyny - Uhlíková stopa produktů - Požadavky a směrnice pro kvantifikaci*. Praha: Český normalizační institut, 2019.
- [16] ČSN ISO 13823. *Obecné zásady navrhování konstrukcí s ohledem na trvanlivost*. Praha: Český normalizační institut, 2014.
- [17] EN ISO 16204. *Durability - Service life design of concrete structures*. Ženeva: International Organization for Standardization (ISO), 2012.
- [18] c-PCR-003. *Concrete and Concrete Elements (EN 16757)*. The international EPD system, 2019.
- [19] PCR 2019:14. *Construction Products (version 1.11)*. The international EPD system, 2021.

Publikace

- [20] ALNAHHAL, M. F., ALENGARAM, U. J., JUMAAT, M. Z., ABUTAHA, F., ALQEDRA, M. A. a NAYAKA, R. R. Assessment on engineering properties and CO₂ emissions of recycled aggregate concrete incorporating waste products as supplements to Portland cement. *Journal of Cleaner Production*. 2018; **203**(12), 822-835. ISSN 0959-6526.
- [21] ALONSO, C., ANDRADE, C. a GONZALEZ, J. A. Relation between resistivity and corrosion rate of reinforcements in carbonated mortar made with several cement types. *Cement and Concrete Research*. 1988; **18**(5), 687-698. ISSN 0008-8846.
- [22] ANN, K. Y., PACK, S. W., HWANG, J. P., SONG, H. W. a KIM, S. H. Service life prediction of a concrete bridge structure subjected to carbonation. *Construction and Building Materials*. 2010; **24**(8), 1494–1501. ISSN 0950-0618.
- [23] ATIŞ, C. D. Accelerated carbonation and testing of concrete made with fly ash. *Construction and Building Materials*. 2003; **17**(3), 147–152. ISSN 0950-0618.
- [24] BADAOU, A., BADAOU, M. a KHARCHI, F. Probabilistic analysis of reinforced concrete carbonation depth. *Materials Sciences and Applications*. 2013; **4**(3A), 205-215. ISSN 2153-1188.
- [25] BAKKER, R. Prediction of service life reinforcement in concrete under different climatic conditions at given cover. V: *Corrosion and Protection of Steel in Concrete International Conference, Sheffield, UK, 24.-28. července*. Sheffield: Sheffield Academic Press Ltd., 1994. ISBN 1850757232.
- [26] BASHEER, P. A. M., RUSSELL, D. P a RANKIN, G. I. B. Design of concrete to resist carbonation. V: DE FREITAS, V. P. a DELGADO, J. M. P. Q. *Durability of Building Materials and Components*. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1999, s. 423-435. ISBN 978-3-642-37475-3.
- [27] BAZANT, Z. P. Physical model for steel corrosion in concrete seastructures-application. *Journal of the Structural Division*. 1979; **105**(6), 1155-1166. ISSN 0044-800.
- [28] BERNDT, M. L. Influence of concrete mix design on CO₂ emissions for large wind turbine foundations. *Renewable Energy*. 2015; **83**(11), 608-614. ISSN 0960-1481.
- [29] BOB, C. a AFANA, E. On-site assessment of concrete carbonation. V: *Proceedings of the international RILEM conference "Failure of concrete structures, Štrbské Pleso, Slovensko, 4. června*. RILEM Publications SARL, 1993, s. 84–87.
- [30] BRIBIÁN, I. Z., CAPILLA, A. V. a USÓN, A. A. Life cycle assessment of building materials: Comparative analysis of energy and environmental impacts and evaluation of the eco-efficiency improvement potential. *Building and Environment*. 2011; **46**(5), 1133-1140. ISSN 0360-1323.
- [31] BUJNAK, J. Environmental impact of steel and concrete as building materials. V: *Impact de béton et d'acier sur l'environnement, XXIX e Rencontres Universitaires de Génie Civil, Tlemcen, 29.-31. května*. 2011.
- [32] CAMP, C. V. a ASSADOLLAHI, A. CO₂ and cost optimization of reinforced concrete footings subjected to uniaxial uplift. *Journal of Building Engineering*. 2015; **3**(9), 171–183. ISSN 2352-7102.
- [33] CAMP, C. V. a HUQ, F. CO₂ and cost optimization of reinforced concrete frames using a big bang-big crunch algorithm. *Engineering Structures*. 2013; **48**(3), 363–372. ISSN 0141-0296.
- [34] CEB Bulletin 238. *New Approach to Durability Design - An example for carbonation induced corrosion*. Paris: Comité Euro-International du Béton CEB, 1997. ISBN 978-2-88394-037-6.
- [35] CELIK, K., MERAL, C., GURSEL A. P., MEHTA, P. K., HORVATH, A. a MONTEIRO, P. J. M. Mechanical properties, durability, and life-cycle assessment of self-consolidating concrete mixtures made with blended portland cements containing fly ash and limestone powder. *Cement & Concrete Composites*. 2015; **56**(2), 59–72. ISSN 0958-9465.

- [36] CLAIROTTE, M., SUAREZ-BERTOIA, R., ZARDINI, A. A., GIECHASKIEL, B., PAVLOVIC, J., VALVERDE, V., CIUFO, B. a ASTORGA, C. Exhaust emission factors of greenhouse gases (GHGs) from European road vehicles. *Environmental Sciences Europe*. 2020; **32**, 125. ISSN 2190-4707.
- [37] CUI, H., TANG, W., LIU, W., DONG, Z. a XING, F. Experimental study on effects of CO₂ concentrations on concrete carbonation and diffusion mechanisms. *Construction and Building Materials*. 2015; **93**(9), 522–527. ISSN 0950-0618.
- [38] DABBAGHI, F., TANHADOUST, A., NEHDI, M. L., NASROLLAHPOUR, S., DEHESTANI, M. a YOUSEFPOUR, H. Life cycle assessment multi-objective optimization and deep belief network model for sustainable lightweight aggregate concrete. *Journal of Cleaner Production*. 2021; **318**(10), 128554. ISSN 0959-6526.
- [39] DE SOUZA, D. M., LAFONTAINE, M., CHARRON-DOUCET, F., BENGGOA, X., CHAPPERT, B., DUARTE, F. a LIMA, L. Comparative life cycle assessment of ceramic versus concrete roof tiles in the Brazilian context. *Journal of Cleaner Production*. 2015; **89**(2), 165-173. ISSN 0959-6526.
- [40] DINAKAR P., BABU K.G. a SANTHANAM, M. Corrosion behaviour of blended cements in low and medium strength concretes. *Cement & Concrete Composites*. 2007; **29**(2), 136-145. ISSN 0958-9465.
- [41] DONG, Y. Performance assessment and design of ultra-high performance concrete (UHPC) structures incorporating life-cycle cost and environmental impacts. *Construction and Building Materials*. 2018; **167**(4), 414–425. ISSN 0950-0618.
- [42] DONG, Y. H., JAILLON, L., CHU, P. a POON, C. S. Comparing carbon emissions of precast and cast-in-situ construction methods – a case study of high-rise private building. *Construction and Building Materials*. 2015; **99**(11), 39–53. ISSN 0950-0618.
- [43] DOSSCHE, C., BOEL, V., DE CORTE, W., VAN DEN HEEDE, P. a DE BELIE, N. A plant based LCA of high-strength prestressed concrete elements and the assessment of a practical ecological variant. *Cement and Concrete Composites*. 2016; **73**(7), 192-202. ISSN 0958-9465.
- [44] DU, G. a KAROUMI, R. Environmental life cycle assessment comparison between two bridge types: reinforced concrete bridge and steel composite bridge. V: *SCMT3 International Conference on Sustainable Construction Materials & Technologies, Kyoto, Japonsko, 19.-21. srpna*. 2013.
- [45] DU, G., SAFI, M., PETTERSSON, L. a KAROUMI, R. Life cycle assessment as a decision support tool for bridge procurement: environmental impact comparison among five bridge designs. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2014; **19**(9), 1948–1964. ISSN 0948-3349.
- [46] DUPRAT, F., VU, N. T. a SELLIER, A. Accelerated carbonation tests for the probabilistic prediction of the durability of concrete structures. *Construction and Building Materials*. 2014; **66**(9), 597-605. ISSN 0950-0618.
- [47] DURACRETE. *Probabilistic performance based durability design: modelling of degradation, Document, D. P. BE95-1347/R4-5*. Gouda: CUR, 1998.
- [48] DUVAL, R. La durabilite des armatures et du beton d'enrobage. V: *La Durabilite des Betons*. Paris: J.& J.-P. Ollivier, Presses Pont et Chaussee, 2004, s. 225–270. ISBN 2-85978-184-6.
- [49] EKOLU, S.O. Model for practical prediction of natural carbonation in reinforced concrete: Part 1-formulation. *Cement and Concrete Composites*. 2018; **86**(2), 40-56. ISSN 0958-9465.
- [50] ELEFThERIADIS, S., DUFFOUR, P., GREENING, P., JAMES, J., STEPHENSON, B. a MUMOVIC, D. Investigating relationships between cost and CO₂ emissions in reinforced concrete structures using a BIM-based design optimisation approach. *Energy & Buildings*. 2018; **166**(5), 330-346. ISSN 0378-7788.

- [51] FALESCHINI, F., ZANINI, M. A. a HOFER, L. Reliability analysis of carbonation for recycled aggregate concretes. V: *IABSE Symposium 2019 Guimarães Towards a Resilient Built Environment - Risk and Asset Management, Guimarães, Portugalsko, 27. - 29. března*. Zurich: International Association for Bridge and Structural Engineering (IABSE), 2019. ISBN 9781510884458
- [52] FERNANDO, S., GUNASEKARA, C., LAW, D.W., NASVI, M.C.M., SETUNGE, S. a DISSANAYAKE, R. Life cycle assessment and cost analysis of fly ash–rice husk ash blended alkali-activated concrete. *Journal of Environmental Management*. 2021; **295**(10), 113140. ISSN 0301-4797.
- [53] FIALA, C. a HÁJEK, P. Environmentální optimalizace komůrkové železobetonové desky. V: *12. Betonářské dny, Hradec Králové, 30. listopadu- 1. prosince*. Praha: Česká betonářská společnost ČSSI, 2005, s. 271-276. ISBN 80-903502-2-4.
- [54] FIALA, C. a KYNČLOVÁ, M. Beton v environmentálních souvislostech. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava)*. 2012; **20**(1), 11-16. ISSN 1335-0285.
- [55] FOŘT, J., BERAN, P., PAVLÍK, Z. a ČERNÝ, R. Complex assessment of reconstruction works on an institutional building: a case study. *Journal of Cleaner Production*. 2018; **202**(11), 871-882. ISSN 0959-6526.
- [56] FOŘT, J., ŠÁL, J., ŠEVČÍK, R., DOLEŽELOVÁ, M., KEPPERT, M., JERMAN, M., ZÁLESKÁ, M., STEHEL, V. a ČERNÝ, R. Biomass fly ash as an alternative to coal fly ash in blended cements: Functional aspects. *Construction and Building Materials*. 2021; **271**(2), 121544. ISSN 0950-0618.
- [57] GARCÍA-SEGURA a T. YEPES, V. Multiobjective optimization of post-tensioned concrete box-girder road bridges considering cost, CO₂ emissions, and safety. *Engineering Structures*. 2016; **125**(10), 325-336. ISSN 0141-0296.
- [58] GUARDIGLI, L., MONARI, F. a BRAGADIN, M. A. Assessing environmental impact of green buildings through LCA methods: a comparison between reinforced concrete and wood structures in the European context. V: *Procedia Engineering Volume 21, International Conference on Green Buildings and Sustainable Cities, Bologna, Itálie, 15.-16. Zář*. Amsterdam: Elsevier B.V., 2011, s. 1199-1206. ISBN 978-1-62748-574-6.
- [59] GURSEL, A. P., MARYMAN, H. a OSTERTAG, C. A life-cycle approach to environmental, mechanical, and durability properties of “green” concrete mixes with rice husk ash. *Journal of Cleaner Production*. 2016; **112**(1), 823-836. ISSN 0959-6526.
- [60] GUSTAVSSON, L., PINGOUD, K. a SATHRE, R. Carbon dioxide balance of wood substitution: comparing concrete and wood-framed buildings. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 2006; **11**(5), 667–691. ISSN 1381-2386.
- [61] HABERT, G. a ROUSSEL, N. Study of two concrete mix-design strategies to reach carbon mitigation objectives. *Cement & Concrete Composites*. 2009; **31**(6), 397–402. ISSN 0958-9465.
- [62] HAFEZ, H., KURDA, R., B AL-AYISH, N., GARCIA-SEGURA, T., CHEUNG, W. M. a NAGARATNAM, B. A whole life cycle performance-based ECONomic and ECOlogical assessment framework (ECO2) for concrete sustainability. *Journal of Cleaner Production*. 2021; **292**(6), 126060. ISSN 0959-6526.
- [63] HÁJEK, P. Integrated environmental design and optimization of concrete floor structures for buildings. V: *The 2005 World Sustainable Building Conference, Tokyo, Japonsko, 27.-29. Zář*. Tokyo: 2005.
- [64] HÁJEK, P., FIALA, C. a KYNČLOVÁ, M. Life cycle assessments of concrete structures – a step towards environmental savings. *Structural Concrete*. 2011; **12**(1), 13-22. ISSN 1751-7648.
- [65] HÁJKOVÁ, K., ŠMILAUER, V., JENDELE, L. a ČERVENKA, J. Prediction of reinforcement corrosion due to chloride ingress and its effects on serviceability. *Engineering Structures*. 2018; **174**(11), 768-777. ISSN 0141-0296.

- [66] HAN, S. H., PARK, W. S. a YANG, E. I. Evaluation of concrete durability due to carbonation in harbor concrete structures. *Construction and Building Materials*. 2013; **48**(11), 1045–1049. ISSN 0950-0618.
- [67] HEIRMAN, G., VANDEWALLE, L., BOEL, V., AUDENAERT, K., DE SCHUTTER, G., D'HEMRICOURT, J., DESMET, B. a VANTOMME, J. Chloride penetration and carbonation in selfcompacting concrete. V: *Proceedings of the International RILEM/JCI Seminar on Concrete Durability and Service Life Planning, Dead Sea, Israel, 14.-16. března*. RILEM Publications SARL, 2006, s. 13-23. ISBN 2-912143-89-6.
- [68] HENRY, M., PARDO, G., NISHIMURA, T. a KATO, Y. Balancing durability and environmental impact in concrete combining low-grade recycled aggregates and mineral admixtures. *Resources, Conservation & Recycling*. 2011; **55**(11), 1060-1069. ISSN 0921-3449.
- [69] HO, D. a LEWIS, R. Carbonation of concrete incorporating fly ash or a chemical admixture. V: *First international conference on the use of fly ash, silica fume, slag and other mineral by-products in concrete*. Montebello, Canada, 1983.
- [70] HONG, T., JI, C. a PARK, H. Integrated model for assessing the cost and CO₂ emission (IMACC) for sustainable structural design in ready-mix concrete. *Journal of Environmental Management*. 2012; **103**(3), 1-8. ISSN 0301-4797.
- [71] HRABOVÁ, K., TEPLÝ, B a HÁJEK, P. Concrete, sustainability and limit states. *Central Europe towards Sustainable Building 2019 (CESB19) IOP, Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2019; **290**, 012049. ISSN 1755-1315.
- [72] HRABOVÁ, K., TEPLÝ, B. a VYMAZAL, T. Concrete: Limit states and sustainability. V: *XV. International Conference on Durability of Building Materials and Components, Barcelona, 20.-23. října*. Barcelona: Scipedia, 2020.
- [73] HUBERTOVÁ, M. a HELA, R. Durability of lightweight expanded clay aggregate concrete. *Procedia Engineering*. 2013; **65**, 2-6. ISSN 1877-7058.
- [74] HUSSAIN, S., BHUNIA, D. a SINGH, S. B. Assessment of carbonation depth under natural and accelerated carbonation conditions. *The Indian Concrete Journal*. 2016; **11**(1), 57-64. ISSN 0019-4565.
- [75] CHROMÁ, M., ROVNANÍKOVÁ, P. a TEPLÝ, B. Trvanlivost: EN 206 – Koncept k-hodnoty – Modelování. *Beton TSK*. 2013; **13**(6), 56-59. ISSN 1213-3116.
- [76] IMAMOTO, K., SHIMOZAWA, K., NAGAYAMA, N., YAMASAKI, J. a NIMURA, S. Air permeability of concrete cover and its relationship with carbonation progress under long-term exposure test in Japan. V: ALEXANDER, M.G. a BERTRON, A. *Concrete in aggressive aqueous environments - Performance, Testing, and Modeling*. RILEM Publications SARL, 2009, s. 508-514. ISBN 978-2-35158-082-0.
- [77] INTERNATIONAL FEDERATION FOR STRUCTURAL CONCRETE (fib). *Bulletin No. 34: Model Code for service life design*. Lausanne, Switzerland: fib, 2006. ISBN 2-88394-074-6.
- [78] IRC special publication 60-2002: An approach document for assessment of remaining life of concrete bridges. Nové Dillí: The Indian Roads Congress, 2002, s. 20-21.
- [79] JANJUA, S. Y., SARKER, P. K. a BISWAS, W. K. Sustainability implications of service life on residential buildings – An application of life cycle sustainability assessment framework. *Environmental and Sustainability Indicators*. 2021; **10**(6), 100109. ISSN 2665-9727.
- [80] JAPAN CONCRETE INSTITUTE. *The report of JCI committee on Carbonation*. Tokyo: Japan Concrete Institute, 1993.
- [81] JIANG, C., GU, X., HUANG, Q. a ZHANG, W. Carbonation depth predictions in concrete bridges under changing climate conditions and increasing traffic loads. *Cement & Concrete Composites*. 2018; **93**(10), 140-154. ISSN 0958-9465.

- [82] JIANG, L., LIN, B. a CAI, Y. A model for predicting carbonation of high-volume fly ash concrete. *Cement and Concrete Research*. 2000; **30**(5), 699-702. ISSN 0008-8846.
- [83] JIMÉNEZ, C., BARRA, M., JOSA, A. a VALLS, S. LCA of recycled and conventional concretes designed using the Equivalent Mortar Volume and classic methods. *Construction and Building Materials*. 2015; **84**(6), 245–252. ISSN 0950-0618.
- [84] JONSSON, A., BJORKLUND, T. a TILLMAN, A. M. LCA of concrete and steel building frames. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1998; **3**(7), 216–224. ISBN 0948-3349.
- [85] KERŠNER, Z., TEPLÝ, B. a NOVÁK, D. (1996). Uncertainty in service life prediction based on carbonation of concrete. V: SJÖSTRÖM, C. *Durability of Building Materials & Components 7, vol.1*. Stockholm: Routledge, 1996, s. 13-20. ISBN 9781315025025.
- [86] KHUNTHONGKEAW, K., TANGTERMSIRIKUL, S. a LEELAWAT, T. A study on carbonation depth prediction for fly ash concrete. *Construction and Building Materials*. 2006; **20**(9), 744-753. ISSN 0950-0618.
- [87] KIM, T., TAE, S. a ROH, S. Assessment of the CO₂ emission and cost reduction performance of low-carbon-emission concrete mix design using an optimal mix design system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2013; **25**(9), 729–741. ISSN 1364-0321.
- [88] KISHITANI, Y., HOKOI, S., HARADA, K., a TAKADA, S. Prediction model for carbonation of concrete structure considering heat and moisture transfer. *Journal of Structural and Construction Engineering*. 2005; **595**, 17-23. ISSN 1340-4202.
- [89] KLEIJER, A. L., LASVAUXA, S., CITHERLET, S. a VIVIANI, M. Product-specific life cycle assessment of ready mix concrete: Comparison between a recycled and an ordinary concrete. *Resources Conservation and Recycling*. 2017; **122**(7), 210–218. ISSN 0921-3449.
- [90] KNOERI, C., SANYÉ-MENGUAL, E. a ALTHAUS, H. J. Comparative LCA of recycled and conventional concrete for structural applications. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2013; **18**(1), 909–918. ISSN 0948-3349.
- [91] KOČÍ, V. *Environmentální dopady: posuzování životního cyklu*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2013. ISBN 978-80-7080-858-0.
- [92] KOČÍ, V. *LCA a EPD stavebních výrobků: Posuzování životního cyklu a environmentální prohlášení o produktu jako cesta k udržitelnému stavebnictví*. Praha: Česká rada pro šetrné budovy, 2012. ISBN 978-80-260-3504-6.
- [93] KULAKOWSKI, M. P., PEREIRA, F. M. a MOLIN D. C. C. D. Carbonation-induced reinforcement corrosion in silica fume. *Construction and Building Materials*. 2009; **23**(3), 1189-1195. ISSN 0950-0618.
- [94] KURDA, R., DE BRITO, J. a SILVESTRE, J. D. CONCRET_{op} method: Optimization of concrete with various incorporation ratios of fly ash and recycled aggregates in terms of quality performance and life-cycle cost and environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*. 2019; **226**(7), 642-657.
- [95] LAIBLOVÁ, L., PEŠTA, J., KUMAR, A., HÁJEK, P., FIALA, C., VLACH, T., a KOČÍ, V. Environmental impact of textile reinforced concrete facades compared to conventional solutions - LCA case study. *Materials*. 2019; **12**(19), 3194. ISSN 1996-1944.
- [96] LI, V. C., LEPECH, M., WANG, S., WEIMANN, M., a KEOLEIAN, G. Development of green engineered cementitious composites for sustainable infrastructure systems. V: *Proceedings of the International Workshop on Sustainable Development and Concrete Technology, Peking, Čína, 20.-21 května*. Center for Transportation Research and Education, Iowa State University, 2004. S. 181-192. ISBN 0-9652310-7-0.

- [97] LIANG, M. T., HUANG, R. a FANG, S. A. Carbonation service life prediction of existing concrete viaduct/bridge using time-dependent reliability analysis. *Journal Of Marine Science And Technology*. 2013; **21**(1), 94-104. ISSN 0948-4280.
- [98] LIU, Y. a WEYERS, R.E. Modeling the time-to-corrosion cracking in chloride contaminated reinforced concrete structures. *ACI Materials Journal*. 1998; **95**(6), 675-681. ISSN 0889325X.
- [99] LIU, T. a WEYERS, R. W. Modelling the dynamic corrosion process in chloride contaminated concrete structures. *Cement and Concrete Research*. 1998; **28**(3), 365-379. ISSN 0008-8846.
- [100] LO, Y., LEE a H. M. Curing effects on carbonation of concrete using a phenolphthalein indicator and Fourier-transform infrared spectroscopy. *Building and Environment*. 2002; **37**(5), 507- 514. ISSN 0360-1323.
- [101] LÓPEZ-MESA, B., PITARCH, Á., TOMÁS, A. a GALLEGO, T. Comparison of environmental impacts of building structures with in-situ cast floors and with precast concrete floors. *Building and Environment*. 2009; **44**(4), 699–712. ISSN 0360-1323.
- [102] LOUČKA, T. *Chemie životního prostředí*. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 2014. ISBN 978-80-7414-751-7.
- [103] LUPÍŠEK, A., BUREŠ, M., VOLF, M., HODKOVÁ, J., NOVÁČEK, J., HEJTMÁNEK, P. a TYWONIAK, J. Development and testing of environmentally friendly envelope for energy efficient buildings in the Czech Republic. *Energy Procedia*. 2015; **78**(11), 285-290. ISSN 1876-6102.
- [104] LUPÍŠEK, A., VACULÍKOVÁ, M., MANČÍK, Š., HODKOVÁ, J. a RŮŽIČKA, J. Design strategies for low embodied carbon and low embodied energy buildings: principles and examples. *Energy Procedia*. 2015; **83**(12), 147-156. ISSN 1876-6102.
- [105] MAADDAWY, T. E. a SOUDKI, K. A model for prediction of time from corrosion initiation to corrosion cracking. *Cement & Concrete Composites*. 2007; **29**(3), 168–175. ISSN 0958-9465.
- [106] MARCEAU, M. L. a VANGEEM, M. G. Comparison of the life cycle assessments of an insulating concrete form house and a wood frame house. *Journal of ASTM International*. 2006; **3**(9), 1-11. ISSN 1546-962X.
- [107] MARINKOVIĆ, S. a CAREVIĆ, V. Comparative studies of the life cycle analysis between conventional and recycled aggregate concrete. V: *New Trends in Eco-efficient and Recycled Concrete*. Woodhead Publishing, 2019, s. 257-291. ISBN 978-0-08-102480-5.
- [108] MARINKOVIC, S. B., CAREVIĆ, V. a DRAGAS, J. The role of service life in life cycle assessment of concrete structures. *Journal of Cleaner Production*. 2021; **290**(11), 125610. ISSN 0959-6526.
- [109] MARQUES, P. F., CHASTRE, C. a NUNES, A. Carbonation service life modelling of RC structures for concrete with Portland and blended cements. *Cement & Concrete Composites*. 2013; **37**(3), 171–184. ISSN 0958-9465.
- [110] MARUYA, T., HSU, K., TAKEDA, H. a TANGTERMSIRIKUL, S. Numerical modeling of steel corrosion in concrete structures due to chloride ion, oxygen and water movement. *Journal of Advanced Concrete Technology*. 2003; **1**(2), 147-160. ISSN 1347-3913.
- [111] MATOUŠEK, M. a DROCHYTKA, R. *Atmosférická koroze betonů*. Praha: IKAS, 1998. ISBN 80-902558-0-9.
- [112] MCNALLY, C. a SHEILS, E. Probability-based assessment of the durability characteristics of concretes manufactured using CEM II and GGBS binders. *Construction and Building Materials*. 2012; **30**(5), 22-29. ISSN 0950-0618.
- [113] MILLER, S. A., MONTEIRO, P. J. M., OSTERTAG, C. P. a HORVATH, A. Comparison indices for design and proportioning of concrete mixtures taking environmental impacts into account. *Cement and Concrete Composites*. 2016; **68**(4), 131-143. ISSN 0958-9465.

- [114] MONTEIRO, I., BRANCO, F. A., DE BRITO, J. a NEVES, R. Statistical analysis of the carbonation coefficient in open air concrete structures. *Construction and Building Materials*. 2012; **29**(4), 263–269. ISSN 0950-0618.
- [115] MORINAGA, S. Prediction of service lives of reinforced concrete buildings based on the corrosion rate of reinforcing steel. V: *Special Report No. 23, Institute of Technology.*, Tokyo: Shimizu Corporation, 1988, s. 5-16.
- [116] MORINAGA, S. Remaining life of reinforced concrete structures after corrosion cracking. V: SJÖSTRÖM, C. *Durability of Building Materials & Components 7, vol.1*. Stockholm: Routledge, 1996, s. 13-20. ISBN 9781315025025.
- [117] MÜLLER, H. S., HAIST, M. a VOGEL, M. Assessment of the sustainability potential of concrete and concrete structures considering their environmental impact, performance and lifetime. *Construction and Building Materials*. 2014; **67**(9), 321–337. ISSN 0950-0618.
- [118] NGUYEN, W., MARTINEZ, D. M., JEN, G., DUNCAN, J. F. a OSTERTAG, C. P. Interaction between global warming potential, durability, and structural properties of fiber-reinforced concrete with high waste materials inclusion. *Resources, Conservation & Recycling*. 2021; **169**(6), 105453. ISSN 0921-3449.
- [119] NOGUEIRA, C. G., LEONEL, E. D. a CODA, H. B. Reliability algorithms applied to reinforced concrete structures durability assessment. *RIEM - Revista IBRACON de Estruturas e Materiais*. 2012; **5**(4), 440-450. ISSN 1983-4195.
- [120] NOVÁK, D., VOŘECHOVSKÝ, M. a TEPLÝ, B. FReET: Software for the statistical and reliability analysis of engineering problems and FReET-D: Degradation module. *Advances in Engineering Software*. 2014; **72**(6), 179-192. ISSN 0965-9978.
- [121] OTIENO, M., BEUSHAUSEN, H. a ALEXANDER, M. Prediction of corrosion rate in RC structures - a critical review. *Modelling of Corroding Concrete Structures. RILEM Bookseries, vol 5*. Dordrecht: Springer, 2011, s. 15-37. ISBN 9789400706767.
- [122] PAPADAKIS, V. G. Effect of supplementary cementing materials on concrete resistance against carbonation and chloride ingress. *Cement and Concrete Research*. 2000; **30**(2), 291–299. ISSN 0008-8846.
- [123] PAPADAKIS, V. G., FARDIS, M. N. a VAYENAS, C. G. Effect of composition, environmental factors and cement-lime mortar coating on concrete carbonation. *Materials & Structures*. 1992; **25**(6), 293-304. ISSN: 1359-5997.
- [124] PAPADAKIS, V. G., VAYENAS, C. G. a FARDIS, M. N. Experimental investigation and mathematical modeling of the concrete carbonation problem. *Chemical Engineering Science*. 1991; **46**(5-6), 1333-1338. ISSN 0009-2509.
- [125] PAPADAKIS, V. G., VAYENAS, C. G. a FARDIS, M. N. Physical and chemical characteristics affecting the durability of concrete. *ACI Materials Journal*. 1991; **88**(2), 186-196. ISSN 0889325X.
- [126] PAPADAKIS, V. G., VAYENAS, C. G. a FARDIS, M. N. Reaction problem of engineering approach to the concrete carbonation. *AIChE Journal*. 1989; **35**(10), 1639-1650. ISSN 1547-5905.
- [127] PARK, D. C. Carbonation of concrete in relation to CO₂ permeability and degradation of coatings. *Construction and Building Materials*. 2008; **22**(11), 2260–2268. ISSN 0950-0618.
- [128] PARROT, L. Design for avoiding damage due to carbonation induced corrosion. Paper no. 62 – CEN TC 104/WG1/TG1/Panel 1. Nepublikováno.
- [129] PAVLŮ, T., KOČÍ, V. a HÁJEK, P. Environmental assessment of two use cycles of recycled aggregate concrete. *Sustainability*. 2019; **11**(21), 6185. ISSN 2071-1050.
- [130] PAVLŮ, T. a ŠEFFLOVÁ, M. Experimentální a environmentální vyhodnocení použití recyklovaného kameniva do betonu. V: *Symposium Energeticky efektivní budovy 2015: UCEEB ČVUT*

Buštěhrad, 15. října 2015. Praha: Společnost pro techniku prostředí, 2015, s. 225-230. ISBN 9788002026150.

[131] PENMAN, J., GYTARSKY, M., HIRAIISHI, T., IRVING, W. a KRUG, T. *2006 IPCC Guidelines For National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2: Energy, Chapter 2: Stationary Combustion*. Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. ISBN 4-88788-032-4.

[132] PENMAN, J., GYTARSKY, M., HIRAIISHI, T., IRVING, W. a KRUG, T. *2006 IPCC Guidelines For National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2: Energy, Chapter 3: Mobile Combustion*. Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. ISBN 4-88788-032-4.

[133] PEŠTA, J., PAVLŮ, T., MOCOVIČ, K. A. a KOČÍ, V. Posuzování recyklovaného betonu z hlediska jeho dopadu na životní prostředí. *entecho*. 2019; **2**(1), 1-11. ISSN 2571-1040.

[134] PRUSINSKI, J. R., MARCEAU, M. L. a VANGEEM, M. G. Life cycle inventory of slag cement concrete. V: *SP-221: Eighth CANMET/ACI International Conference on Fly Ash, Silica Fume, Slag, and Natural Pozzolans in Concrete, Las Vegas, NV (US), 23.-29. Května*. American Concrete Institute, 2004. ISBN 978-9990892888.

[135] POURSAEE, A. Potentiostatic transient technique, a simple approach to estimate the corrosion current density and Stern–Geary constant of reinforcing steel in concrete. *Cement and Concrete Research*. 2010; **40**(9), 1451-1458. ISSN 0008-8846.

[136] RÁČEK, V., VODIČKA, J. a VYTLAČILOVÁ, V. Examples of use of FRC with recycled concrete in structures. *Procedia Engineering*. 2016; **151**, 337-344. ISSN 1877-7058.

[137] RANDL, N., STEINER, T., OFNER, S., BAUMGARTNER, E. a MÉSZÖLY, T. Development of UHPC mixtures from an ecological point of view. *Construction and Building Materials*. 2014; **67**(9), 373–378. ISSN 0950-0618.

[138] RAVAHATRA, N. R., DE LARRARD, T., DUPRAT, F., BASTIDAS-ARTEAGA, E., SCHOEFS, F. Sensitivity analysis of simplified models of carbonation - extension in spatial variability -updating through Bayesian network. V: *Proceedings of the 2nd International Symposium on Uncertainty Quantification and Stochastic Modeling, Rouen, Francie, 7. - 11. července*. Rouen: 2014.

[139] ROBATI, M., MCCARTHY, T. J. a KOKOGIANNAKIS, G. Incorporating environmental evaluation and thermal properties of concrete mix designs. *Construction and Building Materials*. 2016; **128**(12), 422–435. ISSN 0950-0618.

[140] ROBERTSON, A. B., LAM, F. C. F., COLE, R. J. A comparative cradle-to-gate life cycle assessment of mid-rise office building construction alternatives: laminated timber or reinforced concrete. *Buildings*. 2012; **2**(3), 245-270. ISSN 2075-5309.

[141] RODRIGUEZ, J., ORTEGA, L. M., CASAL, J. a DIEZ, J. M. Corrosion of reinforcement and service life of concrete structures. V: *Proceedings of International Conference on Durability of Building Materials and Components 7, Stockholm, Švédsko, 4. června*. Stockholm: Spon Press, 1996, s. 117-126. ISBN 9780367570323.

[142] ROY, S. K., POH, K. B. a NORTHWOOD, D. O. Durability of concrete - accelerated carbonation and weathering studies. *Building and Environment*. 1999; **34**(5), 597-606. ISSN 0360-1323.

[143] ROZIÈRE, E., LOUKILI, A. a CUSSIGH, F. A performance based approach for durability of concrete exposed to carbonation. *Construction and Building Materials*. 2009; **23**(1), 190-199. ISSN 0950-0618.

[144] RYKLOVÁ, P., MANČÍK, Š. a LUPÍŠEK, A. Environmental benefits of timber-concrete prefabricated construction system for apartment buildings – a simplified comparative LCA study. *Central Europe towards Sustainable Building 2019 (CESB19) IOP, Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2019; **290**, 012083.

- [145] SADOWSKI, L. Non-destructive investigation of corrosion current density in steel reinforced concrete by artificial neural networks. *Archives of Civil and Mechanical Engineering*. 2013; **13**(1), 104-111. ISSN 1644-9665.
- [146] SANJUÁN, M., ANDRADE, C. a CHEYREZY, M. Concrete carbonation test in natural and accelerated conditions. *Advances in Cement Research*. 2003; **15**(4), 171-180. ISSN 0951-7197. ISSN 0008-8846.
- [147] SARJA, A. a VESIKARI, E. Durability design of concrete structures. V: *Report of RILEM Technical Committee 130-CSL*. USA: Taylor & Francis, 2002, ISBN 978-367865375.
- [148] SCOTT, A. N. *The influence of binder type and cracking on reinforcing steel corrosion in concrete*. PhD Thesis, Department of Civil Engineering, University of Cape Town, 2004.
- [149] SERRES, N., BRAYMAND, S. a FEUGEAS, F. Environmental evaluation of concrete made from recycled concrete aggregate implementing life cycle assessment. *Journal of Building Engineering*. 2016; **5**(3), 24–33. ISSN 2352-7102.
- [150] SHRESTHA, R. M., OANH, N. T. K., SHRESTHA, R. P., RUPAKHETI, M., RAJBHANDARI, S., PERMADI, D. A., KANABKAEW, T. a IYNGARARASAN, M. *Emission inventory manual*. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2013, s. 38-44. ISBN 978-92-807-3325-9.
- [151] SCHIESSL, P. *Zur Frage der zulässiger Rissbreite und der erforderlichen Betondeckung im Stahlbetonbau unter besonderer Berücksichtigung der Karbonatisierung des Betons*. Deutscher Ausschuss für Stahlbeton, Heft 255, Berlin, 1976. ISBN 3433007411.
- [152] SIEMES, A. J. M., VROUWENVELDER, A. C. W. M. a BEUKEL, V. D. A. Durability of buildings: A reliability analysis. *Heron*. 1985; **30**(3). ISSN 0046-7316.
- [153] SIDDIQUE, R. Properties of self-compacting concrete containing class F fly ash. *Materials & Design*. 2011; **32**(3), 1501-1507. ISSN 0261-3069.
- [154] SILVA, A., NEVES, R. a DE BRITO, J. Statistical modelling of carbonation in reinforced concrete. *Cement & Concrete Composites*. 2014; **50**(7), 73–81. ISSN 0958-9465.
- [155] SILVA, M. G., SAADE, M. R. M. a SILVA, V. G. Influence of service life, strength and cement type on life cycle environmental performance of concrete. *Revista IBRACON de Estruturas e Materiais*. 2013; **6**(6), 844-853. ISSN 1983-4195.
- [156] SMITH, S. H. a DURHAM, S. A. A cradle to gate LCA framework for emissions and energy reduction in concrete pavement mixture design. *International Journal of Sustainable Built Environment*. 2016; **5**(1), 23–33. ISSN 2212-6090.
- [157] ŠAUMAN, Z. Carbonization of porous concrete and its main binding components. *Cement and Concrete Research*. 1971; **1**(6), 645-662. ISSN: 0008-8846.
- [158] ŠMERDA, Z. *Životnost betonových staveb*. Praha: Český svaz stavebních inženýrů, 1999. Technická knihovna autorizovaného inženýra a technika. ISBN 80-902697-8-8.
- [159] ŠOMODÍKOVÁ, M., LEHKÝ, D., DOLEŽEL, J. a NOVÁK, D. Modeling of degradation processes in concrete: Probabilistic lifetime and load-bearing capacity assessment of existing reinforced concrete bridges. *Engineering Structures*. 2016; **119**(7), 49-60. ISSN 0141-0296.
- [160] TEPLÝ, B. a VOŘECHOVSKÁ, D. Asserting failure probability associated with degradation of concrete structures. *The FESI Bulletin*. 2014; **8**(2), 15-19.
- [161] TEPLÝ, B., VOŘECHOVSKÁ, D. a KERŠNER, Z. Performance-based design of concrete structures: Durability aspects. *Structural Engineering & Mechanics*. 2010; **35**(4), 535-538. ISSN 12254568.
- [162] TEPLÝ, B., VYMAZAL, T. a ROVNANÍKOVÁ, P. Methodology for the quantification of concrete sustainability. *MATEC Web of Conferences*. 2018 **174**(1), 01006. ISSN 2261-236X.

- [163] TURK, J., COTIČ, Z., MLADENVIČ, A. a ŠAJNA, A. Environmental evaluation of green concretes versus conventional concrete by means of LCA. *Waste Management* 2015; **45**(11), 194–205. ISSN 0956-053X.
- [164] VALIPOUR, M., YEKKALAR, M., SHEKARCHI, M. a PANAH, S. Environmental assessment of green concrete containing natural zeolite on the global warming index in marine environments. *Journal of Cleaner Production*. 2014; **65**(2), 418-423. ISSN 0959-6526.
- [165] VAN DEN HEEDE, P., GRUYAERT, E., ROBEYST, N. a DE BELIE, N. Life cycle assessment of a column supported isostatic beam in high-volume fly ash concrete (HVFA concrete). *RILEM Proceedings*. 2010; **70**(1), 437-444. ISSN 978-3-030-46454-7.
- [166] VEJMELOVÁ, E., KEPPEKT, M., GRZESZCZYK, S., SKALIŃSKI, B. a ČERNÝ, R. Properties of self-compacting concrete mixtures containing metakaolin and blast furnace slag. *Construction and Building Materials*. 2011; **25**(3), 1325–1331. ISSN 0950-0618.
- [167] VEJMELOVÁ, E., KEPPEKT, M., ROVNANÍKOVÁ, P., ONDRÁČEK, M., KERŠNER, Z. a ČERNÝ, R. Properties of high performance concrete containing fine-ground ceramics as supplementary cementitious material. *Cement & Concrete Composites*. 2021; **34**(1), 55–61. ISSN 0958-9465.
- [168] VEJMELOVÁ, E., PAVLÍKOVÁ, M., KERŠNER, Z., ROVNANÍKOVÁ, P., ONDRÁČEK, M., SEDLMAJER, M. a ČERNÝ, R. High performance concrete containing lower slag amount: a complex view of mechanical and durability properties. *Construction and Building Materials*. 2009; **23**(6), 2237-2245. ISSN 0950-0618.
- [169] VENKRBEC, V. a KLANŠEK, U. Suitability of recycled concrete aggregates from precast panel buildings deconstructed at expired lifespan for structural use. *Journal of Cleaner Production*. 2020; **247**(2), 119593. ISSN 0959-6526.
- [170] VESIKARI, E. *Service life of concrete structures with regards to corrosion of reinforcement*. Espoo: Technical Research Centre of Finland, 1988. ISBN 951-38-3212-0.
- [171] VOLF, M., LUPÍSEK, A., BUREŠ, M., NOVÁČEK, J., HEJTMÁNEK, P. a TYWONIAK, J. Application of building design strategies to create an environmentally friendly building envelope for nearly zero-energy buildings in the central European climate. *Energy and Buildings*. 2018; **165**(4), 35-46. ISSN 0378-7788.
- [172] VONKA, M., BUREŠ, M., HÁJEK, P., HAVLÍK, F., HODKOVÁ, J., KŘELINOVÁ, V., LUPÍSEK, A., MANČÍK, Š., PAVLŮ, T., PEČMAN, J., SCHORSCH, P., TENCAR, J., VOLF, M. a VYCHYTIL, J. *SBToolCZ pro bytové domy*. Praha: České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, 2013. ISBN 978-80-01-05125-2.
- [173] VOŘECHOVSKÁ, D., PODROUŽEK, J., CHROMÁ, M., ROVNANÍKOVÁ, P. a TEPLÝ, B. Modelling of chloride concentration effect on reinforcement corrosion. *Computer- Aided Civil and Infrastructure Engineering*. 2009; **24**(4), 446-458. ISSN 1467-8667.
- [174] VOŘECHOVSKÁ, D. a TEPLÝ, B. Limit states of RC structures: Reinforcement corrosion, reliability and modelling. V: *Fracture Mechanics of Concrete and Concrete Structures, Toledo, Španělsko, 10.-14. března. IA-FraMCoS*, 2013, s. 1-12. ISBN 978-84-941004-0- 6.
- [175] VOŘECHOVSKÁ, D., TEPLÝ, B. a CHROMÁ, M. Probabilistic assessment of concrete structure durability under reinforcement corrosion attack. *Journal of Performance of Constructed Facilities*. 2010; **24**(6), 571-579. ISSN 0887-3828.
- [176] VU, K. a STEWART, M. G. Structural reliability of concrete bridges including improved chloride-induced corrosion models. *Structural Safety*. 2000; **22**(4), 313-333. ISSN 0167-4730.
- [177] WANG, J. J., WANG, Y. F., SUN, Y. W., TINGLEY, D. D. a ZHANG, Y. R. Life cycle sustainability assessment of fly ash concrete structures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2017; **80**(12), 1162-1174. ISSN: 1364-0321.

- [178] WITZANY, J. *Poruchy, degradace a rekonstrukce*. Praha: České vysoké učení technické, 2010. ISBN 978-80-01-04488-9.
- [179] WON, J. P., KIM, H. H., LEE, S. J. a CHOI, S. J. Carbon reduction of precast concrete under the marine environment. *Construction and Building Materials*. 2015; **74**(1), 118–123. ISSN 0950-0618.
- [180] YALCYN, H. a ERGUN, M. The prediction of corrosion rates of reinforcing steels in concrete. *Cement and Concrete Research*. 1996; **26**(10), 1593-1599.
- [181] YANG, K. H., JUNG, Y. B., CHO, M. S. a TAE, S. H. Effect of supplementary cementitious materials on reduction of CO₂ emissions from concrete. *Journal of Cleaner Production*. 2015; **103**(9), 774-783. ISSN 0959-6526.
- [182] YEPES, V., MARTÍ, J. V. a GARCÍA-SEGURA, T. Cost and CO₂ emission optimization of precast–prestressed concrete U-beam road bridges by a hybrid glowworm swarm algorithm. *Automation in Construction*. 2015; **49**(1), 123–134. ISSN 0926-5805.
- [183] YEO, D. H. a GABBAI, R. D. Sustainable design of reinforced concrete structures through embodied energy optimization. *Energy and Buildings*. 2011; **43**(8), 2028–2033. ISSN 0378-7788.
- [184] YOUNSI, A., TURCRY, P., AÏT-MOKHTAR, A. a STAQUET, S. Accelerated carbonation of concrete with high content of mineral additions: Effect of interactions between hydration and drying. *Cement and Concrete Research*. 2013; **43**(1), 25-33. ISSN 0008-8846.
- [185] YOUNSI, A., TURCRY, P., ROZIÈRE, E., AÏT-MOKHTAR, A. a LOUKILI, A. Performance-based design and carbonation of concrete with high fly ash content. *Cement and Concrete Composites*. 2011; **33**(10), 993-1000. ISSN 0958-9465.
- [186] ZÁLESKÁ, M., PAVLÍK, Z., ČÍTEK, D., JANKOVSKÝ, O. a PAVLÍKOVÁ, M. Eco-friendly concrete with scrap-tyre-rubber-based aggregate – Properties and thermal stability. *Construction and Building Materials*. 2019; **225**(11), 709–722. ISSN 0950-0618.
- [187] ZÁLESKÁ, M., PAVLÍKOVÁ, M., POKORNÝ, J., JANKOVSKÝ, O., PAVLÍK, Z. a ČERNÝ, R. Structural, mechanical and hygrothermal properties of lightweight concrete based on the application of waste plastics. *Construction and Building Materials*. 2018; **180**(8), 1–11. ISSN 0950-0618.
- [188] ZHANG, J., HUANG, Y., MA, G. a NENER, B. Mixture optimization for environmental, economical and mechanical objectives in silica fume concrete: a novel frame-work based on machine learning and a new meta-heuristic algorithm. *Resources, Conservation & Recycling*. 2021; **167**(4), 105395. ISSN 0921-3449.
- [189] ZHANG, X., SU, X., a HUANG, Z. Comparison of LCA on steel and concrete construction office buildings: a case study. V: *IAQVEC 2007: Proceedings of the sixth International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation and Energy Conservation in Buildings: sustainable built environment, Sendai International Centre, Sendai, Japonsko, 28.-31. října*. Sendai: Tohoku University press, 2007. ISBN 9784861630705.
- [190] ZHANG, X. a ZHANG, X. Sustainable design of reinforced concrete structural members using embodied carbon emission and cost optimization. *Journal of Building Engineering*. 2021; **44**(12), 102940. ISSN 2352-7102.
- [191] ZHU, X., ZI, G., LEE, W., KIM, S. a KONG, J. Probabilistic analysis of reinforcement corrosion due to the combined action of carbonation and chloride ingress in concrete. *Construction and Building Materials*. 2016; **124**(10), 667-680. ISSN 0950-0618.
- [192] ŽENÍŠEK, M., PEŠTA, J., TIPKA, M., KOČÍ, V. a HÁJEK, P. Optimization of RC structures in terms of cost and environmental impact - case study. *Sustainability*. 2020; **12**(20), 8532. ISSN 2071-1050.

Webové zdroje

- [193] *Cementárny a environmentální prohlášení o výrobku (EPD)* [online]. Výzkumný ústav maltovin Praha, 2015 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.vumo.cz/wp-content/uploads/2015/05/overeni-epd-svc-cr.pdf>
- [194] *CML-IA Characterisation Factors* [online] Institute of Environmental Sciences (CML), 2016 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>.
- [195] DVOŘÁK, K., DOLÁK, D. a HÁJKOVÁ, I. Srovnání konečných vlastností portlandských cementů vlivem druhu mletí. *TZB info* [online]. 2017; 5(19) [cit. 24.9.2021]. ISSN 1801-4399. Dostupné z: <https://stavba.tzb-info.cz/beton-malty-omitky/15310-srovnani-konecnych-vlastnosti-portlandskych-cementu-vlivem-druhu-mleti>
- [196] *Databáze EPD v ČR* [online]. CENIA, česká informační agentura životního prostředí © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.cenia.cz/spolecenska-odpovednost/epd/databaze-epd/>.
- [197] *Data o výrobě* [online]. Svaz výrobců cementu ČR [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.svcement.cz/data/data-2020/>.
- [198] *Emisní faktory při výrobě elektrické energie v ČR* [online] KONEKO marketing, spol. S. r. o. © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <http://emise.cz/uzitecne-podklady/aktualni-podklady/emisni-faktory-pri-vyrobe-elektricke-energie/>
- [199] *Envimat* [online] Envimat.cz, © 2010- 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <http://www.envimat.cz/>.
- [200] *Environmental product declaration of portland cement – Holcim* [online]. LCA studio© 2015 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <http://lcastudio.cz/dokumenty/EPD%20Holcim%20CEMENTY.pdf>
- [201] *EPD-EFC-20150091-IAG1-EN, Concrete admixtures – Plasticisers and Superplasticisers* [online]. European Federation of Concrete Admixtures Associations Ltd. (EFCA), Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU), 2015 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://epd-online.com/Download/7713>
- [202] *EPD Norge* [online] The Norwegian EPD Foundation, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.epd-norge.no> .
- [203] *Historická data – Ovzduší – Znečištění ovzduší na území České republiky* [online]. Český hydrometeorologický ústav, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/grafroc_CZ.html
- [204] *Historická data – Počasí – Změna klimatu – Základní informace* [online]. Český hydrometeorologický ústav, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty>
- [205] *Hodnota emisního faktoru CO₂ z výroby elektřiny za léta 2010-2019* [online] Ministerstvo průmyslu a obchodu, 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: https://www.mpo.cz/cz/energetika/statistika/elektrina-a-teplo/hodnota-emisniho-faktoru-co2-z-vyroby-elektriny-za-leta-2010_2019--258830/.
- [206] *Ökobaudat* [online] Oekobaudat.cz, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.oekobaudat.de>.
- [207] *PCR Library* [online] Environdec.com, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.environdec.com/pcr-library>
- [208] *Portlandské směsné cementy a portlandské cementy s vápencem* [online]. Výzkumný ústav maltovin Praha, 2015 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: https://www.vumo.cz/wp-content/uploads/2015/05/portlandske_smesne_cementy_a_portlandske_cementy_s_vapencem.pdf.

- [209] *Průzemní (troposférický) ozon* [online]. Český hydrometeorologický ústav, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/om/weather_links/Pocasi/Navody/Prizemni_ozon/text_ozon.htm
- [210] THE EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2007, B710vs6, s. 75-77* [online]. EEA © 2021 [cit. 24.9.2021]. ISBN 978-92-9167-972-0. Dostupné z: <https://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5>.
- [211] *The International EPD System* [online] Environdec.com, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: <https://www.environdec.com>.
- [212] *Zpráva o udržitelnosti* [online]. ArcelorMittal Ostrava, 2018 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: https://libertyostrava.cz/app/uploads/2019/12/Liberty_Zprava_o_udrzitelnosti_2018.pdf
- [213] *National greenhouse gas inventory report of the czech republic* [online]. Český hydrometeorologický ústav, © 2021 [cit. 24.9.2021]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/nis/NIR/CZE_NIR-2021-2019_UNFCCC_ISBN.pdf

Publikace se vztahem k disertační práci

1. HORÁKOVÁ, A., KOHOUTKOVÁ, A. a BROUKALOVÁ, I. Utilization of recycled and secondary materials in concrete production - LCA. V: fib International Conference on Concrete Sustainability, 8. – 10. září, Praha, 2021.
2. HORÁKOVÁ, A. Emise CO₂ z výroby železobetonových prvků – Citlivostní analýza. V: *Proceedings of PhD Workshop, Department of Concrete and Masonry Structures 2021. 10th PhD Workshop of the Department of Concrete and Masonry Structures, 21. května*. Praha: ČVUT FSv. Katedra betonových a zděných konstrukcí, 2021. ISBN 978-80-01-06842-7.
3. HORÁKOVÁ, A., KOHOUTKOVÁ, A. a BROUKALOVÁ, I. Karbonatace betonu a trvanlivost – pravděpodobnostní přístup. V: *Sborník ke konferenci 27. Betonářské dny, 2. prosince*. Praha: Česká betonářská společnost ČSSI, 2020. ISBN 978-80-907611-3-1.
4. HORÁKOVÁ, A. Matematické modely časového průběhu karbonatace. V: *Proceedings of PhD Workshop, Department of Concrete and Masonry Structures 2020. 9th PhD Workshop of the Department of Concrete and Masonry Structures 13. listopadu*. Praha: ČVUT FSv. Katedra betonových a zděných konstrukcí, 2020. ISBN 978-80-01-06774-1.
5. HORÁKOVÁ, A., BROUKALOVÁ, I. a KOHOUTKOVÁ, A. Choice of Sustainable and Durable Concrete Structure Using LCA. V: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. Central Europe towards Sustainable Building 2019 (CESB 2019), Praha, 2.- 4. července*. London: IOP Publishing, 2019. ISSN 1755-1315.
6. HORÁKOVÁ, A., BROUKALOVÁ, I., SCHREIBEROVÁ, H. a FLÁDR, J. Decrease of Cement Production Environmental Burden – LCA. V: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. Central Europe towards Sustainable Building 2019 (CESB 2019), Praha, 2.- 4. července*. London: IOP Publishing, 2019. 290. ISSN 1755-1315. DOI 10.1088/1755-1315/290/1/012048
7. HORÁKOVÁ, A. a NOVÁK, J. Utilization of recycled plastic for plastic-based concrete. V: *Fibre Concrete 2019. Praha, 17. – 20. září*. Bristol: IOP Publishing Ltd, 2019. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. ISSN 1757-899X.
8. HORÁKOVÁ, A. Utilization of recycled plastic in concrete production. In: *Proceedings of the 8th PhD Workshop of the Department of Concrete and Masonry Structures. 8th PhD Workshop of the Department of Concrete and Masonry Structures 2019, Praha, 31. května*. Praha: ČVUT FSv. Katedra betonových a zděných konstrukcí, 2019. ISBN 978-80-01-06574-7.
9. HORÁKOVÁ, A. Optimization of concrete structures in terms of durability and sustainable development. V: *PhD Workshop 2018 - CD. PhD Workshop 2018, Praha, 25. května*. Praha: ČVUT FSv. Katedra betonových a zděných konstrukcí, 2018. ISBN 978-80-01-06417-7.

10. HORÁKOVÁ, A., KOHOUTKOVÁ, A. a BROUKALOVÁ, I. Variant design of concrete structure in relation to durability of the structure and environmental impacts. V: *Proceedings of the 12th International fib PhD Symposium in Civil Engineering. 12th fib PhD Symposium in Civil Engineering, Praha, 29.- 31. srpna*. Praha: ČVUT v Praze, Fakulta stavební, 2018. fib PhD Symposia. ISBN 978-80-01-06401-6.
11. HORÁKOVÁ, A. a NOVÁK, J. Uplatnění plastového odpadu při výrobě betonu. V: *25. Betonářské dny. Praha, 21. – 22. listopadu*. Praha: Česká betonářská společnost ČSSI, 2018. ISBN 978-80-906759-6-4.
12. HORÁKOVÁ, A. Assessment of Reinforced Concrete Structures in Terms of Durability and Sustainable Development. V: *PhD Workshop 2017. Collection of Abstracts. PhD Workshop 2017, Praha, 26. května*. Praha: ČVUT FSv. Katedra betonových a zděných konstrukcí, 2017. S. 16-17. ISBN 978-80-01-06132-9.
13. HORÁKOVÁ, A., KOHOUTKOVÁ, A., BROUKALOVÁ, I. a VAŠKOVÁ, J. Sustainability and durability analysis of reinforced concrete structures. V: *Fibre Concrete 2017. Praha, 13. - 16. září*. Bristol: IOP Publishing Ltd, 2017. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. ISSN 1757-899X.
14. HORÁKOVÁ, A. *Hodnocení železobetonových konstrukcí z hlediska trvanlivosti a udržitelného rozvoje*. Praha: Datum obhajoby 14.2.2017. Diplomová práce. ČVUT FSv. Katedra betonových a zděných konstrukcí.