EKOHYDROLOGICKÝ MANAGEMENT MIKROSTRUKTUR MĚSTSKÉ KRAJINY

JAN KOPP, PAVEL RAŠKA A KOLEKTIV

Publikace je výstupem projektu TAČR TD03000343 „Ekohydrologický management mikrostruktur městské krajiny“, řešeného v letech 2016–2017.

T A

Č R

Autorský kolektiv:
RNDr. Jan Kopp, Ph.D., Západočeská univerzita v Plzni
(kap. 1, 2, 3.1, 3.2, 3.3, 3.7.2, 4.1, 4.2, 5.1, 6.2, 6.3, 6.4)
doc. Mgr. Pavel Raška, Ph.D., Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem
(kap. 3.3.4, 4.4, 6.1)
doc. RNDr. Miroslav Vysoudil, CSc., Univerzita Palackého v Olomouci
(kap. 3.7.3, 4.3)
doc. RNDr. Jiří Ježek, Ph.D., Západočeská univerzita v Plzni
(kap. 3.5, 3.6, 3.7.1)
Mgr. Martin Dolejš, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem
(kap. 2.2, 5.2, 6.1)
Ing. Tomáš Veith, Výzkumný ústav Silva Tarouca pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i.
(kap. 3.4)
Mgr. Jindřich Frajer, Ph.D., Univerzita Palackého v Olomouci
(kap. 2.2, 5.2.5)
doc. RNDr. Marie Novotná, Západočeská univerzita v Plzni
(kap. 5.2.5, 6.2)
Mgr. Eliška Hašová, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem
(kap. 5.2)

Vydala Západočeská univerzita v Plzni v roce 2017.

ISBN 978-80-261-0719-4

© Kopp, J., Raška, P. a kolektiv
Západočeská univerzita v Plzni

OBSAH

1 ÚVOD A CÍLE 5
1.1 Vývojové trendy péče o vodu ve městech 5
1.2 Role ekohydrologie v managementu měst 8
1.3 Cíle výzkumu a publikace 10
2 METODIKA ŘEŠENÍ 12
2.1 Rozbor problematiky ekohydrologického managementu měst 12
2.2 Metodika hodnocení mikrostruktur města a zpracování map 15
3 EKOHYDROLOGICKÝ MANAGEMENT MĚST 19
3.1 Ekohydrologické charakteristiky městské krajiny 19

atd. Obsah vygeneruji po proškrtání textu.

1 ÚVOD A CÍLE

1.1 Vývojové trendy péče o vodu ve městech

Hospodaření s vodou je jednou ze základních podmínek fungování lidských sídel. Sídelní vývoj je ve svých jednotlivých fázích doprovázen změnami v organizaci vodního hospodářství měst. Současný stav péče o vodu v našich městech je výsledkem historického vývoje, během kterého docházelo k postupným změnám potřeb jejich obyvatel, narůstaly požadavky na zabezpečení pitné vody, nakládání s odpadními vodami, protipovodňovou ochranu apod. Zároveň se zlepšovalo poznání funkce vody v městské krajině. Voda ve městech dnes není chápána pouze jako zdroj pro potřeby domácností a průmyslu, zdroj energie či povodňové riziko. Voda je vnímána jako látka, která má též funkce klimatotvorné, ekologické, urbanistické, hygienické, rekreační, sociální a kulturní (Obr. 1.1, Morison a Brown 2011, Kopp 2017). S technologickým pokrokem se vyvíjejí také pokročilejší nástroje péče o vodu. Základní důvody vodohospodářské péče jsou v našich městech prioritní také v současnosti, přičemž stále dochází k významné technologické modernizaci. Zlepšují se způsoby výroby pitné vody nebo čištění odpadních vod, rozvíjí se pokročilé plánování, monitorování a řízení provozu vodovodní a kanalizační infrastruktury je zapojováno do projektů Smart Cities.



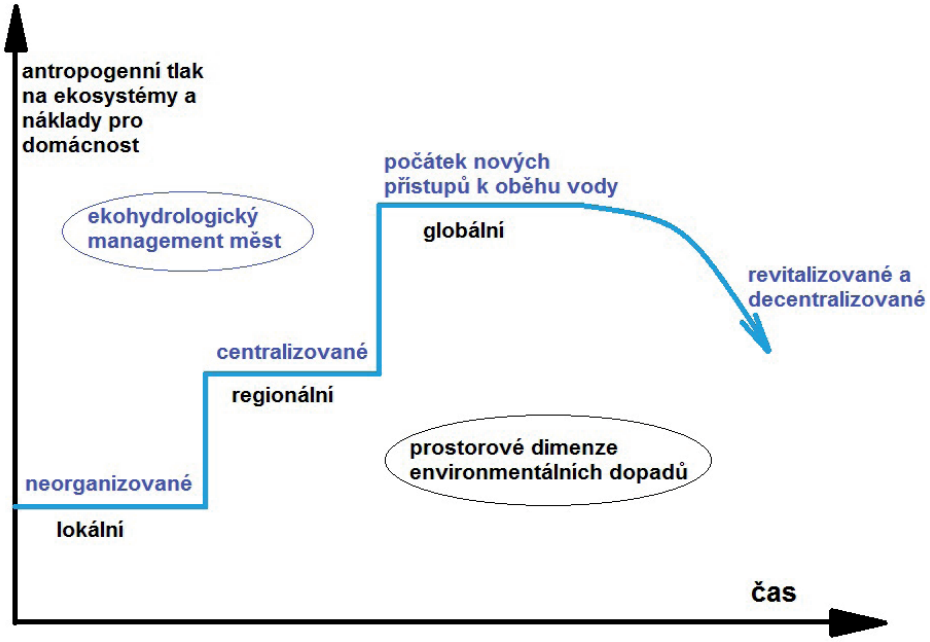
Obr. 1.1: Voda plní v městské krajině funkce klimatotvorné, urbanistické, sociální a kulturní. Zdroj: foto Jan Kopp

Ovšem v 21. století přicházejí další vodohospodářské výzvy (Wong 2013, Rygaard a kol., 2011). Vodní hospodářství současných měst tradičně vychází z plánování centralizovaného systému, který příliš nepočítá s možností využití vody v jednotlivých domech, blocích domů či čtvrtích (Elemer a Fraker 2012, Schmidt 2009). Přestože se decentralizace vodního hospodářství měst jeví jako neefektivní, existuje několik důvodů pro její podporu. Města se celosvětově snaží reagovat na měnící se klimatické podmínky v 21. století, a proto zavádějí nové přístupy k péči o vodu v urbanizované krajině, reagující na nerovnoměrný režim srážek (nedostatek vody nebo přívalové deště) a prohlubující se problém výskytu teplotních extrémů (nárůst počtu tropických dní apod.). V české praxi se nové přístupy prezentují pod zkratkou HDV – hospodaření s dešťovou vodou ve městech, přičemž vznikají nejen podrobné metodiky, ale postupně též potřebné legislativní úpravy (Vítek a kol. 2015). Důvody a význam zavádění nových systémů péče o vodu ve městech můžeme stručně shrnout do tří kategorií potřeb:

1. zadržet a efektivně využít dešťovou (srážkovou) vodu v místech, kam dopadá,
2. omezit zrychlený povrchový odtok do jednotného kanalizačního systému a jeho přetoky do vodních toků jako důsledek intenzivních srážek (Obr. 1.2),
3. podpořit výpar z vodních ploch, mokřadů a městské zeleně a tak snížit vliv přehřátých povrchů městské krajiny.



Obr. 1.2: Přetoky z dešťových oddělovačů ohrožují kvalitu vody v recipientech. Zdroj: foto Jan Kopp



Obr. 1.3: Systémové změny v přístupech k hospodaření s vodou ve městech. Zdroj: upraveno podle Howe a Mitchell (2012)

V obecné rovině můžeme současné snahy o změny ve vodním hospodářství měst vidět na úrovni aplikaci nových technologií (např. pěstování fasádové zeleně, recyklace vody v domácnostech), na úrovni organizační (např. budování vodohospodářsky decentralizovaných čtvrtí, organizační integrace tématu vody v městské správě) nebo na úrovni změny myšlení. Dosavadní centralizované systémy není třeba radikálně rušit a opouštět, ale je vhodné hledat podporu pro jejich restrukturalizaci postupným doplňováním o prvky decentralizovaného vodohospodářského managementu. Vývoj, současný stav a budoucí směřování orientačně ukazuje Obr. 1.3. Podle autorů tohoto ideového schématu a průkopníků nových koncepcí péče o vodu ve městech (Howe a Mitchell 2012) vedl dosavadní vývoj k nárůstu dopadů na ekosystémy městské krajiny, např. k degradaci urbanizovaných toků či zániku mokřadů a přirozené vegetace umožňující retenci vody a její výpar. Tyto problémy se dostávají na úroveň regionálních až globálních otázek životního prostředí. Současné trendy, zahrnované pod „nové vodní paradigma" (Kravčík a kol. 20007), tedy zavádění decentralizovaných a ekosystémových opatření, jsou prosazovány s vědomím, že se jedná o řešení globálních výzev v oblasti hospodaření s vodou v období reakce na změny klimatu. Pozitivně je proto třeba vnímat řadu mezinárodně propagovaných koncepcí hospodaření s vodou ve městech, spolupráci mezi městy i nadnárodní grantová témata pomáhající městům v přechodu k novému procesu. Prvotní fáze zavádění nových nástrojů ekohydrologického managementu se totiž nepochybně potýká s překážkami, jako je konzervativní myšlení, nejistota

a nedůvěra v zavádění nových opatření, nízká motivace obyvatel a podniků změnu nastartovat a v neposlední řadě to jsou vysoké investiční náklady (Ferguson a kol. 2013). Návratnost investic do nových nástrojů se zdá v nedohlednu, pokud počítáme benefity z nového systému hospodaření s vodou podle kritérií nezohledňujících všechny užitky. Významně proto může přispět ke změně motivace také rozvoj technik mimotržního oceňování přínosů ekosystémových opatření (WEF 2014). Budoucí vývoj přinese v našich městech zásadnější změny v přístupech k péči o vodu a opatření vedoucí k rehabilitaci oběhu vody v městské krajině, což se projeví lepší adaptací měst na klimatické změny, lepší schopností reagovat na extrémní události a také zvýšením kvality života ve městě s multifunkčním využitím vody (Kravčík a kol. 2007, Howe a Mitchell 2012, Pondělíček a Bízek a kol. 2016). V důsledku tak bude docházet ke snižování nákladů a ekonomickým úsporám. Je jinak bohužel pravdou, že vodohospodářské investice nejlépe oceňujeme v době likvidace škod po extrémních událostech, jako jsou povodně nebo sucha.

1.2 Role ekohydrologie v managementu měst

Narůstající potřeba řešit environmentální problémy spojené s vodním hospodářstvím a propojovat ekologické, resp. krajinně-ekologické metody výzkumu s metodami hydrologickými vedl koncem 20. století ke konstituování ekohydrologie (Zalewski 2000, Zalewski 2015). V rámci činnosti odborné skupiny V. etapy MHP UNESCO v letech 1996–2001 (IHP-V Project 2.3/2.4 on Ecohydrology) byla ekohydrologie vymezena jako vědecká podpora přechodu od popisné ekologie, normativní ochrany a silně inženýrsky orientované správy povodí k operační úrovni vodního hospodářství s prediktivním plánováním a trvale udržitelným využitím vodních ekosystémů (Zalewski, 2000). Podle pracovní definice stanovené v rámci projektu MHP je ekohydrologie (ecohydrology) věda o integraci hydrologických procesů a dynamiky živých organismů v měnícím se čase a prostoru (Zalewski a kol. 1997, Zalewski 2015). Zjednodušením této definice je vymezení ekohydrologie jako integrace ekologických a hydrologických vědních přístupů (Janauer 2000). Na přelomu století prezentovaná celospolečenská potřeba ekohydrologie vycházela z požadavku na zavádění nových přístupů k managementu povodí (Kopp 2002). V rámci pracovní skupiny MHP UNESCO byly též stanoveny základní ekohydrologické hypotézy (Zalewski a kol. 1997, Janauer 2000, Zalewski 2015). Ekohydrologie se také může chápat jako interdisciplinární pole výzkumu zaměřené na aplikaci hydrologických poznatků v krajinné ekologii (Pedroli 1990) nebo podobně jako odvětvová část krajinné ekologie, resp. geoekologie (Grešková 1996). V českém výzkumu se k ekohydrologii hlásí Matoušková (2003), která považuje ekohydrologický monitoring povodí za základ revitalizační studie povodí. Ekohydrologické studie se tradičně zaměřují na neurbanizovanou krajinu. V současné době však dochází k uplatňování ekohydrologických přístupů též v městské krajině. Hlavním

podnětem pro zavádění nových ekohydrologických nástrojů do managementu měst jsou na globální úrovni dopady změny klimatu (Farrelly a Brown 2011), které je vodné řešit s podporou ekosystémových funkcí modro-zelené infrastruktury měst. Ekohydrologické přístupy k managementu měst se projevují ve více vzájemně se prolínajících směrech, přičemž roste snaha o jejich integraci (Kopp 2015, 2016):

a) V oblasti „modré infrastruktury" se uplatňují ekohydrologické přístupy zejména v péči o vodní toky a stojaté vody v rezidenčních a rekreačních zónách měst (Jørgensen 2000), kdy je snahou snížit negativní vlivy urbanizace na povrchové vody a rozvíjet management nových vodních prvků v městské krajině, např. retenčních nádrží a umělých mokřadů. Ekohydrologické přístupy jsou používané k zmírnění „syndromu urbanizovaných toků" (Walsh 2000).

b) Ekohydrologická opatření se soustředí na nástroje hospodaření s dešťovou vodou (Wong 2013, Rygaard a kol. 2011, Vítek a kol. 2015). Cílem je zachycení vody v mikrostrukturách města, její využití podle kvality, podpora recyklace vody a posílení rekreační a sociální funkce vody v městské krajině. Lze přitom v omezených podmínkách uplatňovat opatření používaná v zemědělské krajině, např. průlehy, suché poldry či revitalizace vodních toků, které je nezbytné modifikovat do specifických podmínek urbanizované krajiny (Kazemia a kol. 2011, Woods-Ballard a kol. 2015). Důležité jsou v tomto ohledu ekohydrologické přístupy, které podporují provázanost vodohospodářských a ekosystémových funkcí zelené infrastruktury měst. Vhodně rozvíjené funkce městské zeleně pomáhají zvýšit retenční schopnost městské krajiny, omezit přímý odtok a snížit riziko splachu znečišťujících látek do recipientů. Zároveň ekohydrologické funkce zelené infrastruktury přispívají retencí vody, intercepcí (vlivem zachycení srážek na povrchu vegetace) a evapotranspirací k termoregulaci městského klimatu.

c) Ekohydrologický management v pokročilé fázi pomáhá koordinovat územní rozvoje měst, péči o veřejná prostranství a podporu privátních opatření tak, aby plochy byly využívány multifunkčně a zároveň bylo efektivně zajištěno využití vody již v mikrostrukturách města. Tyto přístupy jsou v souladu se strategiemi adaptace měst na změnu klimatu, protože decentralizované systémy oběhu vody podporují evapotranspiraci a tak zmírňují mikro- a mezoklimatické rozdíly v urbanizované krajině a zároveň vedou k omezení nedostatku vody pro spotřebu ve městě. Mezi nejlépe prezentované koncepce ekohydrologického managementu města patří australská koncepce Water sensitive urban design (Wong a Brown 2009, Morison a Brown 2011, Wong 2013) a britská koncepce Sustainable urban drainage systems (Woods-Ballard a kol. 2015). V domácím prostředí Česka jsou nejpodrobněji publikované koncepce hospodaření s dešťovou vodou, označované zkratkou HDV (Vítek a kol. 2015, Novotná a kol. 2015).

Ekohydrologie se v péči o vodu v městské krajině zaměřuje na několik oblastí (Wagner a Zalewski 2012):

1. monitoring hydrologických a ekologických procesů,
2. analýzu ekohydrologických vztahů v městské krajině,
3. rozvoj nových metod a aplikačních přístupů při řešení problémů,
4. vývoj systémových řešení.

Ekohydrologický výzkum zaměřený na praxi měst rozvíjí pracovní skupina odborníků v polské Lodzi (Wagner a Zalewski 2012, Zalewski 2015). Městské projekty podpořené ekohydrologickým výzkumem se v Lodzi soustředily na revitalizaci městských toků, budování modro-zelené infrastruktury města, využití odpadních vod pro výrobu bioenergie a rozvíjení spolupráce v rámci města napříč odbornými sektory, veřejností a podnikateli (Wagner a Zalewski 2012, Zalewski 2015). Jestliže byla na přelomu století ekohydrologie popisována jako interdiscplinární obor propojující technicky orientované vodní hospodářství s ekologickými směry péče o vodní prostředí, dnes můžeme ekoyhrologii vidět jako směr rozvíjející širší integraci oborů vodního hospodářství, hydrologie, ekologie, ekonomie, řízení a plánování, správy nemovitostí, výchovy a vzdělávání do moderního systému péče o vodu ve městech 21. století. Vycházíme-li z australského pohledu na „kontninuum vývoje měst" (Water by Design 2009, Howe, Mitchell 2012), jsou ekohydrologické přístupy součástí nejen čtvrté fáze (podpora revitalizace vodních toků ve městech), ale zejména přechodu k pokročilejším fázím s hlubším holistickým chápáním vody v městské krajině (Obr. 3.10). Je třeba zdůraznit, že se nejedná jen o zavádění nových prvků v systému hospodaření s vodou ve městě, ale také s tím související řízené změny organizační, legislativní, ekonomické, marketingové a vzdělávací, minimálně na úrovni města, případně povodí či na celostátní úrovni (Zalewski 2015). V tomto směru proto hovoříme o ekohydrologickém managementu území (Kopp 2016).

1.3 Cíle výzkumu a publikace

V současné době u nás existují metodické návody a příklady realizací ekosystémových a technických opatření, která zlepšují retenční schopnost městské krajiny, s pozitivním účinkem na teplotní režim měst a na eliminaci povrchového odtoku z přívalových srážek. Výzkumný projekt TAČR TD03000343 „Ekohydrologický management mikrostruktur městské krajiny", řešený v letech 2016–2017, se proto zaměřil na otázky spojené se zaváděním nových ekohydrologických přístupů do praxe českých měst. Cíle výzkumu jsme směřovali k podpoře plánovací praxe měst Plzně a Ústí nad Labem, měst, ve kterých působí naše odborná pracoviště. Obě řešená města, tak jako většina českých měst, s výjimkou Hradce Králové a Olomouce, nemají zpracované generely hospodaření se srážkovými vodami. Zároveň projevily příslušné úřady magistrátů Plzně a Ústí nad Labem zájem a podporu plánování nových přístupů hospodaření s dešťovou vodou. V Plzni umožní výsledky výzkumu rozvíjet „Adaptační strategii města Plzně s využitím ekosystémově založených přístupů" (Lorencová a kol. 2017).

V obou městech se mohou výsledky našeho výzkumu využít při naplňování nově koncipovaných strategií rozvoje a přípravě generelů hospodaření se srážkovými vodami. Cíle našeho výzkumu směřují k tomu, aby byla konkretizována prostorové lokalizace možných opatření ve městech a navrženy vhodné strategie ekohydrologického managementu měst. Hlavním cílem je vytvořit návrh ekohydrologického managementu mikrostruktur městské krajiny jako podporu územního plánování obou řešených měst. K tomu by měla přispět předkládaná publikace, spolu se specializovanými mapami, které pro obě města v rámci aplikovaného výzkumu vznikly. Analytickému zpracování geodat předcházela tvorba podrobného katalogu městských mikrostruktur (je dostupný v příloze publikace) a vznik geodatabáze městských mikrostruktur a jejich ekohydrologických vlastností. Specializované mapy s odborným obsahem, vypracované pro obě města, konkretizují a vizualizují výsledky výzkumu. Tyto mapy kartograficky vyjadřují:

a) vlastnosti vymezených městských mikrostruktur z hlediska potenciálu odtoku, infiltrace a evapotranspirace,
b) zonaci ekohydrologické kvality území města na základě nepřímo odvozených vlastností mikrostruktur (kvality odtékající vody a ekosystémových služeb),
c) kategorizaci území z hlediska ekohydrologické kvality a doporučenou lokalizaci zlepšujících opatření.

Publikace „Ekohydrologický management mikrostruktur městské krajiny" byla zpracována kolektivem autorů ze dvou geografických pracovišť Plzně a Ústí nad Labem se zapojením dalších externích spolupracovníků. Prvním cílem publikace je představit rozbor problematiky ekohydrologického managementu měst v kontextu světových trendů a prostředí českých měst. Druhým cílem je shrnout doporučené přístupy pro česká města, přičemž podrobněji vycházíme ze zkušeností z Plzně a Ústí nad Labem. Třetím cílem je představit metodický postup tvorby katalogu městských mikrostruktur a specializovaných ekohydrologických map, sloužících k hodnocení prostorové struktury měst a vymezení problémových lokalit z hlediska ekohydrologické kvality. Předpokládáme využití publikace pro lepší porozumění vývoje a současného stavu ekohydrologického managementu českých měst, zejména pro potřeby institucí, které se zabývají strategickým a územním plánováním. Metodická část publikace pak může posloužit jako návod ke zpracování podobných specializovaných map jiných měst, upravených podle dostupnosti jejich datových podkladů a potřeb konkrétních plánů nebo generelů. Výstupy vytvořené podle publikovaného metodického postupu mohou být nejen podkladem pro městské plánování, ale také posloužit jako detailně zpracovaná vstupní data do modelování odtokového procesu ve městech nebo zdroj informací sloužící k motivaci zavádět nová opatření do praxe.

Budeme velmi rádi, když publikace splní uvedená očekávání a přispěje tak k rozvoji nových koncepcí pro lepší hospodaření s dešťovými vodami v našich městech.

2 METODIKA ŘEŠENÍ

Struktura publikace odráží dílčí metodické fáze aplikovaného výzkumu. Vlastní metodický postup řešení je možné rozdělit na jednotlivé navazující a navzájem se doplňující kroky. V této kapitole bude představen základní rámec metodického postupu. Jednotlivé dílčí kroky řešení budou dále podrobněji vysvětleny v příslušných kapitolách publikace.

2.1 Rozbor problematiky ekohydrologického managementu měst

V první fázi řešení byla věnována pozornost rešerši problematiky ekohydrologie měst. S ohledem na cílovou specializovanou mapu potenciálu území z hlediska odtoku, infiltrace a evapotranspirace, bylo třeba podrobněji studovat otázky hydrologické bilance ploch ve městě. V rámci rozboru ekohydrologických charakteristik městské krajiny (kapitola 3.1) jsme diskutovali vliv jednotlivých faktorů na stanovení hydrologické bilance v městské a příměstské krajině ve vazbě na strukturu krajinného pokryvu. V rozboru byla dále provedena rešerše ekohydrologických koncepcí měst, publikovaných ve světové literatuře (kapitoly 3.2 a 3.3). Ekohydrologické přístupy v pokročilé fázi managementu koordinují územní rozvoj měst, včetně výstavby, péče o veřejná prostranství a podporu privátních opatření tak, aby plochy byly využívány multifunkčně a bylo zajištěno využití vody již v mikrostrukturách města. V rozboru vycházíme z nejvíce citovaných koncepcí ekohydrologického managementu měst – z australské koncepce Water sensitive urban design (Wong a Brown 2009, Morison a Brown 2011, Howe a Mitchell 2012, Wong 2013) a z britské koncepce Sustainable drainage systems (Woods-Ballard a kol. 2015). Zároveň byly zahraniční zkušenosti uvedeny do kontextu českého prostředí, domácích metodik a legislativy. Pro domácím prostředí Česka jsme vycházeli z publikovaných metodik koncepcí hospodaření s dešťovou vodou označovaných zkratkou HDV. Naše publikace si naklade za cíl poskytnout podrobný manuál k zavádění opatření hospodaření s vodou do praxe. Zde je vhodnější přímo odkazovat na podrobnější publikace, orientované na legislativou vymezené postupy (Vítek a kol. 2015, Novotná a kol. 2015). V rozboru jsme se více soustředili na výběr nástrojů a opatření ve vazbě na kategorii typu využití ploch ve městě, a to i s ohledem na další zpracování území obou zájmových měst. Podle našich zkušeností z diskusí s městskými organizacemi, je v praxi důležité posuzovat všechny aspekty rozšiřování zelené infrastruktury (např. zelených střech a fasád). Podrobněji jsme se proto v rozboru soustředili na podmínky zavádění nových prvků zeleně do praxe, např. s ohledem na stanoviště, potřebu zálivky a vliv na hydrologickou či energetickou bilanci ploch (kapitola 3.4).

Strategické přístupy k plánování nových nástrojů ekohydrologického managementu vycházejí z procesu adaptace měst na klimatické změny. Bylo provedeno dotazování

představitelů obcí a měst v ČR v létě 2017 (679 respondentů), které mělo za cíl zjistit významnost tématu adaptace na klimatickou změnu pro přestavitele samospráv. Členové autorského kolektivu se podle své specializace zúčastnili odborných konferencí, workshopů či expertního projednávání strategií měst zaměřených na adaptaci na změny klimatu, hospodaření se srážkovými vodami, podporu zelené infrastruktury, politiku strategického a územního plánování a související ekonomické otázky v praxi měst. Jako nejvýznamnější v tomto směru bylo zapojení do workshopů a konferencí projektu „UrbanAdapt – Rozvoj strategií přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách měst s využitím ekosystémově založených přístupů k adaptacím", ve kterém se účastnilo i město Plzeň. Výstupy z uvedeného projektu, zejména „Adaptační strategie Plzně s využitím ekosystémově založených přístupů" (Lorencová a kol. 2017), jsou koncepční dokumenty, na které mohou výsledky našeho výzkumu navazovat. Vzhledem k motivačnímu významu adaptačních strategií pro plánování měst jim věnujeme pozornost v kapitole 3.5.



Obr. 2.1: Bavorské zkušenosti s provozem vegetačních střech byly konzultovány v Erlangenu, exkurze Nadačního fondu Zelený poklad. Zdroj: foto Jan Kopp

Strategické a územní plánování přináší možnosti implementace nových opatření pro lepší hospodaření s vodou ve městech. Z jejich rozboru (kapitola 3.6) vychází následný návrh pro plánovací praxi našich měst. Vycházíme přitom také ze zkušeností z projektu TAČR TD020323 „Strategické plánování obcí, měst a regionů: výzvy, problémy, možnosti řešení", řešeného v letech 2014–2015. Přístupy k ekohydrologickému

managementu byly konzultovány např. se zástupci měst a odborníků z Olomouce, Ostravy, Prahy, Trnavy, Vídně, Grazu, Würzburgu, Erlangenu (Obr. 2.1), ale i menších měst jako např. Bíliny a Náchoda. Podrobně byly diskutovány zkušenosti s adaptacemi na klimatické změny a zaváděním zelené infrastruktury v USA s prof. Mikem Kohoutem z California State University, San Bernardino. Vybrané zkušenosti z praxe zavádění ekohydrologických opatření ve městech prezentujeme v samostatné části rozboru (kapitola 3.7).

V další části metodického postupu jsme se zaměřili na studium podmínek v zájmových městech. Aktuální stav managementu měst byl hodnocen s využitím zkušeností autorů z procesů strategického plánování. Pro posouzení úrovně ekohydrologického managementu města Plzně byla použita komparace s vývojovým systémem města podle koncepce Water sensitive cities (Howe a Mitchell 2012, Wong a Brown 2009). Základní ekohydrologické charakteristiky měst Plzně (kapitola 4.1) a Ústí nad Labem (kapitola 4.4) byly sestaveny na základě výsledků předchozích výzkumů autorů, rozborem dostupné plánovací dokumentace a dalších zdrojů informací o ekohydrologickém stavu městské krajiny. Přestože se jedná o generalizované pohledy, staly se východiskem pro další metodický postup v analytické části, protože se mimo jiné ukázaly rozdíly v obou městech. Tyto rozdíly jsou nejen z hlediska přírodních, socioekonomických a urbanistických poměrů, ale také z pohledu přístupu obou měst k ekohydrologickému managementu v rovině plánování nebo správy městských geodat. Obecně se většina našich měst při zavádění nových opatření hospodaření s dešťovou vodou potýká s nedostatkem informací z monitoringu území. Pozornost byla proto zaměřena také na posílení monitoringu na území města Plzně. V rámci aplikovaného výzkumu byly vybrány a pořízeny 3 měřící sestavy H40(G)-TSH22 Fiedler pro měření výšky hladiny. Finální výběr tří umístění hladinoměrů jsme provedli terénním šetřením a posouzením hydrologických, majetkových a technických omezení instalace tak, abychom monitoringem mohli sledovat chování objektů různé velikosti (elementární plochy, mikrostruktury města, povodí) v reakci na jednotlivé srážkové události. Stavem hydrologického monitoringu a poznatky zjištěnými monitoringem hladin vybraných objektů v roce 2017 se zabývá kapitola 4.2.

Souvislosti mezi teplotním režimem a charakterem ploch jednotlivých mikrostruktur městské krajiny jsme ověřovali jednorázovým termálním monitoringem vybraných lokalit v Plzni (kapitola 4.3). Měření byla realizována ve dnech s radiačním režimem počasí, který umožňuje vznik výrazných rozdílů mezi povrchovými teplotami jednotlivých typů aktivních povrchů. Měření termální kamerou Fluke Ti55 probíhala v pozdních poledních, odpoledních a případně také v pozdních večerních hodinách. Každý záznam pořízen současně v tepelném infračerveném i viditelném spektru, přičemž bylo třeba nastavit hodnotu teploty pozadí a rovněž emisivity pro různé typy aktivního povrchu. Všechny termozáznamy byly zpracovány v programu SmartViewTM ver. 3.11.26.0.

2.2 Metodika hodnocení mikrostruktur města a zpracování map

V úvodní fázi proběhla podrobná rešerše studované problematiky zaměřená na koncepční i technické přístupy k zonaci městské krajiny pro potřeby ekohydrologického managementu a dále na procesy zavádění ekohydrologických opatření v kontextu praxe územního plánování měst.

V kontextu cílů aplikovaného výzkumu byla navržena dvouúrovňová kategorizace územních jednotek městské krajiny. Byl zpracován katalog územních jednotek městské krajiny, ve kterém rozlišujeme (1) elementární plochy s homogenním typem pokryvu a (2) mikrostruktury městské krajiny – územní jednotky typické skladby elementárních ploch a převládajícího funkčního využití dle kategorií územního plánu. Klíčovým krokem metodického postupu vedoucího k tvorbě specializovaných map byla parametrizace kategorií městských mikrostruktur a elementárních ploch. Proto jsme provedli detailní rozbor dostupných možností parametrizace, který vyústil v tvorbu katalogu městských mikrostruktur (kapitola 5.1). Dále byly parametry zpracované v katalogu využity jako atributové hodnoty územních jednotek pro generování specializovaných map.

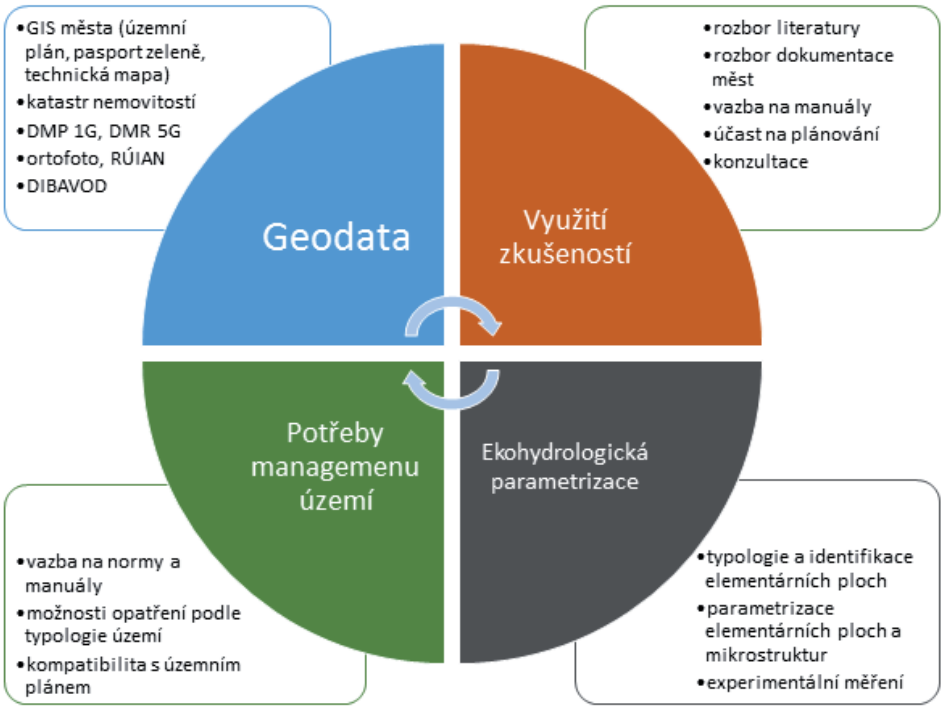
Při tvorbě katalogu městských mikrostruktur bylo třeba zohlednit několik klíčových aspektů (Obr. 2.2, Kopp a kol. 2016):

(1) V maximální míře bylo žádoucí využít již existujících geodat pro zájmová území. Byla využita vhodná data poskytnutá pro účely projektu správou měst (např. funkční využití ploch podle územního plánu, administrativní hranice urbanistických obvodů, plochy katastru nemovitostí, pasport zeleně, ortofoto, technická mapa) a zároveň přihlédnuto k tomu, že se sady dostupných geodat pro obě města liší. Z toho vyplynuly i individuální potřeby obou částí týmu na doplnění datových souborů. Pro potřeby výzkumu byla nakoupena data digitálního modelu reliéfu 5. generace (DMR 5G), digitálního modelu povrchu 1. generace (DMP 1G) a ortofotosnímky. Dále byla zpracována volně dostupná data katastru nemovitostí a registru územní identifikace adres a nemovitostí.

(2) Důležitým krokem postupu byl rozbor odborných studií a manuálů pro aplikaci ekohydrologických opatření. Pro potřeby praxe existují v České republice digitální mapy sloužící k navrhování péče o vodu v krajině (portál http://www.vodavkrajine.cz/). Ovšem jejich využití pro města je omezené na území mimo zástavbu. V našem řešení jsme se proto soustředili především na stanovení vlastností zastavěného území měst. Kategorizaci území a návrh opatření přírodě blízkého hospodaření na zemědělské nebo lesní půdě najdou uživatelé ve výstupech zmíněných projektů MŽP a VÚMOP. Pro aplikaci opatření ve městech je možné využít digitálně poskytovanou Mapu potenciálního vsaku (potenciální infiltrace) území (Novotná a kol. 2015).

(3) Ekohydrologické parametry přiřazené typům elementárních ploch a kategoriím mikrostruktur jsme využili jako základ ekohydrologického ohodnocení celého území měst. Vybrané ekohydrologické parametry byly stanoveny na základě komparace zahraničních metodik a domácích norem a standardů. Některé parametry ekohydrologických vlastností jsou vhodnější pro typy elementárních ploch, např. míry odtoku, infiltrace, evapotranspirace, potenciálního znečištění vod. Na úrovni městských mikrostruktur se lépe uplatňují parametry či kategorie spojené s doporučeným managementem (např. Biotope Area Factor).

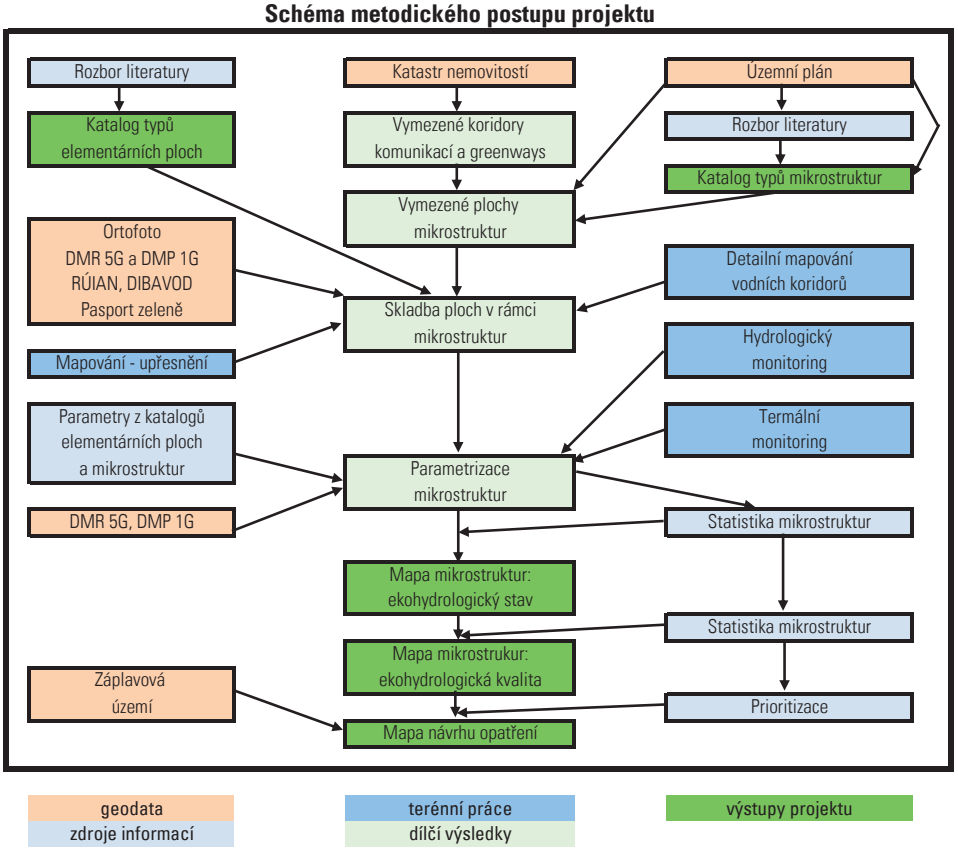
(4) Aby byly výstupy co nejlépe uplatnitelné v praxi plánování měst, zohledňuje postup vazby na územní plánování a další procesy řízení města. V katalogu městských mikrostruktur proto uvádíme základní návrhy směřování ekohydrologického managementu.



Obr. 2.2 Východiska tvorby katalogu mikrostruktur městské krajiny a zpracování map. Zdroj: vlastní zpracování (Kopp a kol. 2016)

Důležitým krokem výzkumu bylo stanovení metodického postupu zpracování geodat, směřujícího k finální tvorbě specializovaných map podle cílů výzkumu. V právní fázi proběhlo testování postupu zpracování geodat s využitím software ESRI ArcGIS 10.3. Analytické práce primárně řešily segmentaci území do dílčích funkčních celků (mikrostruktur města), kdy jednotlivé plochy byly děleny uliční sítí a sítí vodotečí. Vedle segmentace těchto struktur byl společně definován klíč k rozdělení uliční sítě

na samostatné segmenty. Při zpracování byla testována možnost manuální vektorizace ploch s výběrovým ověřováním skutečného stavu v terénu. Postup ukázal mimo jiné vliv časového pořízení ortofotosnímků a náročnost zpracování v předpokládaném rozsahu větších území měst (Hašová 2017). Automatizace zpracování elementárních ploch byla nutná i s ohledem na rozsah území. Například plocha administrativního území Plzně činí 137,65 km^2 a v katastru nemovitostí je 102 630 parcel, přičemž mnohé z nich nemají jednotný nebo správně evidovaný druh využití. Souběžně s prací na semi-automatickém členění území proto proběhla neřízená automatická klasifikace ortofotosnímků pro účely kvantifikace podílů tříd krajinného pokryvu měst. Výstupy krajinného pokryvu sloužily v dalším kroku jako podklad pro identifikaci elementárních ploch (mozaika elementárních ploch tvoří mikrostrukturu). Schematicky je postup zpracování dat od tvorby katalogu mikrostruktur přes vymezení mikrostruktur a určení jejich skladby elementárních ploch až po tvorbu specializovaných map znázorněn na Obr. 2.3. Podrobně je celý postup zpracování geodat, jejich analýzy a generování výsledných map popsán v kapitole 5.2. Uvedený postup může sloužit i jako návod pro zpracování obdobných map v jiných městech.



Obr. 2.3: Schéma metodického postupu. Zdroj: vlastní zpracování

Závěry práce jsme zpracovali na základě provedených rozborů problematiky ekohydrologického managementu měst, znalosti vývoje a současného stavu Plzně a Ústí nad Labem, včetně přehledu současné organizace správy měst a jejich plánovací dokumentace, dále s využitím získaných poznatků z monitoringu vybraných lokalit města Plzně a také se zohledněním prostorových informací ze specializovaných map. Závěry práce jsou rozděleny na komentář k využití vlastních specializovaných map (kapitola 6.1) a doporučení pro ekohydrologický management měst (kapitola 6.2). Tyto závěry jsou cíleny nejen na potřeby modelových měst Plzně a Ústí nad Labem, ale také je možné je využít na podporu rozvoje ekohydrologického managementu dalších českých měst.

3 EKOHYDROLOGICKÝ MANAGEMENT MĚST

3.1 Ekohydrologické charakteristiky městské krajiny

Urbanizace patří podle Antropa (2004) spolu s globalizací a environmentálními katastrofickými událostmi mezi základní hybné síly vývoje krajiny v Evropě. Vývoj sídelní struktury směřující urbanizací ke koncentraci společenských aktivit do městských aglomerací měl zásadní vliv na přeměnu kulturní krajiny. Území městských aglomerací, zahrnující městskou a příměstskou krajinu, představuje stále významnější část povrchu Země.

Městská a příměstská krajina jsou vymezeny v klasickém díle krajinné ekologie (Forman a Godron 1993) jako jeden ze základních krajinných typů, lišících se gradientem úprav krajiny člověkem. Přeměna krajiny graduje v posloupnosti krajin: přírodní – obhospodařovaná – obdělávaná – příměstská – městská. Transformace přírodní krajiny na krajinu městskou má řadu aspektů společenských a ekologických, jejichž studiu se věnují samostatné obory jako např. sociologie města, urbanismus a městské plánování, ekologie měst, klimatologie měst a hydrologie měst.

Také v Česku se pozornost vodního hospodářství a hydrologie obrací k městské krajině, protože rozloha urbanizovaných území (5000 km^2 v ČR) dnes tvoří významnou část jednotlivých povodí a tedy významně ovlivňuje jejich hydrologickou bilanci. V městské krajině je výrazně jiná krajinná struktura, s jiným uspořádáním a velmi odlišným složením krajinného pokryvu, než v krajině přírodní nebo zemědělské. Výrazný podíl území měst tvoří umělé povrchy, jejichž vlastnosti ovlivňují oběh vody z pohledu kvantitativního i kvalitativního, což v důsledku přináší řadu negativních dopadů na život obyvatel měst (Obr. 3.1).

Městské krajiny je možné z hlediska ekohydrologického charakterizovat několika zásadními, navzájem propojenými problémovými znaky:

A – Zvýšení povrchového odtoku a snížení infiltrace

Velký podíl nepropustných či polopropustných povrchů omezuje infiltraci srážkové vody a tedy zásadně upřednostňuje povrchový odtok nad ostatními složkami hydrologické bilance. To má tři negativní důsledky pro území města – nedostatek vody potřebné v půdě pro vegetaci a výpar, snižování zásob podzemní vody a problémy spojené s bleskovými povodněmi a zatopením ploch ve městě.

B – Snížení evapotranspirace

Nedostatek vegetace, a proto i málo přirozeně dostupné vody pro fyziologický výpar (transpiraci), snižuje význam evapotranspirace v krajině a zároveň omezuje její přirozenou termoregulaci.

C – Zhoršení kvality vody

Zastoupení ploch s umělým povrchem ovlivňuje kvalitu odtékající vody vlivem

kontaktu s materiálem (např. křemík z betonových ploch, zinek a měď z kovových střech) a dále v souvislosti s užíváním a údržbou ploch vzniká například znečištění minerálními oleji nebo ropnými uhlovodíky.



1 Modrozelená střecha – retence dešťové vody a ochlazování výparem
2 Extenzivní zelená střecha – nižší účinnost chlazení, pokud není zavlažována
3 Konvenční střecha – výrazněji se přehřívá, přispívá i teplo z vnitřních prostor
4 Zelená fasáda – omezuje přehřátí povrchu
5 Světlá fasáda – nižší zahřívání povrchu
6 Klimatizační zařízení – tepelné emise
7 Tmavá fasáda – přehřívá se a vyzařuje teplo do okolí
8 Sklep, podzemní garáže – zatopení při intenzivních deštích
9 Bezbariérový vstup – zatopení při intenzivních deštích
10 Uliční prostor – přehřáté ulice s tmavým povrchem bez zastínění
11 Záplavy ve městě – následek intenzivních dešťů
12 Infrastruktura – zatopení při intenzivních deštích
13 Zelené plochy – zastínění a ochlazování výparem
14 Nezavlažované plochy zeleně s omezeným vsakováním a nižším výparem
15 Městská zeleň na rostlém povrchu – funkční vsakování a výpar
16 Jednotná kanalizace – smíšené dešťové vody a komunální odpadní vody
17 Dešťový oddělovač jednotné kanalizace
18 Přetok jednotné (smíšené) kanalizace – znečištění povrchových vod

Obr. 3.1: Změny hydrologických poměrů a energetické bilance městské krajiny. Zdroj: ilustrace Václav Čubr, podle Faltermaier a kol. 2016

D – Čerpání a převod vody z jiných částí povodí

Koncentrovaná potřeba vody pro obyvatele a další vodohospodářské potřeby (např. průmysl, rekreaci, zavlažování zeleně apod.) vede k nutnosti zásobování měst vodou ze zdrojů ležících v částech povodí mimo vlastní území měst.

E – Koncentrace odtoku do centrálního kanalizačního systému

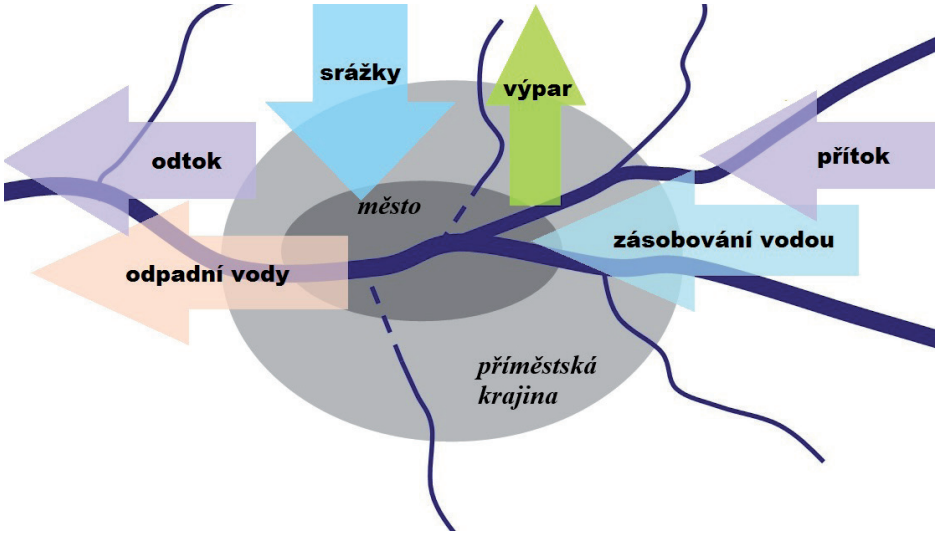
Použitá voda z území konvenčně vodohospodářsky budovaných měst odtéká kanalizačními systémy přes čistírny odpadních vod do vodních toků. Kanalizace našich měst však většinou odvádí současně též vodu srážkovou. Přirozený odtok ze zastavěného území města do nejbližších místních vodních toků k místní erozní bázi je proto velmi redukován. Smíšené kanalizační soustavy naopak koncentrují veškerou použitou i nevyužitou srážkovou vodou do jediného uzle – čistírny odpadních vod.

F – Přetoky z dešťových oddělovačů do místních recipientů

Dalším důsledkem tradičního uspořádání kanalizační infrastruktury jsou problémy při přívalových srážkách, kdy kapacita umělých odtokových systémů nedostačuje. Při přívalových srážkách proto dochází k lokálnímu zatopení ploch ve městě a rychlé koncentraci odtoku do přeplněných kanalizačních sběračů. Z nich přebývající voda, obohacená o znečištění z povrchu městských ploch či usazeniny z kanalizačního potrubí, volně odtéká dešťovými oddělovači do nejbližších vodních toků.

G – Degradace říčních a potočních koridorů

Vodní toky na území měst byly často přeměněny na otevřené nebo zatrubněné kanály z důvodů protipovodňové ochrany, urbanistických změn a zanedbané péče o pozemky v jejich okolí. Mezi základní znaky vodních toků v městské krajině patří například změny v odtokovém režimu se zvýšením rizika povodní, dále vyšší obsah živin, těžkých kovů a toxických látek, vyšší teplota či změny morfologie koryta. Tyto charakteristiky jsou v odborné literatuře popisovány termínem „syndrom urbanizovaných toků" (Walsh 2000, Komínková a kol. 2007). Důsledkem pro vodní ekosystémy je např. úbytek druhů organismů, nárůst eutrofních řas nebo výskyt toxických látek v potravních řetězcích.



Obr. 3.2: Schéma základních hydrologických prvků městské a příměstské krajiny. Zdroj: vlastní zpracování

Pro analýzu území městských aglomerací nebo měst v rámci jejich administrativních hranic je nutné z pohledu krajinné ekologie vnímat, že je objektem studia nejen jádrové, zastavěné území (městská krajina), ale též navazující příměstská krajina. Tyto dvě kategorie nemá smysl jednoduše oddělovat, např. vymezením intravilánu sídel, protože se navzájem ovlivňují. Z ekohydrologického pohledu je příměstská krajina často zdrojové území vody pro město, územím s vyšší koncentrací přírodě blízkých vodních biotopů a také území pro retenci vody mimo zástavbu případně místo likvidace, resp. separace znečištěné vody z města (Kopp 2012a, Obr. 3.2). Pokud budeme vycházet z přirozených podmínek odtoku v krajině (pre-development hydrology, Bolger a kol. 2011, Cizek a Hunt 2013), leží ve většině případů část povodí městských toků v příměstské krajině (a u větších povodí i v krajině zemědělské). Hydrologické modely používané pro simulaci srážko-odtokových podmínek v generelech odtokových poměrů měst se většinou soustředí na menší povodí

v příměstské krajině, s přechodem do území kompaktní zástavby (Suchánek a kol. 2010). Modelování velkých povodí, ležících z větší části rozlohou mimo urbanizované území, není pro studium hydrologie měst zásadní. Modelování naopak velmi malých povodí, ležících pouze v zástavbě, se potýká s nedostatkem měřených dat a zejména komplikovaným vztahem k umělému odvodnění – přirozené hydrologické vztahy v urbanizovaném území již téměř neexistují.

Tab. 3.1: Charakteristiky přechodu mezi příměstskou a městskou krajinou a související ekohydrologické znaky.

Charakteristiky příměstské krajiny	**Ekohydrologické znaky kontinua mezi příměstskou krajinou a městem**
rostoucí míra antropogenního tlaku na krajinu	zvýšení antropogenních úprav vodních toků, zvyšování přímého odtoku, nárůst znečištění, pokles funkčnosti vodních biokoridorů
mozaikovitá a makroheterogenní struktura	velký rozptyl ekohydrologické kvality na okrajích měst, heterogenita typů vodních ploch, heterogenita zdrojů znečištění a změny jeho složení
plochy typických příměstských funkcí	specifické zdroje znečištění na okraji měst, umístění vodáren a čistíren odpadních vod
vysoká hustota liniových koridorů	vysoký počet křížení vodních biokoridorů s komunikacemi roste směrem k městskému uličnímu systému
změny přírodních toků látek a energií	přerušení toků povrchových a podzemních vod, propojení technického, vodohospodářského a přírodního hydrologického cyklu s přechodem k dominanci technického cyklu
zvyšování hustoty osídlení	růst potřeby vody a vybaveností infrastrukturou

Zdroj: upraveno podle Kopp 2012a a dalších zdrojů uvedených v textu

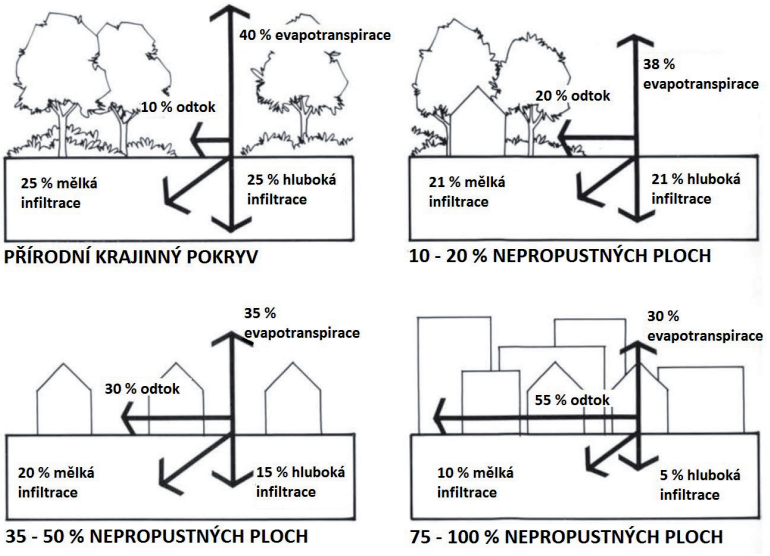
Pokud jsme uvedli základní ekohydrologické znaky městské krajiny, musíme vnímat, že intenzita uvedených jevů většinou narůstá při přechodu z příměstské krajiny do vlastního města. Na základě dosavadních výzkumů ekohydrologie příměstských krajin v zahraničí (Antrop a Eetvelde 2000, Bourakovsky 2007 Brezonik a Stadelmann 2002, Burns a kol. 2005) či v Česku (Kopp 2004, Kopp 2012a, Kopp a kol. 2015, Kretová a Nováková 2006) můžeme představit následující přehled ekohydrologických znaků, které buď ovlivňují okrajová území městské krajiny, nebo gradují směrem od příměstské krajiny k jádrové městské krajině (Tab. 3.1).

3.1.1 Hydrologická bilance ploch městské krajiny

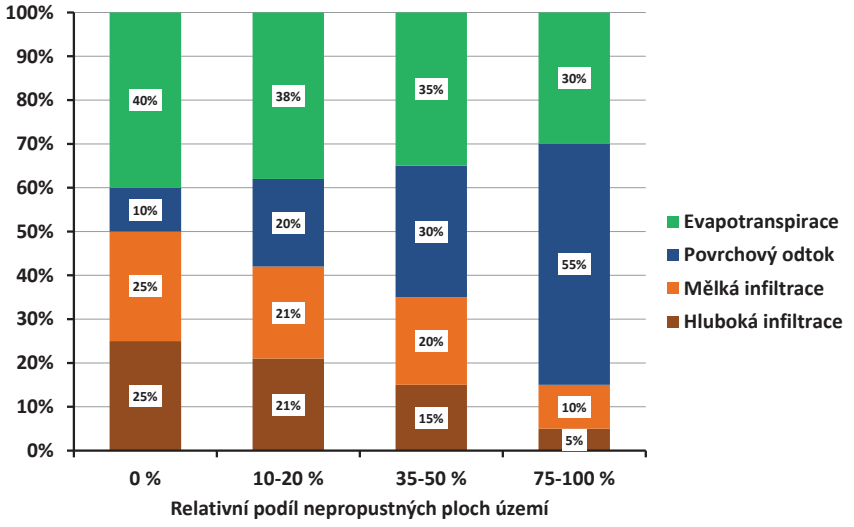
Společným jmenovatelem většiny uvedených ekohydrologických problémů je struktura ploch v městské krajině s důsledkem na kvantitativní a kvalitativní aspekty bilance oběhu vody. Základní schéma změny hydrologické bilance se schematicky odvozuje od podílu nepropustných ploch v městské krajině. Podle často citovaného modelu (Livingston a McCarron 1992, Environmental Protection Agency 1993, Arnold a Gibbons 1996, Vítek a kol. 2015, Frank 2013) dochází vlivem urbanizace k významnému nárůstu povrchového odtoku a zároveň ke snižování infiltrace a omezení evapotranspirace. Podle uvedených zdrojů v zalesněné krajině přímo povrchově odtéká přibližně 10 % srážkové vody, ale v městské krajině se tento podíl zvyšuje až na 55 %. Nepropustné povrchy omezují infiltraci srážkové vody, takže v urbanizovaném povodí klesá podíl vsakující se vody z 50 % až na 15 % srážkové dotace. Ve městské krajině potom chybí voda v půdě (omezení pro potřeby transpirace rostlin a evaporaci) a také v hlubších zásobách podzemních vod. Popisované důsledky nepropustných povrchů napojených na centrální kanalizační systém měst lze doložit poklesem hladiny podzemních vod také v podmínkách našich měst. Modelová studie vývoje městské a příměstské krajiny a nárůstu nepropustných ploch na monitorovaném území severního okraje Prahy (na katastrech Ďáblic, Třeboradic, Čakovic a Letňan) ukázala, že se v posledních čtyřiceti letech snížila hladina podzemních vod o 0,4 metru (Frank 2013). Mezi příčinnými faktory bylo identifikováno zvýšení zastavěných ploch a také nárůst frekvence intenzivních dešťů. Nerovnoměrný přísun srážek omezuje možnosti vsakování vody (Frank 2013).

Hydrologická bilance městské krajiny je též charakteristická omezením množství vody, které se může z městských ploch vypařovat. Zatímco v přírodní zalesněné krajině se podle klasických schémat výše citovaných zdrojů ve výparu uplatní nejméně 40 % srážkové vody, v urbanizovaném prostředí s malým podílem propustných povrchů a nedostatkem vegetace se výpar redukuje pod 30 % vody ze srážek (Livingston a McCarron 1992). Z toho jednoznačně vyplývá nejen nutnost omezit podíl nepropustných ploch, ale také potřeba podpořit klíčové hydrologické funkce městské zeleně. Městská zeleň (cíleně pěstovaná i zeleň „městské divočiny" na sukcesních plochách) dešťovou vodu nejprve zadrží na svých listech procesem intercepce a dále umožňuje vsakování, zpomaluje odtok a především vydatně podporuje evapotranspiraci. Evapotranspirace je nezbytná pro udržení vody v lokálním oběhu a také pro termoregulaci prostředí. Sluneční energie, která se využije na proces výparu vody z trávníků, keřů a stromů se potom nepřeměňuje na nežádoucí teplo, ale je využita na evapotranspiraci. Prostřednictvím ovlivnění hydrologické bilance městské krajiny proto ovlivňujme i její energetickou bilanci. Řešení ekohydrologických otázek se tak v praxi významně propojuje s přístupy k omezení dopadů klimatických změn ve městech, zejména při řešení problémů tzv. městského tepelného ostrova (UHI – Urban Heat Island, Pondělíček a Bízek 2016, Berlin Senate for Urban Development 2010).

K analýze hydrologické bilance městské krajiny je možné přistupovat různými přístupy. Klasické schéma vlivu gradujícího vlivu nepropustných ploch (Obr. 3.3, Obr. 3.4), opakovaně citované v metodikách (Environmental Protection Agency 1993, Arnold a Gibbons 1996, Frank 2013, Vítek a kol. 2015), vychází pravděpodobně z metodik na eliminaci dopadu přívalových srážek v USA. V publikaci pro potřeby na území Floridy (Livingston a McCarron 1992) je uvedeno primární schéma již bez odkazu na primární výzkum.



Obr. 3.3: Klasické schéma rozdělení srážek v závislosti na propustnosti povrchu Zdroj: Upraveno z původního originálu Livingston a McCarron (1992)



Obr. 3.4: Distribuce srážkové vody mezi jednotlivé složky hydrologické bilance podle klasického schématu. Zdroj: vlastní zpracování podle Livingston a McCarron 1992

Musíme však vnímat omezenou platnost uvedených podílů jednotlivých složek hydrologické bilance v závislosti na relativním podílu nepropustných ploch území. Rozdělení vody dopadající ve formě srážek na povrch je totiž určováno řadou dalších faktorů:

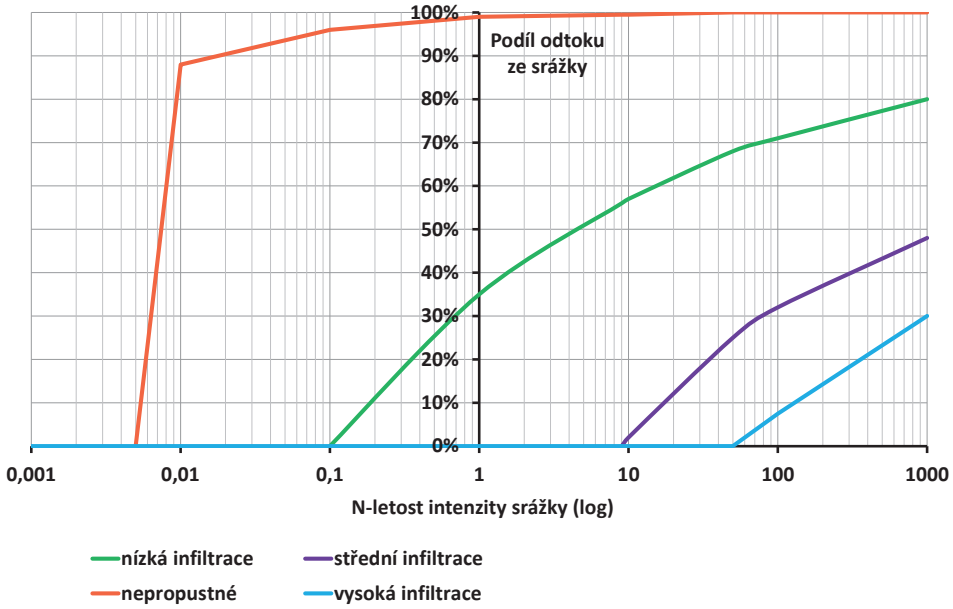
a) Klimatické poměry

Schéma distribuce srážkové vody má svůj roční režim. Makroklimatické podmínky území ovlivňují jak režim srážek, tak přirozené podmínky pro evapotranspiraci. Nelze předpokládat stejné rozdělení složek hydrologické bilance např. na Floridě, v Kalifornii, v Británii a v Česku. Významný vliv má rozložení srážek v roce v kontextu režimu potenciální evapotranspirace. V zimních měsících v našich podmínkách závisí transformace srážky na výskytu sněhových srážek a omezení evapotranspirace v chladném období na minimum. Množství vody akumulované ve sněhové pokrývce závisí především na struktuře sněhu, zpravidla určené jeho stářím (Hladný a Němec 2006).

b) Množství a intenzita srážek

Schematické hodnoty relativního rozdělení srážky do jednotlivých složek hydrologické bilance závisí na její intenzitě. Jiným způsobem je možné vyjádřit roční hydrologickou bilanci území s ročním úhrnem 500 mm, jiným způsobem reaguje hydrologický systém na přívalovou srážku 50 mm za hodinu. V přírodním prostředí se povrchový odtok zapojuje jako přímý odtok spolu s hypodermickým odtokem (odtok ze zásob půdní vláhy) pouze v situacích, kdy je překročena infiltrační kapacita půdního profilu.

Celoroční dotace našich vodních toků je zajištěna bazálním odtokem ze zásob podzemní vody. V území s nepropustným povrchem je ovšem infiltrace redukována, teoreticky až k nulovému podílu. Rozdělení na bazální, hypodermický a povrchový odtok je proto na nepropustném povrchu deformováno a veškerá voda může odtékat pouze povrchově. Při nízké intenzitě srážek ovšem setrvá větší procento vody na zvlhčeném povrchu, např. na drsnějším povrchu asfaltové silnice nebo se velmi omezeně vsakuje do povrchu betonové či kamenné dlažby. Uvedené zadržení vody je pak přístupné pro následnou evaporaci. Zvýšení intenzity srážky zvyšuje podíl vody v povrchovém odtoku, samozřejmě v závislosti na propustnosti povrchu (Obr. 3.5). Rozdíly v infiltračních podmínkách ovlivňují výrazněji odtok za extrémních srážkových situací. Podle příkladu platného pro naše geografické poměry vzrůstá v zalesněném povodí specifický odtok ze 3 $l.s^{-1}.km^{-2}$ při přívalovém dešti na hodnotu 200 $l.s^{-1}.km^{-2}$, ovšem v urbanizovaném povodí vzrůstá při přívalovém dešti stejné intenzity z 1 $l.s^{-1}.km^{-2}$ až na 700 $l.s^{-1}.km^{-2}$ (Hlavínek a Zeleňáková 2015). Ke vstupním hodnotám srážek v hydrologické bilanci ploch města musíme přidat závlahy používané v péči o městskou zeleň a zahrady, případně i kropení povrchu z důvodů ochlazování a čištění městských komunikací. Bilanci srážek využitelných na povrchu snižuje proces intercepce, tedy zadržování a následného výparu vody z listů vegetace. V městském prostředí je ovšem vliv intercepce redukován na plochy městské zeleně.



Obr. 3.5: Relativní podíl povrchového odtoku na úhrnu srážek v závislosti na intenzitě srážek a podmínkách infiltrace. Zdroj: adaptováno podle DHI 2015

c) Podpovrchové prostředí

Podpovrchová voda se vyskytuje ve dvou zónách – v pásmu půdní vláhy, tzv. zóně aerace, která není vodou úplně nenasycená a v pásmu podzemní vody, tzv. zóně saturace, kde jsou všechny podzemní otvory a póry nasycené vodou (Kemel 1996, Hladný a Němec 2006). Jen v půdním profilu je v přírodní krajině množství vody přibližně dvojnásobně větší, než množství vody v troposféře (Hladný a Němec 2006). Zásoby půdní vláhy jsou v přirozených podmínkách odčerpávány kořeny rostlin, vzlínáním a evaporací. V městské krajině se zvyšuje vliv umělého čerpání podzemní vody, tam kde jsou (většinou doplňkově) využívány domovní studny jako zdroj vody. Podíl infiltrované vody je v krajině významně ovlivněn půdními a hydrogeologickými podmínkami. Jejich charakter ovlivňuje přirozené i uměle podporované procesy infiltrace vody ve městě a může vyvářet velké rozdíly v hydrologické bilanci jednotlivých ploch.

Omezení množství vody v podpovrchových zásobách městské krajiny je ovlivňováno nejen redukcí infiltračních podmínek na nepropustném povrchu střech či asfaltových nebo betonových ploch komunikací a parkovišť. Také vsakování vody do hlubších vrstev, tedy doplňování podzemní vody je omezeno zhutněním materiálu v místě zástavby a komunikací, materiálem v podloží silnic a chodníků, uplatněním navážek v reliéfu městské krajiny či umístěním prvků městské infrastruktury (např. potrubí a kabelů). To omezuje přirozený pohyb vody pod povrchem a její dostupnost pro kořeny městské zeleně, tedy druhotně snižuje podíl transpirace.

d) Evapotranspirační podmínky

Výpar z městské krajiny probíhá nejen jako fyzikální proces z povrchu půdního substrátu, vodních ploch a sněhové pokrývky (evaporace), ale velmi účinně též prostřednictvím fyziologických procesů, typicky vedením půdní vláhy kořeny a rostlinou do listů, kde se voda uvolňuje do vzduchu (transpirace). Celkový výpar zahrnující obě složky (evapotranspirace) dosahuje v našich klimatických podmínkách v létě za ideálních podmínek, tedy z vodní hladiny jako potenciální evapotranspirace, až 4 mm vody denně, v zimě je to mnohem méně, asi 0,1 mm za den (Hladný a Němec 2006).

Například ve vegetačním období činí v našich podmínkách denní transpirace dubu 1,6 litru vody z m^2 (Pokorný a kol. 2010). Tedy jeden dub o ploše koruny 80 m^2 může denně vypařit 100–200 litrů vody. Na stejnou plochu 80 m^2 dopadá 450 kWh sluneční energie za den. Na transpiraci se využije 65 % sluneční energie, méně než 1 % energie se spotřebuje při fotosyntéze a zbylá třetina energie se přeměňuje na teplo nebo se odráží. Na umělých plochách městské krajiny, které jsou bez přítomnosti vody dostupné pro výpar, se mění energetická bilance ve prospěch tepla (70–80 %) a zásadně se omezuje využití výparem (10–20 %), zbytek energie se odrazí zpět do atmosféry (Hladný a Němec 2006). Na odpaření 1 kg (1 litru) vody se spotřebuje 2257 kJ energie, tedy stejné množství vody, jaké ohřeje 225 kg vzduchu o 10 °C za standardního přízemního tlaku vzduchu (Pondělíček a Bízek 2016). Jediný velký strom dobře zásobený vodou chladí v létě výkonem 20 až 30 kW. Městská vegetace a vodní plochy ve městě, schopné vypařovat vodu, tedy fungují jako vysoce účinné klimatizační zařízení. Ovšem stanovení přesné bilance evapotranspirace je složitý úkol, protože se liší nejen v průběhu sezóny či během dne, ale také závisí na půdních podmínkách, druhu vegetačního porostu, parametrech jednotlivých rostlin, např. jejich listové plochy, pokryvnosti území vegetací, intercepci či zásobení vegetace srážkovou vodou nebo zálivkou.

e) Odtokové podmínky

Uplatnění odtoku z ploch je významně ovlivněno jejich sklonitostí. Proto jsou schematické hodnoty hydrologické bilance na nepropustných plochách demonstrovány pro rovinné území a další modifikace parametrů odtoku se uvádí v závislosti na sklonu území. Povrchový odtok v našich podmínkách uměle odvodněných měst často směřuje do nejbližší kanalizační vpusti a další odtok probíhá v technickém prostředí kanalizace. Odtok vody zásobuje centralizovaným systémem kanalizace lokalitu v povodí, do kterého je vyústěna centrální kanalizace města. Povrchové přirozené přítoky vody do místních recipientů tedy nejsou ovlivněny jinak vysokým podílem přímého odtoku z ploch města. Dotace vody ze srážek do recipientů na území města probíhá jen v místech dešťových oddělovačů nebo tam, kde je svedena oddělená dešťová kanalizace. V zastavěném území intravilánu měst je proto specifická hodnota odtoku z plochy povodí velmi redukována.

Hydrologická bilance jednotlivých ploch ve městě je v praxi také ovlivňována přítokem vody z výše položených ploch v okolí. Průběh a koncentrace odtoku na povrchu přitom může výrazně měnit hodnoty infiltrace. Na příkladu ploch na území Berlína demonstruje takový vliv Schmidt (2009). Travnatá plocha v parku, dotovaná běžně 600 mm ročních srážek, bez přítoku z okolí a bez umělé závlahy, ročně vypaří 500 mm a zbylých 100 mm se vsakuje. Ovšem travnatý snížený pás obklopený nepropustnými plochami parkoviště a chodníku je zásoben nejen 600 mm srážek, ale také přítokem 4500 mm (výška přítoku z okolních ploch ročně). Z ročního množství 5100 mm se potom 700 mm vypařuje a 4400 mm se za ideálních podmínek infiltruje pod povrch travnatého pásu, resp. do podzemních vod širšího území (Schmidt 2009).

f) Časoprostorový rámec hydrologické bilance

Ke stanovení hodnot hydrologické bilance můžeme přistoupit různým způsobem z pohledu časového vymezení a rozsahu bilančního území. Pokud budeme předpokládat, že schematické hodnoty v závislosti na míře nepropustnosti povrchu (Livingston a McCarron 1992, Vítek a kol. 2015) vyjadřují dlouhodobou bilanci pro naše klimatické podmínky, potom je otázkou, jak se dále transformuje infiltrovaná voda. V dlouhodobém bilančním pohledu bychom se měli v bilančně uzavřené jednotce povodí dostat na vyrovnanou hydrologickou bilanci, kde se veškerá srážková voda převede na odtok nebo evapotranspiraci. Průměrné hodnoty této bilance pro území České republiky jsou (Němec a Hladný 2006):

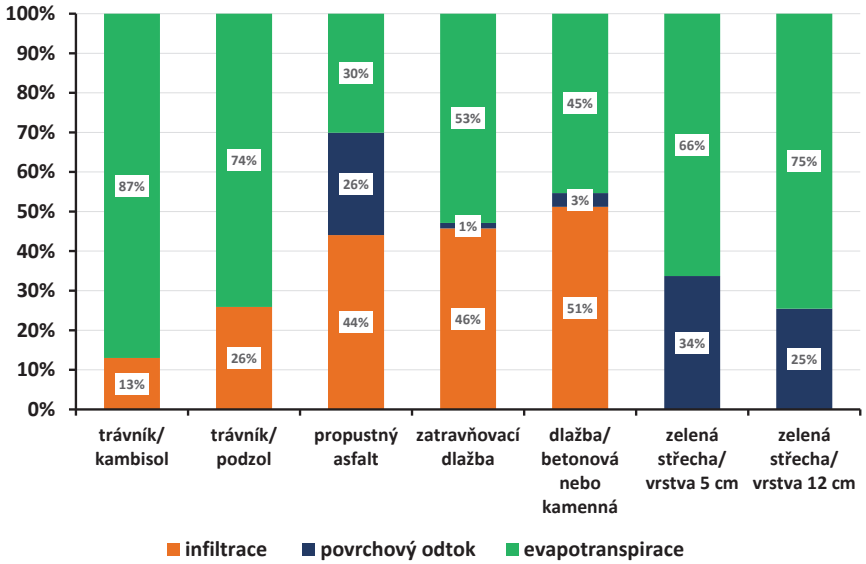
685 mm (srážky) = 488 mm (výpar) + 197 mm (odtok)

Na naše území průměrně ročně spadne 54,1 miliard m^3 vody. Pro ilustraci významu srážek je možné uvést, že na každý 1 m^2 území Česka dopadá průměrně 685 litrů vody ročně, tedy asi tolik vody, kolik spotřebuje asi 6 lidí v průměrné české domácnosti denně. Pokud bychom chtěli mít srážkově soběstačnou domácnost, musíme zachytit veškerou srážkovou vodu z plochy asi 61 m^2 pro potřebu jedné osoby a samozřejmě akumulací vyrovnávat časové rozdíly mezi režimem srážek a odběry vody (Němec Hladný 2006). Z našeho území odtéká v průměrném roce 28,8 % spadlých srážek vody, tj. asi 15,6 miliard m^3. Relativní podíl evapotranspirace na našem území činí 71,2 % úhrnu srážek. Uvedené hodnoty evapotranspirace byly odvozeny z měření odtoku a srážek, tedy dopočítány z hydrologické bilance dílčích povodí.

Příkladem stanovení evapotranspirace na základě klimatologických měření a zjištění aktuální evapotranspirace jsou výsledky dosažené na experimentálním povodí Pastouška v pramenné oblasti Němčického potoka na Šumavě ve výšce 604 m n. m. Plocha bilančního povodí ČZU Praha je 1,59 km^2 (Škripko 2009). Zalesněné povodí je tvořené převážně různými typy lesních porostů a pouze ze 6 % pastvinou. Z měření byly stanoveny roční sumy aktuální evapotranspirace 484 mm a srážkového úhrnu 656 mm. Z toho vyplývá, že podíl evapotranspirace dosáhl 74 %, což je velmi blízké celostátnímu průměru odvozenému z hydrologické bilance odtoku a srážek za velká povodí. Schematizované modely hydrologické bilance (Livingston a McCarron 1992)

tedy spíše zohledňují zpracování konkrétní srážkové události a v dlouhodobém pohledu je třeba uvažovat s následným posílením evapotranspirace čerpající vodu přes kořenové systémy z půdy. Přírodní krajina, jako referenční prostředí pro posouzení hydrologické bilance městské krajiny, tedy má podle klimatické polohy v Česku relativní hodnoty podílu evapotranspirace 70–75 %. Ovšem i bilance konkrétní srážkové události závisí na intenzitě srážek, což by mělo být při prezentaci hodnot hydrologické bilance bráno v úvahu.

Skutečné hydrologické bilance ploch se dají zjistit experimentálním měřením různých typů povrchů městské krajiny. K zjištění evapotranspirace se přitom využívá techniky lyzimetrického měření (Klement a Prchalová 2013). Jako výstižné vyjádření hydrologické bilance povrchů městské krajiny v podmínkách střední Evropy můžeme považovat výsledky experimentálně naměřené v období 2001–2004 v Berlíně (Obr. 3.6). Roční průměrný úhrn srážek 715 mm se podle experimentálních dat TU Wilmersdorf rozděluje velmi odlišně na jednotlivých typech povrchů (Berlin Senate for Urban Development 2010, Schmidt 2009). Největší podíl evapotranspirace (87 %) dosahuje trávník s půdním profilem kambizemě (hladina podzemní vody 135 cm). V případě trávníků na podzolové půdě je podíl evapotranspirace (74 %) na stejné úrovni jako u zelené střechy s vyšším substrátem (75 %). Velmi dobře je doložen výrazný rozdíl v podílu odtoku mezi asfaltem s propustnou funkcí (26 %) a zatravňovací dlažbou (1 %). Zatravňovací dlažba více podporuje evapotranspiraci (53 %) než dlažba betonová nebo kamenná s propustnými spárami (45 %) (Berlin Senate for Urban Development 2010).



Obr. 3.6: Bilanční hodnoty rozdělní srážek experimentálně naměřené v období 2001–2004 v Berlíně (TU Wilmersdorf). Zdroj: vlastní zpracování podle Berlin Senate for Urban Development (2010)

Režim a průběh odtoku z jednotlivých epizod příčinných srážek jsou závislé na formování odtoku a hydrologických podmínkách uvnitř bilancovaného povodí. Pokud se snažíme v městské krajině posoudit vliv jednotlivých homogenních (elementárních) ploch, je třeba uvažovat o ploše 100 % nepropustné a její bilanci. Příkladem může být střecha budovy. Infiltrace na ploše neprobíhá, minimální evaporace je závislá jen na bilanci mirkopovrchu plochy a většina (80–90 %) vody odtéká, přičemž situaci ovlivňuje sklon povrchu. Tedy bilanční hodnoty malých elementárních ploch budou extrémnější, než naznačují schematizované bilance. Popisované limitní snižování infiltrace (15–0 %) a evapotranspirace (30–0 %) k nule a zároveň uplatnění 55–100 % srážkové vody v povrchovém odtoku prezentuje v literatuře například schéma hydrologické bilance pro městskou krajinu podle autorů Elmer a Fraker (2012).

Mezi charakteristiky, které ovlivňují extremitu odtoku, patří například plocha povodí, délka toku a uspořádání říční sítě, šířka a využití říční nivy, sklonitost povodí, lesnatost, pravděpodobnost extrémních srážek atd. Jako nejvýznamnější se projevuje sklonitost a velikost povodí. Extremita srážek a následného odtoku je ovlivněna rozlohou bilančního území. Vzhledem k plošně omezenému rozsahu příčinných přívalových srážek platí, že menší povodí mají větší extremitu odtoku, tedy např. vyšší hodnotu 100-letého specifického odtoku z povodí (Kemel 1996, Kopp 2012b).

3.2 Ekohydrologické koncepce a rozvoj měst

Vývoj měst je ovlivňován mnoha faktory, zejména společenskými změnami a technologickým pokrokem. Mezi hnací síly vývoje měst můžeme zařadit také změny environmentální. V současném environmentálním a politickém kontextu je v mnoha městech světa a rovněž i v Česku patrná snaha o zavádění adaptačních a mitigačních opatření v reakci na klimatické změny a jejich dopad na život ve městech (Pondělíček a Bízek 2016). Součástí řešení dopadů klimatických změn je rozvoj a podpora modro-zelené infrastruktury, tedy systematické zvyšování podílu funkční zeleně a prvků podporujících přirozený oběh vody v městské krajině. Uvedený trend současného vývoj se dá doložit řadou systémově zaváděných koncepcí péče o vodu ve městech (Howe a Mitchell 2012, Woods-Ballard a kol. 2015, Hoang a kol. 2016, Urich a kol. 2017). Rozvoj ekohydrologických přístupů má ovšem svoje hlubší kořeny ve vývoji měst, jedná se mnohdy o rozvíjení starších přístupů (např. zdokonalením technologií) nebo jejich zahrnutí do nových multidisciplinárních projektů, např. budování retenčních objektů s využitím pro rekreační účely nebo uplatňování modro-zelené infrastruktury pro rozvoj veřejných prostor a urbanistické struktury města.

Kořeny současných snah o podporu ekosystémových funkcí zeleně ve městech je možné hledat už na počátku studií environmentálních problémů koncem 19. století, způsobených vlivem přeměny přírody působením člověka (Marsh 1864). V klasickém díle Man and Nature vysvětluje G. P. Marsh (1864) podrobně vliv lesních porostů na místní klimatické poměry a upozorňuje na důsledky odlesnění pro krajinu. Tyto

studie inspirovaly rozvoj environmentálních hnutí zaměřených na ochranu přírody a také činnost organizací na podporu městské zeleně.

V českých městech to byly v 19. století zakládané tzv. okrašlovací spolky, které se svojí osvětou a praktickou péčí zaměřovaly na rozšiřování ploch funkční zeleně, tzv. zelené infrastruktury, řečeno dnešní terminologií. Například v Plzni již roku 1834 vznikl péčí Akciové okrašlovací společnosti Lochotínský park, jako rekreační plocha zeleně s umělou vodní kaskádou, vybodovaná v zázemí městského centra. Na erozně narušených stráních Lochotína byly na místě dřívějších pastvin a lomů vysazovány stromy, navážela se půda a začaly budovat cesty, zejména bylo nutné upravit a zabezpečit koryto potoka, zařízntého ve svahu. Na potoce byly postaveny lávky a zřízena kaskáda (Kopp 2011). Později se však území dostalo na okraj zájmu péče o městskou krajinu. Až v roce 2015 byla v režii městské správy dokončena nová revitalizace parku, zahrnující částečnou obnovu dřevin, úpravu cest a vytvoření několika zajímavých míst v samotném parku. Byla zachována původních síť cest a obnoveny stromové aleje. Ovšem obnovit využití místních pramenů se již nepodařilo, po vybudování silniční komunikace byly v minulosti svedeny do kanalizace. Parkem prochází jedno z umělých koryt odvodňující území a zároveň sloužící k odlehčení kanalizace (Obr. 3.7). Příklad Lochotínského parku mimo jiné ukazuje, že současné snahy o obnovu ekosystémových funkcí území a podporu přirozených podmínek odtoku v našich městech naráží na řadu téměř nevratných změn v městské krajině. Přesto se podařilo v Lochotínském parku podpořit retenci dešťové vody v nově vyhloubených tůních a uvažuje se o obnově vodního režimu potoka (Obr. 3.8).



Obr. 3.7: Prázdné koryto sloužící k odvodnění území a odlehčení kanalizace procházím Lochotínským parkem v Plzni. Zdroj: foto Jan Kopp



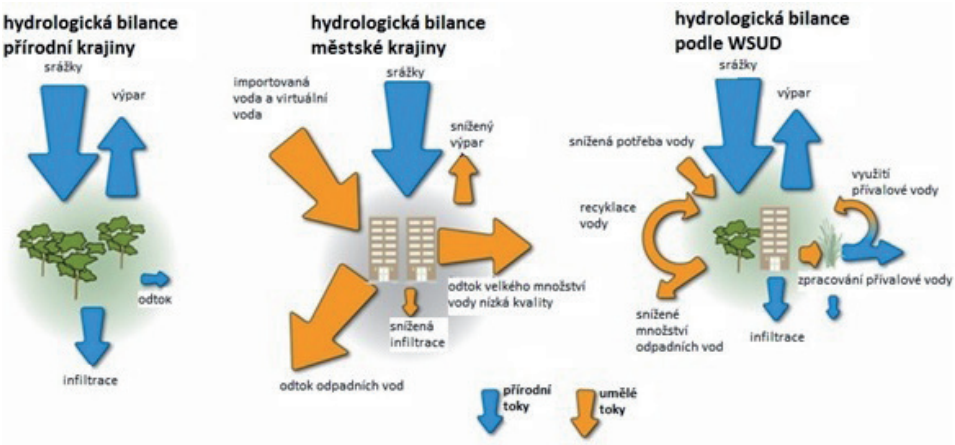
Obr. 3.8: V Lochotínském parku se podařilo částečně obnovit vodní režim pomocí retenčních dešťových tůní. Zdroj: foto Václav Čubr, ENVIC

Od 19. století se zásadně rozšířila rozloha městských krajin, bylo dosaženo významného vodohospodářského pokroku v zabezpečení vodních zdrojů, vybudovány centralizované kanalizační systémy a moderní čistírny odpadních vod. Zároveň se systematicky podporuje městská zeleň v rámci stávajících plánovacích a legislativních možností. Vznikla ale potřeba jít v tomto směru dál a propojit vodohospodářské a krajinářské snahy v současných městech, vytvořit modro-zelenou infrastrukturu a zároveň podpořit další funkce vody v městské krajině (estetické, kulturní, sociální, rekreační). Přitom je stále aktuální i řešení otázek protipovodňové ochrany, snižování vlivu letních vln veder a redukce znečištění z městského území.

Současné metodiky péče o vodu ve městech jsou svým zaměřením podobné těm, které již vznikaly koncem minulého století ve vodním hospodářství nebo ochraně přírody (Livingston a McCarron 1992). Dnes jsou ovšem prosazovány v rámci adaptace na změny klimatu a s větší politickou a společenskou podporou. Jedním z motivů je snaha o soběstačnost měst v zajištění zdrojů vody. Mezi nejvýznamnější důvody snižování bezpečnosti v dodávkách vody je přímý nedostatek vody (prohlubování epizod sucha nebo růst potřeby měst) nebo nepřímý nedostatek vody (potřeba podpory místního oběhu vody a zvýšení nezávislosti měst). Mezi dalšími důvody uvádí (Rygaard a kol., 2011) nedostatečné kapacity stávající infrastruktury nebo rostoucí potřebu vody pro průmysl. Soběstačnost v zajištění vodních zdrojů měst se ve světě velmi liší od 15 % do 80 % potřeby (Rygaard a kol., 2011). Mezi nové trendy zajištění vody se prosazuje odsolování mořské vody (energeticky náročné), recyklace použité vody a využití dešťové vody. Zavádění recyklace vody v domácnostech ovšem naráží na nedůvěru

v technologie a nejistoty v detailním poznání hygienických aspektů těchto technologií. Využití dešťové vody je hodnoceno jako levné, technologicky jednodušší řešení, vhodné pro částečné zásobování vodou na úrovni jednotlivých objektů nebo bloků domů, tedy městských mikrostruktur (Rygaard a kol. 2011). Příkladem je uváděno dánské město Stenløse, kde retence srážek zajišťuje 25 % potřeb vody pro domácnosti.

Vznikla řada studií, které metodicky podporují koordinaci strategického a územního plánování, aby byly plochy využívány multifunkčně a zajištěna distribuce vody do mikrostruktur města (Wong 2013, Rygaard a kol., 2011, Howe a Mitchell 2012). Péče o vodu je v některých městech integrována také do strategií rozvoje energetické a materiálové soběstačnosti (Howe, Mitchell 2012), do rozvoje kultury měst (May 2006) apod. Nové koncepce péče o vodu ve městech se orientují na systematickou retenci vody v městské krajině a nástroje, které lépe využívají vodu podle kvality a druhu potřeby (Wong, 2013, Rygaard a kol., 2011). Obecně patří k doporučovaným nástrojům zachycení vody, její využití podle kvality, podpora recyklace vody a posílení rekreační a sociální funkce vody (Kazemia a kol. 2011). V širším kontextu se ekohydrologické nástroje uplatňují v podpoře udržitelného rozvoje měst. Rozvíjené koncepce péče o vodu mají společnou vizi: integraci potřeby všestranné péče o vodu do plánování měst (Kopp 2015). Schematicky (Obr. 3.9) můžeme demonstrovat vývoj měst od přírodní krajiny, přes tradiční městskou krajinu, až k dnešní snaze o decentralizované hospodaření s vodou se zaměřením na lokální soběstačnost v zajištění vodních zdrojů a podporu místního oběhu vody (Kopp 2015).



Obr. 3.9: Změny v oběhu vody ve vývoji města podle konceptu WSUD (Water sensitive urban design). Zdroj: adaptováno podle Water by Design (2009)

Koncepční přístupy ke strategickému plánování měst v oblasti hospodaření s vodou jsou na nejpokročilejší úrovni zaváděny v ekonomicky a technologicky vyspělých zemích. Nové přístupy hospodaření s vodou rozvíjí například města v Austrálii (Howe a Mitchell 2012). Dlouhou tradici nástrojů na omezení rizika povodní

v urbanizovaném území a podporu zelené infrastruktury mají města v USA, i když se většinou jednotlivé přístupy měst v detailech liší, metodicky a terminologicky vycházejí z konceptů Low-impact development (LID) nebo Best management practices (BMPs) (WEF 2014, Perini a Sabbion 2017, Daniels 2014). Pro evropské prostředí jsou inspirativní velmi propracované manuály britské koncepce Sustainable urban drainage systems (SuDS) (Woods-Ballard a kol. 2015) nebo německé přístupy v klimatických podmínkách srovnatelných s našimi městy, např. KURAS a Klima KONKRET rozvíjené v Berlíně (Tab. 3.2).

Tab. 3.2: Přehled koncepcí péče o vodu ve městech 21. století

Název koncepce	Lokalizace vývoje	Význam a zaměření koncepce	Odkazy
Water sensitive urban design (WSUD)	Austrálie	"Tvorba městského prostředí citlivého k vodě" – strategické plánování a management oběhu vody s integrovaným využíváním všech typů vod ve městech	Howe a Mitchell, 2012, Morison a Brown, 2011 Water by Design 2009
Sustainable urban drainage systems (SuDS)	Británie (UK)	„Systémy udržitelného odvodnění měst" – systém odvodnění města vyváženě zohledňující potřeby vody, množství a kvalitu vody a výhody jejího výskytu pro obyvatele města	Woods-Ballard a kol. 2015, Charlesworth a Booth 2017
Blue-Green City	Británie (UK)	„Modro-zelené město" – management oběhu vody orientovaný na její rekreační a přírodní funkce a podporu protipovodňové ochrany území	Hoang a Fenner 2015, Hoang a kol. 2016
Low-impact development (LID), Best management practices (BMPs)	USA Kanada	„Rozvoj s nízkou zátěží životního prostředí" a „Praxe nejlepšího hospodaření" – systémy udržitelných nástrojů, které zpracovávají přívalové srážkové vody decentralizovaným způsobem a podporují zelenou infrastrukturu měst	ASCE 2006, WEF 2014, Perini a Sabbion 2017
Konzepte für urbane Regenwasser-bewirtschaftung und Abwassersysteme (KURAS)	Německo (Berlín)	„Koncept hospodaření se srážkovými vodami a systémy odvodnění města" – systematická podpora decentralizovaného využití a odvedení srážkových vod	Mitchell a kol. 2016
Klima KONKRET	Německo (Berlín)	Integrované nástroje na omezení městského tepelného ostrova a eliminaci odpadů přívalových srážek	Faltermaier a kol. 2016

Zdroj: vlastní zpracování podle uvedených odkazů

3.2.1 Water sensitive urban design (WSUD)

Progresivní v zavádění systémových opatření na hospodaření s vodou ve městech je koncepce „Water sensitive urban design" (WSUD), definovaná a rozvíjená australskou Národní vodní komisí (Wong 2013) jako „vodohospodářský management města, citlivý k přírodnímu oběhu vody a ekologickým cyklům, který integruje plánování města s managementem, zabezpečením a ochranou oběhu vody ve městě." Tato systémová koncepce se uplatňuje nejen v Austrálii, ale je přizpůsobována a uplatňována také jinde ve světě, např. v jihovýchodní Asii nebo i v některých evropských městech (např. Rotterdam, Lodz). WSUD klade velký důraz na plánovací mechanismy města, včetně zapojení jednotlivých odborných sektorů a veřejnosti do plánování a podpory péče o vodu (Morison a Brown 2011). Motivací pro zapojení veřejnosti je získání výhod v podobě kvalitního životního prostředí města, posílení rekreačních a sociálních funkcí vody nebo zlepšení dostupnosti vody pro osobní potřebu (Howe a Mitchell 2012).

Principy koncepce WSUD (Howe a Mitchell 2012, Urich a kol. 2017) jsou cíleny na dosažení kvalitativní změny v péči o vodu, které směřují k tomu, aby města byla:

1. udržitelná (snižování ekologické stopy, rovnováha ekonomického, sociálního a ekonomického rozvoje),
2. kvalitní pro život (atraktivní a zdravé životní prostředí, ochrana obyvatel před riziky),
3. resilientní (odolná vůči rizikovým procesům, schopná pružně reagovat a adaptovat se na měnící se podmínky),
4. produktivní (prosperující hospodaření s vodou, ekonomický profit z nových přístupů).

V rámci australské koncepce WSUD byly navrženy postupy ke sledování vývoje měst směrem k deklarovaným cílům. Vývoj měst z hlediska hospodaření s vodou a péče o vodu v městské krajině je klasifikován stupni vývoje na základě navrženého „kontinua vývoje měst" (City State Continuum) (Water by Design 2009, Howe a Mitchell 2012, Urich a kol. 2017). Pro vývoj vodního hospodářství měst je určující vývoj společenských potřeb, měnící se v důsledku ekonomického, technologického a zejména společenského pokroku (obr. 3.10). Postupně jsou tak naplňovány základní potřeby měst v oblasti vodního hospodářství (zásobování vodou, čištění odpadních vod), zajištěna protipovodňová ochrana, zlepšuje se životní prostředí (kvalita vodních koridorů, kvalita vody) a dále se prosazují nástroje adaptace na klimatickou změnu, efektivní využití dešťové vody a posilují amenitní funkce vody ve městě (rekreační, sociální, estetické, kulturní) ve vzájemné synergii ideálního „města citlivého k vodě". Je nutné si uvědomit, že cíle a nástroje k dosažení jednotlivých stupňů jsou v rámci vývoje postupně kumulovány. Například zabezpečení

pitné vody se řeší v našich městech prakticky od středověku, ale stále je třeba věnovat pozornost dílčím otázkám modernizace, kapacity a funkce vodárenských systémů podle aktuálních požadavků. Kumulací potřeb a nástrojů roste komplexita celého systému hospodaření s vodou ve městech. Nutně tedy musí docházet v souvislosti s péčí o vodu k integraci jednotlivých zájmů a sektorů správy města, např. vodárenství, ochrany krajiny, správy zeleně a vodních toků, územního plánování, urbanismu, výstavby, kultury, marketingu apod.



Obr. 3.10: Klíčové stupně vývoje měst podle koncepce WSUD. Zdroj: zpracováno podle Water by Design (2009), Howe a Mitchell (2012)

Na základě popisovaného „kontinua vývoje měst", definice dílčích cílů a možnosti měření jejich dosažení byla stanovena řada indikátorů jako metodický aparát pro monitoring celého procesu. V podstatě se jedná o kontrolní mechanismus strategického plánování měst orientovaný na péči o vodu. Na základě systému indikátorů se pro jednotlivá města zjišťuje „Water sensitive cities index", který indikuje stupeň naplňování jednotlivých cílů (Tab. 3.3) a zároveň umožňuje určit stupeň vývoje města v modelu „kontinua vývoje města" podle WSUD (Urich a kol. 2017). Metodika hodnocení je použitelná pro města celého světa, na různém stupni vývoje, ovšem primárně byla testována na městech Austrálie a jihovýchodní Asie (Urich a kol. 2017). V tabulce uvedené cíle slouží jako systém pro hodnocení pokroku ve vývoji. V další kapitole vycházíme částečně z uvedené metodiky WSUD, její principy budou představeny v kontextu dalších systametických přístupů a koncepcí.

Tab. 3.3. Přehled cílů a indikátorů podle metodiky „Water sensitive cities index“

Zajištění kvalitního řízení citlivého k vodě	Zvýšení společenského kapitálu	Dosažení spravedlivého přístupu k základním službám	Zlepšení produktivity a efektivního využití zdrojů	Podpora adaptivní infrastruktury	Zlepšení ekologického stavu	Zajištění kvality městského prostoru
Znalosti, dovednosti a organizační kapacita	Vodní gramotnost	Spravedlivý přístup k bezpečným a spolehlivým dodávkám vody	Maximalizovaná obnova zdrojů	Diverzifikace soběstačného a vhodně zaměřeného zásobování vodou	Zdravá a biologicky pestrá stanoviště	Aktivace připojení zeleno – modré infrastruktury území
Voda je klíčový prvek plánování a koncepce města	Propojení s vodou	Spravedlivý přístup k bezpečnému a spolehlivému čištění vody	Nízké emise skleníkových plynů v sektoru vodního hospodářství	Multifunkční vodní infrastruktura	Kvalita a oběh povrchových vod	Městské prvky přispívající ke snížení vlivů horka
Organizace institucí a procesy probíhající napříč mezi sektory	Sdílení vlastnictví, správy a zodpovědnosti	Spravedlivý přístup k protipovodňové ochraně	Podnikatelské příležitosti v souvislosti s vodou	Integrovaná a inteligentní kontrola	Kvalita a schopnost obnovy podzemní vody	Vegetační pokryv
Veřejná angažovanost, participace a transparentnost	Společenství připravené a schopné reagovat na extrémní události	Spravedlivý a cenově dostupný přístup k požitkům a hodnotám spojeným s vodou	Nízká spotřeba vody u koncových uživatelů	Robustní, spolehlivá infrastruktura	Ochrana existujících ploch vysoké ekologické hodnoty	
Vůdcovství, dlouhodobá vize a závazek	Zapojení místních obyvatel do vodohospodářského plánování		Užitky napříč dalšími sektory	Infrastruktura a její vlastnictví na více měřítkových úrovních		
Zajišťování a financování vody přináší velkou společenskou hodnotu				Odpovídající údržba a péče		
Spravedlivé zastoupení perspektiv						

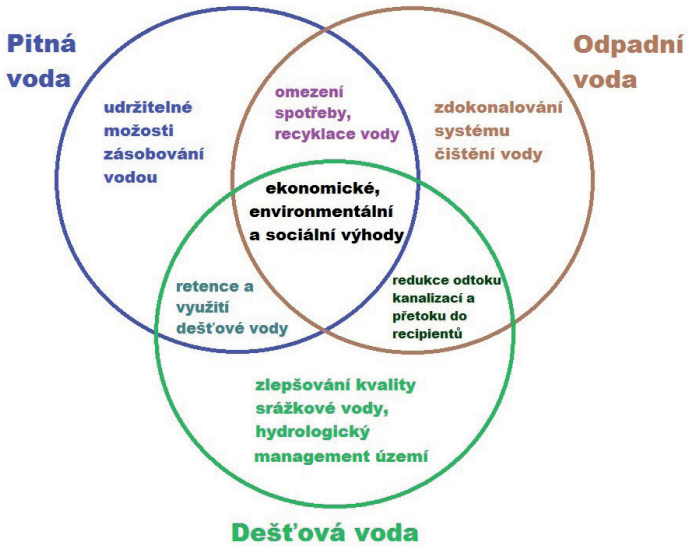
Zdroj: zpracováno podle Urich a kol. (2017)

3.3 Principy, nástroje a opatření ekohydrologického managementu měst

Principy ekohydrologického managementu měst obecně vycházejí podle australské koncepce Water sensitive cities design ze čtyř tematických okruhů (Howe a Mitchell 2012), které můžeme ve stručnosti shrnout:

a) **Princip udržitelnosti a kvality života** – města v budoucnosti budou udržitelná a kvalitní pro života,
b) **Princip multifunkční vody** – voda ve městech má mnoho funkcí a komplexní hodnotu,
c) **Princip učení se** – sdílení zkušeností a znalostí mezi komunitami,
d) **Princip spolupráce** – adaptabilní a spolupracující sektory péče o vodu ve městech.

Uvedené principy koncepce WSUD, korespondující s jejími cíli uvedenými v Tab. 3.3, lze ilustrovat přístupem k integrovanému managementu oběhu vody ve městě (Hoban a kol. 2006, Water by Design 2009), který je založen na propojení tří kategorií vody – pitné vody, odpadní vody a srážkové vody (Obr. 3.11). Cílem je maximální možná integrace a využití vzájemných synergií jednotlivých kategorií, tradičně chápaných odděleně, tak aby bylo dosaženo zlepšení společenských podmínek (např. rozvoj veřejných prostor), ekonomického užitku (např. úspory nákladů na infrastrukturu) a také zvýšení kvality životního prostředí (např. zlepšení stavu vodních ekosystémů).



Obr. 3.11: Integrovaný management oběhu vody ve městě podle WSUD. Zdroj: zpracováno podle Water by Design (2009)

Pokud použijeme jako obecné východisko deset základních principů udržitelného rozvoje (Reitschmiedová 1998), můžeme udržitelnou orientaci ekohydrologických přístupů k rozvoji měst (Howe a Mitchell 2012, Morison a Brown 2011, WEF 2014, Daniels 2014) specifikovat do následujících bodů:

1. propojení základních oblastí udržitelného rozvoje, tedy ekonomického, sociálního a životního prostředí – řešení musí být dlouhodobě efektivní, do ekonomického posouzení je třeba zahrnout i ekosystémové výnosy a výhody pro rozvoj kvality života,
2. dlouhodobá perspektiva – každé územní rozhodnutí je třeba zvažovat z hlediska dlouhodobých dopadů na hydrologickou bilanci území se zohledněním budoucího rozvoje lokality,
3. kapacita životního prostředí je omezená – se srážkovou vodou je třeba zacházet jako s cenným přírodním zdrojem, kapacita samočištění podzemních a povrchových vod je omezená,
4. předběžná opatrnost – důsledky některých našich činností nejsou vždy známé, při výběru opatření je třeba zohlednit pravděpodobnost extrémní události i možná rizika znečištění povrchových vod,
5. prevence – je mnohem efektivnější vynakládat prostředky na osvětu, vzdělávání a výchovu, vedoucí ke správné praxi, než řešit důsledky nevhodného hospodaření s vodou,
6. kvalita života – vodní prvky v městské krajině přinášejí užitek nejen materiální (např. snížení škod při intenzivních deštích), ale také společenský, estetický, kulturní a další přispívající ke kvalitě života ve městech,
7. sociální spravedlnost – příležitost využívat pokročilé technologie i zodpovědnost za nakládání s vodou by měla být rozdělena spravedlivě, se zohledněním ekonomických možností jednotlivých obyvatel města,
8. zohlednění vztahu „lokální – globální" – hospodaření s vodou na místní úrovni (vlastním pozemku) ovlivňuje problémy na vyšší úrovni, tj. v rámci čtvrtí, celých povodí i v globálním hydrologickém cyklu a klimatickém systému, ale platí také zpětné vazba z globální úrovně až na místní úroveň,
9. mezigenerační odpovědnost – zaváděním udržitelných způsobů hospodaření s vodou ve městech přispíváme ke kvalitě života budoucích generací,
10. demokratické procesy – zapojením veřejnosti již od počáteční fáze plánování ekohydrologických opatření vytváříme nejen lepší plány, ale také získáváme obecnou podporu pro jejich realizaci (participativní management území, participativní metody plánování).

Nástroje ekohydrologického managementu měst lze obecně rozdělit do tří oblastí (Turner a kol. 2002, Vejchodská 2009, Hollar 2016):

a) **nástroje normativní (regulační):** např. generely, adaptační strategie, územní plány, regulační plány, stavební předpisy, městské vyhlášky, územní ochrana, vodohospodářské směrnice, standardy, normy (Obr. 3.12),
b) **nástroje ekonomické (finanční):** dotace evropské, státní, městské, zpoplatnění vypouštění srážkových vod, slevy na daních z nemovitostí ve spojením s ekolabelingem budov, grantové programy,
c) **nástroje etické (informační a motivační):** ekovýchovné programy, osvětové kampaně, profesní vzdělávání, environmentální marketing města, demonstrační příklady dobré praxe, participativní plánování, ekolabeling budov a provozů.



Obr. 3.12: Regulace odtoku z přívalových dešťů na maximálně 4 l. s^{-1}.ha^{-2} je nástrojem města Plzně ovlivňujícím hospodaření s dešťovou vodou u nových budov. Zdroj: foto Jan Kopp

Konkrétní ekohydrologická opatření v praxi městského plánování by měla vycházet z ucelených metodik, které určují cíle, organizační strukturu implementace, postupy výběru vhodných opatření v městské krajině v souvislosti s jejich lokalizací, způsoby prosazení v praxi pomocí vhodných nástrojů, návody na projektování. Nelze dále opomenout plánování následné dlouhodobé péče a údržby, včetně kontrolních mechanismů dlouhodobé funkčnosti a efektivity opatření. Vzhledem k multidisciplinárnímu charakteru celého procesu je nutné koordinovat spolupráci mezi odborníky různých profesí, veřejnou správou města, podnikatelským sektorem a veřejností.

Podle metodiky koncepce Water sensitive urban design je do plánovací fáze, zahrnující průzkumné analýzy území, definování cílů pro lokalitu, návrh řešení lokality s výběrem a prostorovým plánem opatření (Water by Design 2009), nutné postupně zapojit pracovníky z oborů plánování města, architektury, urbanismu, krajinného inženýrství, stavebního inženýrství, vodního hospodářství, hydrologie, ochrany životního prostředí, ekologie a developerských organizací.

3.3.1 Koncepce Sustainable urban drainage systems (SuDS) a Blue-Green City

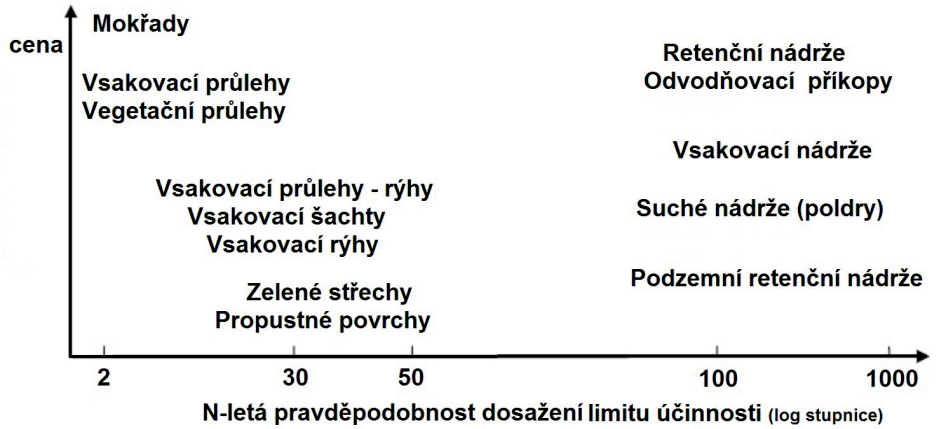
Pro praxi jsou proto velmi cenné ucelené metodické materiály, které pomáhají celý složitý postup provádět v jisté standardizaci, se zohledněním všech aspektů ekohydrologických opatření v městské krajině. Kromě australské WSUD, která je koncipována pro odlišný typ urbanistické struktury a jiné klimatické či biogeografické podmínky, je pro naše města možné doporučit přístupy např. německé (berlínské) nebo koncepce britské. Zejména aktualizované manuály udržitelného odvodnění měst Sustainable urban drainage systems (Woods-Ballard a kol. 2015) představují možnou inspiraci pro systematický přístup zavádění ekohydrologických opatření v českých městech.

Britská koncepce Sustainable urban drainage systems (SuDS) v principech vychází z australské WUSC. Koncepce Sustainable urban drainage systems (SuDS) byla přizpůsobena britským podmínkám se zohledněním místních dopadů klimatické změny, stavu britských měst, historické infrastruktury vodního hospodářství, specifikům místních společenských potřeb, úrovni konzumní společnosti, podnikatelskému prostředí, dostupným místním technologiím a vlastním organizačním strukturám. Vývoj britského přístupu začal již v poslední čtvrtině 20. století snahou o propojování nástrojů k dosažení kvantitativních a kvalitativních cílů hospodaření s vodou ve městech. V dnešním smyslu rozvíjené integrované a udržitelné nástroje SuDS jsou vyvíjeny od roku 1995 (Charlesworth a Booth 2017). Motivace, cíle a nástroje koncepce SuDS jsou směřovány ke čtyřem klíčovým tématům (Woods-Ballard a kol. 2015):

a) Kvantita vody: omezení rizika povodní, podpora a ochrana hydrologického cyklu,
b) Kvalita vody: eliminace zdrojů znečištění odtoku vody,
c) Požitky (amenity): tvorba lepšího a udržitelného prostředí k životu lidí (Obr. 3.14),
d) Biodiverzita: tvorba lepšího a udržitelného prostředí pro organismy.

Ke každému z cílů jsou definována kritéria pro výběr nástrojů z podrobného katalogu opatření. Systematický přístup k výběru opatření, specifikovaných podle typu městské mikrostruktury, je inspirativní pro metodické postupy v Česku. Britská koncepce SuDS vyniká vysokou úrovní mediální prezentace směrem k veřejnosti

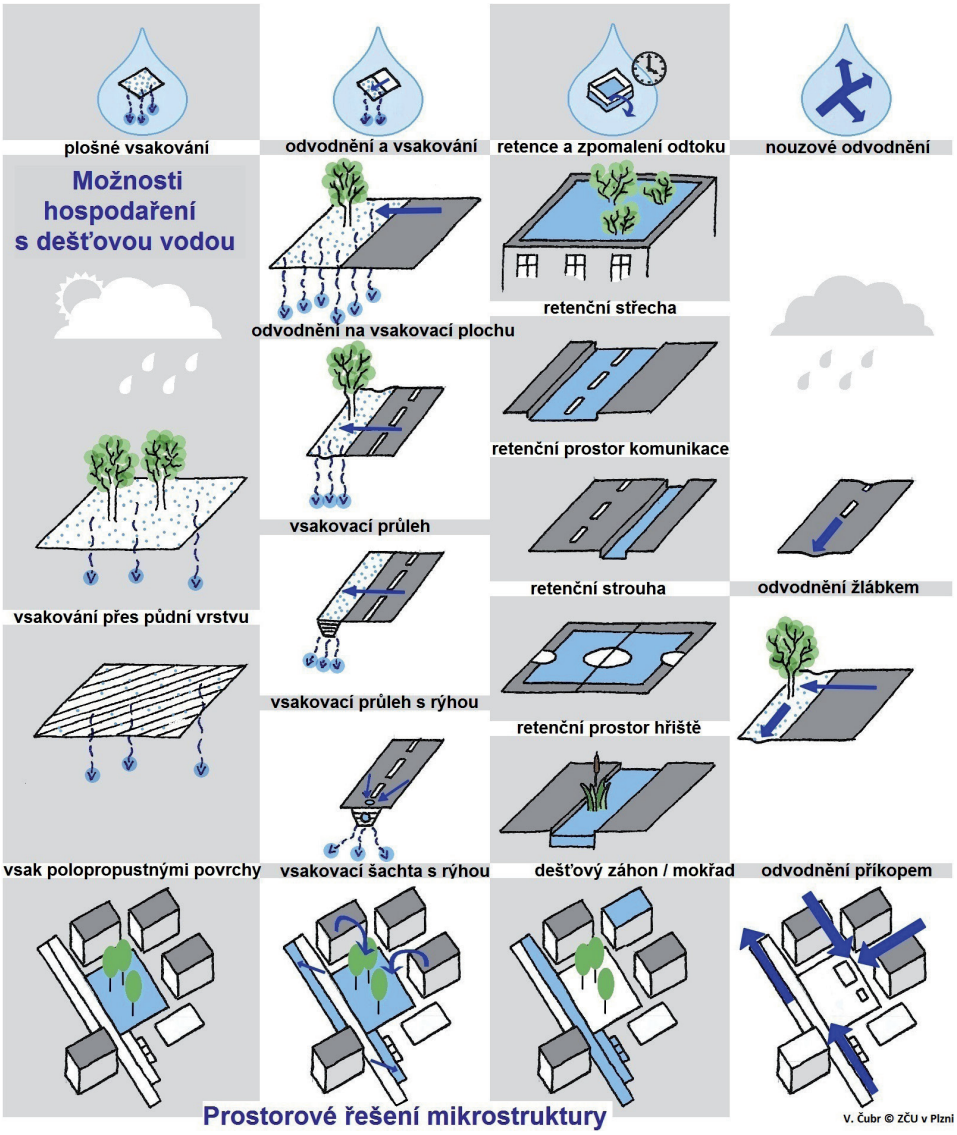
a získáváním podpory podnikatelského prostředí. V Británii je zároveň rozvíjen koncept Blue-Green City, systematicky zavádějící modro-zelenou infrastrukturu do městské krajiny (Hoang a Fenner, 2015, Hoang a kol. 2016). Vychází z požadavků na protipovodňovou ochranu a zároveň na rozvoj kvality života ve městech s využitím ekosystémových opatření. Pozornost věnuje také mechanismu participativního plánování a posouzení nákladů a užitku z realizace prvků modro-zelené infrastruktury (Obr. 3.13).



Obr. 3.13: Porovnání nástrojů na redukci odtoku srážek v závislosti na pravděpodobnosti srážkoodtokové situace a nákladů na výstavbu. Zdroj: zpracováno podle Hoang a Fenner (2015)



Obr. 3.14: Systém průlehů a míst neškodného rozlivu řeší odvodnění zástavby a zároveň tvoří parkové plochy s rekreační funkcí (Bavorsko). Zdroj: foto Jan Kopp



Obr. 3.15: Typologie opatření na omezení povrchového odtoku podle vnitřních vztahů v mikrostruktuře města. Zdroj: ilustrace Václav Čubr, podle Faltermaier a kol. 2016

3.3.2 Berlínské koncepce KURAS a Klima KONKRET

Našemu geografickému prostředí jsou nejbližší německé metodiky hospodaření s vodou ve městech. Příkladem mohou být koncepce rozvoje Berlína, které uvádí do praxe Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (Berlínský senát pro rozvoj města a životní prostředí) ve spolupráci s německými univerzitami (Schmidt 2009, Berlin Senate for Urban Development 2010). Jedná se o systém navazujících koncepčních dokumentů, vznikajících v rámci jednotlivých projektů.

Vypracována byla koncepce hospodaření s dešťovou vodou KURAS (Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme, Mitchell a kol. 2016) a Strategický plán rozvoje Klima KONKRET (Faltermaier a kol. 2016). Projekt KURAS se snaží podpořit systematický přechod od centralizovaného nakládání s vodou, typicky odváděné smíšenou kanalizací, k systému decentralizovaného využití a odvedení srážkových vod. Metodiky jsou uplatňovány při výstavbě nových či přestavbě stávajících městských lokalit. Koncept KONKRET cílí na omezení městského tepelného ostrova (město adaptované na horko) a eliminaci odpadů přívalových srážek (město citlivé k vodě). Nástroje k dosažení obou cílů se logicky doplňují a výsledkem je soubor opatření synergicky řešících oba problémové okruhy. Například podpora zeleně ve městě (parkové a uliční zeleně, zelených střech a fasád) přispívá k retenci vody, zastínění veřejného prostoru i ochlazení díky evapotranspiraci. Nástroje jsou specifikovány podle typu městského prostředí, resp. městských mikrostruktur (Obr. 3.15).

3.3.3 Plánování sítí modro-zelené infrastruktury

Rozvoj modro-zelené infrastruktury měst by měl být řešen koncepčně jako systém vytváření funkčních sítí (WEF 2014, Zalewski 2015, Perini a Sabbion 2017). V České republice se krajinné plánování soustředilo především na neurbanizovanou krajinu. Legislativně zakotvené Územní systémy ekologické stability (ÚSES, Zákon č. 114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny) představují nástroj, jehož úkolem je zvýšení ekologické stability od nejmenších celků až po celoevropské sítě. Cílem ÚSES je především vytvoření sítě relativně ekologicky stabilních území, ovlivňujících příznivě okolní, ekologicky méně stabilní krajinu, zachování či znovuobnovení přirozeného genofondu krajiny a zachování či podpoření rozmanitosti původních biologických druhů a jejich společenstev (biodiverzity). Uvedené cíle jsou velmi důležité z hlediska fungování kulturní krajiny, zejména v těch částech, kde intenzita využití krajiny člověkem neumožňuje uplatnit nástroje velkoplošné ochrany krajiny. Vytváření územního systému ekologické stability je podle § 4 odst. (1) zákona č. 114/1992 Sb. veřejným zájmem, na kterém se podílejí vlastníci pozemků, obce i stát. Plánování ÚSES se aplikuje i na městské krajiny, ovšem je otázkou, zda je prosazování funkčních prvků v městské krajině možné stejným způsobem jako v krajině neurbanizované.

Je proto třeba využívat přístupy, které propojují krajině-ekologický koncept ÚSES s urbanistickým chápáním městských sítí. Plánování sítí modro-zelené infrastruktury by mělo být navázáno nejen na potenciální biokoridory říčních a potočních niv městské krajiny (Obr. 3.16) nebo příměstské rekreační lesy, ale též koordinováno s rozvojem dopravních komunikací (Daniels 2014).



Obr. 3.16: Vodní toky často slouží pouze k odvodnění urbanizovaného území, ale neplní funkce biokoridorů (Litický potok, Plzeň). Zdroj: foto Jan Kopp

Jedním z důvodů, proč nestačí koridory vodních toků, je přirozeně omezená konektivita říčních sítí, uspořádaná v hierarchii stromu, která neumožňuje vodními koridory propojit jeho jednotlivé větve. Například město Plzeň se snaží v poslední době využít potenciál pěti říčních koridorů a na území města rozvíjet koncepci tzv. „greenways", rekreačních liniových prvků, kde se prolíná systém protipovodňové ochrany, přírodě blízkých revitalizačních prvků a sportovně-rekreační infrastruktury. Aby bylo možné systém „greenways" propojit do sítě cyklostezek nebo biokoridorů s vyšší konektivitou, je třeba uvažovat také o vytváření „greenways" mimo říční koridory.

Mezi sedm klíčových pravidel udržitelného rozvoje měst pro budoucí „nízkouhlíkovou" společnost řadí Condon (2010) zásady:

a) Území by mělo být prostoupeno sítí zeleně, která plní ekostabilizační funkci a zároveň tvoří funkčně a prostorově propojený systém parků a míst rekreace.
b) Infrastruktura území by měla vést ke snížení nákladů na výstavbu i přepravu, což souvisí s územním plánováním systémů zpracovávajících dešťové srážky co nejblíže jejich dopadu apod.

Moderní přístupy k urbanismu měst věnují velkou pozornost veřejnému prostoru, například využití nábřeží řek nebo koridorům ulic. Rozvoj sítí modro-zelené infrastruktury doporučují prosazovat jako součást revitalizace řek a navazujícího území (Perini a Sabbion 2017) nebo jako systém multifunkčních opatření pro zdokonalení

prostoru ulic, tzv. streetscape (Loos a van Vliet 2016). Inspirující je v tomto směru metodika amerického města Philadelphia, která vychází z podrobné hierarchické a funkční klasifikace městských komunikací. Každému typu komunikace pak přiřazuje doporučené prvky modro-zelené infrastruktury (Tab. 3.4, Loos a van Vliet 2016). Ve srovnání s českými podmínkami tak nejsou regulativy na budování nebo revitalizaci uličních koridorů určovány jen technickými a dopravními normami, ale též standardy na současné zavádění prvků podporujících hospodaření s dešťovou vodou, biodiverzitu a sociální funkce veřejného prostoru ulic. Existuje samozřejmě řada překážek takového přístupu, např. finanční, stavebně-technologická, legislativní či organizační. Proto je třeba se soustředit na identifikaci překážek budování modro-zelené infrastruktury v českých městech a hledání postupných kroků k jejich překonávání (WEF 2014, Koppenjan 2015).

Tab. 3.4: Prvky modro-zelené infrastruktury doporučené podle typu ulice

Typ ulice/ Prvky modro-zelené infrastruktury	Hlavní třídy	Městské bulváry	Nákupní třídy	Hlavní dopravní tepny	Obslužné průmyslové ulice	Ulice parkem	Vyhlídkové ulice	Ulice městské zástavby	Ulice rezidenčních zón	Úzké uličky	Místní obslužné ulice
Zálivy – výběžky zeleně do komunikace	2	2	2	2	2	2	2	1	2	0	0
Rohy křižovatek – výběžky zeleně	2	2	2	2	2	2	2	2	2	0	1
Zasakovací příkopy se stromy	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2
Stromy se vsakovací plochou	2	2	2	2	2	1	1	2	2	1	2
Zapuštěné boxy se zelení	2	1	2	2	1	1	1	2	2	0	2
Propustné chodníky	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2
Odvodňovací zatravněné příkopy	1	1	1	1	1	2	2	1	2	0	2
Kanálové vpusti se vsakováním	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2

2 doporučené 1 možné s omezením 0 nedoporučené

Zdroj: vlastní zpracování podle City of Philadelphia (Loos a van Vliet 2016)

3.3.4 Zavádění nových přístupů k hospodaření s dešťovou vodou v Česku

V prostředí České republiky jsou popisované trendy vývoje péče o vodu ve městech ovlivněny celkovým společensko-ekonomickým vývojem. K rozvoji nových systému hospodaření s vodou ve městech, označovaných převážně zkratkou HDV (hospodaření s dešťovou vodou), dochází v zásadě se zpožděním oproti městům ekonomicky nejvyspělejších států světa. Je to způsobeno zejména částečnou izolací našeho vodního hospodářství od zahraničních odborných a organizačních zkušeností ve druhé polovině 20. století a také úrovní udržitelného rozvoje v závislosti na stavu ekonomiky, ochrany životního prostředí a společnosti (Stránský a Kabelková 2015). Zavádění postupů hospodaření s dešťovou vodou do praxe se proto v našich podmínkách musí postupně vyrovnávat se situací ve vodním hospodářství měst, které k roku 2007 charakterizuje Stránský a Kabelková (2015) těmito znaky:

- centralizované systémy odvodnění měst,
- nedostatek politické síly k prosazování nových postupů,
- podceňování a nízké povědomí veřejnosti o problematice HDV,
- nedostatek norem a standardů pro nové nástroje HDV,
- konzervativní přístup inženýrů orientovaných na tradiční nástroje odvodnění,
- rozsáhlé výjimky ze zpoplatnění srážkových vod odváděných do centrální kanalizace,
- omezené možnosti přebírání zahraničních zkušeností.

Od počátku 21. století probíhající zavádění koncepcí HDV do české praxe měst bylo u nás inspirováno především německými a švýcarskými metodikami. Mezi průkopníky tvorby generelů HDV je možné zařadit města Hradec Králové a Olomouc (Suchánek a kol. 2010). Postupně bylo dosaženo pokroku v legislativních podmínkách (ČSN 75 9010, 2012, TNV 75 9011, 2013) a vznikly metodiky pro uplatnění v praxi (Stránský a kol. 2012, Novotná a kol. 2015, Vítek a kol. 2015). Politická podpora nových přístupů roste, zejména v souvislosti s podporou adaptace sídel na klimatické změny, tedy s řešením problémů spojených s tepelným ostrovem měst nebo otázkou zvýšení bezpečnosti měst před extrémními meteorologickými a hydrologickými situacemi – povodněmi a nedostatkem vodních zdrojů v době sucha (Pondělíček a Bízek 2016). Za finanční podpory zahraničních grantů vznikly v tomto směru podnětné projekty, které řadí hospodaření s dešťovou vodou mezi významné nástroje adaptace měst na klimatickou změnu (Lorencová a kol. 2017, Pondělíček a Bízek 2016, Šilhánková a Pondělíček 2016).

Vedle strategických dokumentů, určujících rámcové směřování nakládání s vodou ve městech, a technických norem, které stanovují požadavky na konkrétní stavební, hydrologické aj. práce a monitoring, jsou to především legislativní dokumenty, jež představují normativní rámec řešené problematiky. Legislativa dotýkající se

nakládání s vodou ve městech v českém prostředí velmi dlouho reflektovala primárně technické požadavky na kanalizační síť a úpravu vody, případně byly některé dílčí otázky součástí legislativních norem věnovaných územnímu plánování, životnímu prostředí a vodnímu hospodářství obecně.

Teprve v posledních desetiletích je možné hovořit o explicitní reflexi nakládání s dešťovou vodou v zákonných a podzákonných normách (srv. Vítek a kol. 2015). Zákon č. 274/2001 Sb., *o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů* (a jeho novelizace Zákonem č. 275/2013 Sb., *o vodovodech a kanalizacích*) mj. uvedl v praxi povinnost platby za odvádění srážkových vod do kanalizace pro veřejnou potřebu, a tímto nástrojem zvýšit podíl zasakované vody. Tato povinnost byla nicméně významně omezena různými výjimkami např. pro komunikace či plochy nemovitostí určených k trvalému bydlení a na domácnosti. Kromě této regulace zasakování uvedeným zákonem bylo významným krokem k šetrnějšímu nakládání s dešťovou vodou přijetí Vyhlášky č. 501/2006 Sb., *o odtoku a vsakování srážkových vod*. Ta v § 20, odst. 5c stanovuje, že „stavební pozemek se vždy vymezuje tak, aby na něm bylo vyřešeno vsakování nebo odvádění srážkových vod ze zastavěných ploch nebo zpevněných ploch, pokud se neplánuje jejich jiné využití". Dále doplňuje, že přitom musí být řešeno přednostně jejich vsakování, až následně zadržování a regulované odvádění oddílnou kanalizací k odvádění srážkových vod do vod povrchových, a není-li toto možné, pak jejich regulované vypouštění do jednotné kanalizace.

Následující přehled českých metodik a norem pro zavádění ekohydrologických opatření do praxe měst odráží stav v roce 2017. Základní metodiky a normy vychází z autorského týmu ČVUT Praha a spolupracujících firem a institucí. Dále je pro návrh konkrétních opatření vhodné využít specializované metodiky pro nakládání se srážkovými vodami, projektování modro-zelené infrastruktury měst a následnou péči. S problematikou samozřejmě souvisí řada dalších oborových norem (citujeme ČSN 73 6110 Projektování místních komunikací) a dílčích metodik, které nejsou v přehledu uvedeny.

Základní metodiky a normy

ČSN 75 9010. (2012): Vsakovací zařízení srážkových vod. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha.

NOVOTNÁ, J., LUBAS, M., KABELKOVÁ, I. (2015): Možnosti řešení vsaku dešťových vod v urbanizovaných územích v ČR. Ministerstvo životního prostředí, GEOtest, a.s., Sweco Hydroprojekt a.s., Brno.

STRÁNSKÝ, D. a kol. (2012): Srážkové vody a urbanizace krajiny: TP 1.20.1: technická pomůcka k činnosti autorizovaných osob. Česká komora autorizovaných inženýrů a techniků činných ve výstavbě, Praha.

TNV 75 9011 (2013): Hospodaření se srážkovými vodami. Odvětvová technická norma vodního hospodářství. Sweco Hydroprojekt a.s., Praha.

VÍTEK, J., STRÁNSKÝ, D., KABELKOVÁ, I., BAREŠ, V., VÍTEK, R. (2015): Hospodaření s dešťovou vodou v ČR. ZO ČSOP Koniklec, Praha.

Další tematické metodiky a normy

BURIAN, S. a kol. (2016): Standardy pro navrhování, provádění a údržbu zelených střech. Odborná sekce Zelené střechy při Svazu zakládání a údržby zeleně, Brno.

ČSN 73 6110 (2006): Projektování místních komunikací. Česká technická norma. Český normalizační institut.

JUST, T. a kol. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. ČSOP, MŽP a Ekologické služby, s.r.o., Praha.

KABELKOVÁ, I., HAVLÍK, V., KUBA, P., SÝKORA, P. (2010): Posuzování dešťových oddělovačů jednotných stokových systémů v urbanizovaných územích. Metodická příručka. Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost.

PONDĚLÍČEK, M., EMMER, A., ŠILHÁNKOVÁ, V. a kol. (2016): Metodika tvorby adaptační strategie sídel na změnu klimatu. Civitas per Populi, Hradec Králové.

REŠ, B., VENCÁLEK, T., KOSEJK, J. (2009): Obnova zeleně v urbanizované krajině. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

STRÁNSKÝ, D. a kol. (2009): Metodická příručka posouzení stokových systémů urbanizovaných povodí. Asociace čistírenských expertů České republiky, Praha.

ŠIMEČKOVÁ, J. (ed.) (2016): Zelené střechy, Standardy pro navrhování, provádění a údržbu. Svaz zakládání a údržby zeleně, Brno.

TŘEBICKÝ, V., NOVÁK, J. (2015): Metodika tvorby místní adaptační strategie na změnu klimatu. CI2, o.p.s., Praha.

ÚSTAV PRO EKOPOLITIKU, O. P. S. (2009): Jak hospodařit s dešťovou vodou na soukromém pozemku. Praktický rádce pro obnovu propustnosti povrchů a zasakování. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha.

3.3.5 Ekohydrologických opatření v městské krajině

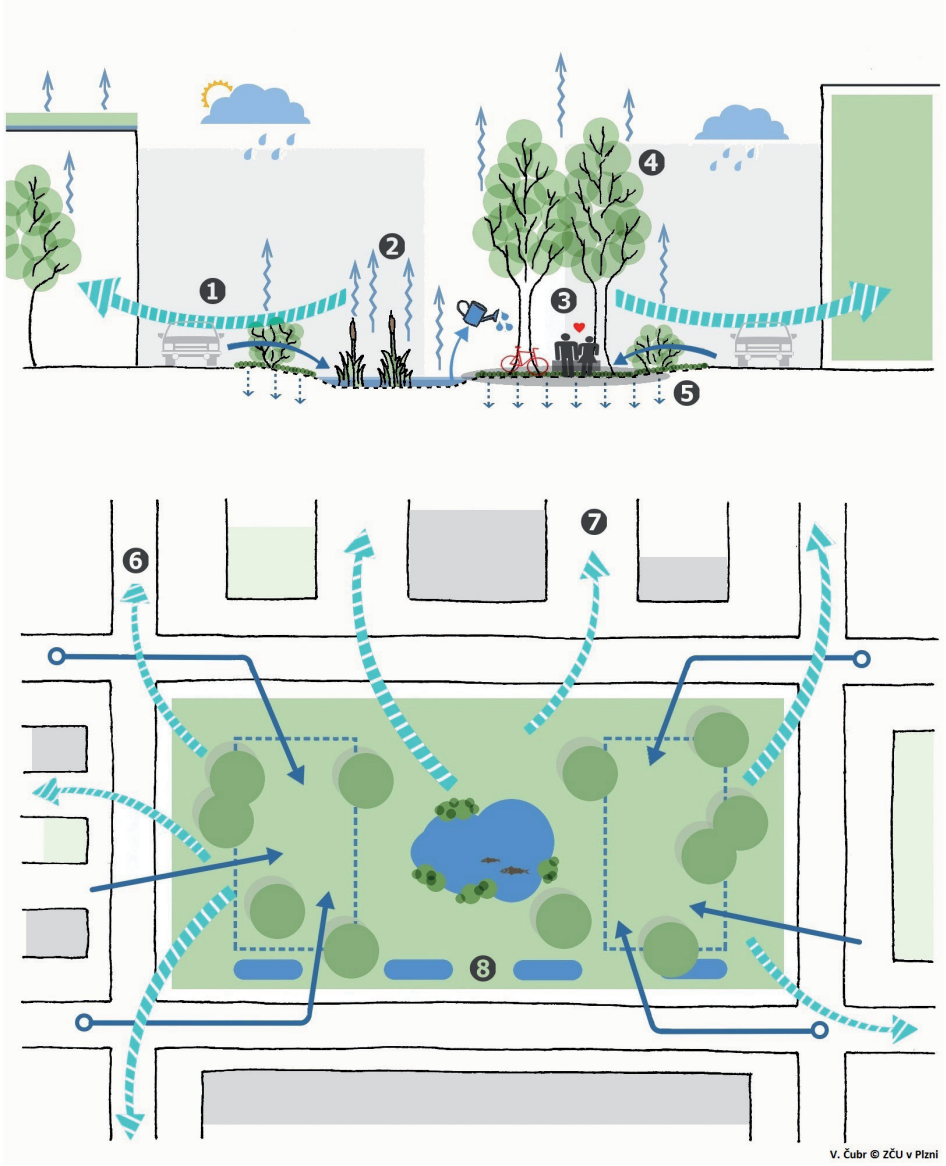
Ekohydrologická opatření v městské krajině je vhodné rozdělit podle vlivu na průběh srážkoodtokového procesu v městské krajině do šesti kategorií (TNV 75 9011, 2013, Woods-Ballard a kol. 2015, Vítek a kol. 2015). Jednotlivá opatření se liší svým retenčním účinkem, vlivem na kvalitu vody, kvalitu prostředí nebo dalšími ekosystémovými službami, např. podporou biodiverzity městské krajiny (Tab. 3.5):

1. Systémy zachycení a využití vody: nádrže na srážkovou vodu a zařízení na její využití v domácnosti nebo na pozemku,
2. Systémy plošné retence a vsakování: zelené střechy, propustné a polopropustné povrchy, umělé mokřady,

3. Vsakovací systémy bodové a liniové (Obr. 3.18): vsakovací průlehy, vsakovací průlehy se štěrkovou rýhou, vsakovací nádrže, vsakovací rýhy, vsakovací šachty, podzemní nádrže se vsakováním,
4. Systémy povrchového odvodnění území: odvodňovací příkopy, koryta efemerního odtoku,
5. Systémy zadržení vody a regulovaného odtoku: povrchové nebo podzemní nádrže s regulovaným odtokem (Obr. 3.17), suché nádrže (poldry),
6. Systémy čištění vody ve spojení se systémy vsakování nebo odtoku: sedimentační jímky, filtrační systémy mechanické, půdní, adsorbční, odlučovače lehkých kapalin, biotopy s biologickým čištěním.



Obr. 3.17: Povrchová nádrž na dešťovou vodu s regulovaným odtokem, bez využití krajinného a ekologického potenciálu vodní plochy (Plzeň, Borská pole). Zdroj: foto Jan Kopp



1 Nouzový přetok při přívalových srážkách
2 Mokřadní biotopy s retencí a výparem
3 Zastíněné místo k sezení
4 Zeleň podporující výpar
5 Vsakovací průleh
6 Ulice s prouděním ochlazeného vzduchu
7 Otevřené okraje ulic umožňují proudění vzduchu
8 Retenční prvky – mokřadní biotopy, průlehy a poldry

Obr. 3.18: Ekohydrologická opatření pro veřejné plochy městské zeleně. Zdroj: ilustrace Václav Čubr, podle Faltermaier a kol. 2016

Tab. 3.5: Výběr opatření podle kombinace různých kritérií

Typ opatření	Prostorový typ akumulace vody	Kritéria výběru					
		Množství vody					
			Objem odtoku				
		Špičkový průtok	Malá intenzita srážek	Velká intenzita srážek	Kvalita vody	Přínos pro městské prostředí	Biodiverzita
Akumulace a využití srážkové vody	•		2	2		2	
Zelené střechy	⌂	1	2		2	2	2
Vsakovací plochy s bodovým nátokem	•	2	2	2	2	2	2
Podpovrchové čistící systémy	•				2		
Vsakovací průlehy (vegetační)	——		2		2	1	1
Vsakovací průlehy s rýhou (štěrkové)	——	2	1		2	1	1
Odvodňovací vegetační příkopy	——	2	2	2	2	2	2
Vsakovací plochy s vegetací, dešťové zahrádky	•	2	2	2	2	2	2
Stromy se vsakovací plochou	•	2	2		2	2	2
Propustné technické povrchy	⌂	2	2	2	2	1	1
Podpovrchové retenční a vsakovací nádrže	•	2					
Suché retenční nádrže	•	2	2		2	2	2
Vodní nádrže a umělé mokřady	•	2			2	2	2

Typ akumulace: • bodový —— lineární ⌂ plošný

Kritéria výběru: 2 doporučené 1 možné s omezením

Zdroj: adaptováno podle metodiky SuDS (Woods-Ballard a kol. 2015)

Normy a metodiky preferují povrchové vsakování přes souvislou zatravněnou humusovou vrstvu. Takové plošné zakování je považováno za nízko zatěžující, přičemž odtok ze zpevněných ploch je zaústěn na zelené plochy s dobrou vsakovací

schopností a částečně filtrační schopností a není zapotřebí retenční prostor. Případně se doporučuje vsakování v průlehu či v průlehu doplněném rýhou, u kterých se retenční objem využívá pro dočasné zadržení srážkové vody před tím, než se vsákne do podloží (TNV 75 9011, 2013, Novotná a kol. 2015). Tento způsob je vhodný pro odstraňování všech typických znečištění ve srážkových vodách bez vlivu povrchů s velkou produkcí znečištění (např. metalických povrchů střech). Vsakování v centrální vsakovací nádrži nebo v systému průlehů a rýh se liší tím, že má nižší účinnost čištění, protože hydraulické zatížení je vyšší. Pro vysoce znečištěné vody je nutno doplnit předčištění, zejména zachycení nerozpuštěných látek (TNV 75 9011, 2013, Novotná a kol. 2015). Při výběru a prostorovém návrhu opatření v městských mikrostrukturách je třeba věnovat kvalitě zadržované a odtékající, resp. vsakované vody významnou pozornost. Orientační představu o účinnosti jednotlivých opatření nám dávají informace získané na základě praxe (Tab. 3.6). Legislativní předpisy k nakládání se srážkovými vodami, ovlivněnými znečištěním, definuje norma TNV 75 9011 (2013) v závislosti na typu městských ploch.

Tab. 3.6: Vliv opatření na snížení odtoku znečištění z městských povrchů

	Kvartily hodnot koncentrací $Q_{0,25}$ – $Q_{0,75}$				
	RL (mg/l)	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Ni (µg/l)
Přítok z městských povrchů	20–114	0,2–0,6	6–22	29–112	3–8
Odtok ovlivněný opatřením					
Vsakovací průlehy (vegetační)	10–35	0,1–0,3	5–12	11–53	2–4
Vsakovací plochy s vegetací	5–20	0,04–0,1	4–10	5–29	3–8
Odvodňovací vegetační příkopy	10–43	0,2–0,3	4–15	18–55	2–5
Suché retenční nádrže	10–47	0,1–0,4	2–12	6–58	2–4
Vodní nádrže	4–28	0,1–0,4	3–7	11–39	2–6
Umělé mokřady	4–21	0,1–0,4	2–6	11–33	2–6
Propustné technické povrchy	14–44	0,3–0,5	4–11	2–29	1–3

RL – rozpuštěné látky

Zdroj: Woods-Ballard a kol. (2015)

Kromě kvality vsakované vody je třeba při výběru opatření pro vsakování posuzovat řadu dalších kritérií. Některá jsou podmiňující (např. vhodnost hydrogeologického prostředí), jiná kapacitní (množství vsakované vody v závislosti na návrhových hodnotách srážek), další jsou upřesňující pro vlastní design (např. lokální prostorové a sklonitostní poměry, urbanistické zapojení do městské mikrostruktury), jiné provozně-ekonomické (např. nároky na budoucí provoz a údržbu, majetkové poměry, náklady vlastní realizace, vliv na ekonomiku vodního hospodářství daného objektu).

Podrobněji se výběrem opatření zabývají specializované metodické publikace (např. Woods-Ballard a kol. 2015, Novotná a kol. 2015, Vítek a kol. 2015, WEF 2014, Loos a van Vliet 2016, Faltermaier a kol. 2016, Perini a Sabbion 2017).

3.4 Vegetační prvky v městském prostředí ve vztahu k mikroklimatu a nárokům na závlahu

Výsadba a péče o vegetační prvky představuje základní opatření ke zlepšení městského mikroklimatu a ekohydrologických funkcí městské krajiny. Doporučuje se využití volných povrchů budov v podobě zelených střech či zelených fasád a využití vegetačních úprav s vodohospodářskou funkcí na rostlém terénu, tedy především travnatých ploch, stromů a keřů, případně trvalkových výsadeb. Pro projektování zelené či vodní střechy je limitujícím kritériem především sklon střechy a únosnost střechy při hmotnosti nasyceného substrátu. U zelených fasád je limitující stav fasády a stěny jako takové ve vztahu k udržení rostliny ve všech povětrnostních podmínkách v daném klimatickém prostředí.

Využití vegetačních prvků na rostlém terénu naráží na zásadní problém a tím je střet zájmu ve vztahu k inženýrským sítím, dopravní infrastruktuře a nepropustným povrchům, zhutněné půdě, zasolení atd. Obecně a zjednodušeně by bylo možné říci, že čím je vegetační prvek vyšší, tím více poskytuje listové plochy schopné evapotranspirace, intercepce a stínění. Čím je vegetační prvek mohutnější, tím je zároveň náročnější na kvalitu půdního prostředí, které nelze výrazně upravovat v průběhu života daného prvku, jak je tomu například u travnatých ploch, trvalkových záhonů apod. Čím je vegetační prvek mohutnější, tím lépe odolává vodnímu stresu, ale v případě jeho kolapsu se hůře obnovuje a jeho nástup do plně funkčního stavu trvá podstatně déle. V dalším textu jsou podrobněji komentovány jednotlivé vegetační prvky, jejich funkce a nároky na pěstování s ohledem na ekohydrologickou problematiku.

3.4.1 Zelené a vodní střechy

Z hlediska vodní bilance města mohou zelené střechy plnit hned několik funkcí. Šimečková a kol. (2016) shrnuje environmentální funkce zelených střech ve vztahu k mikroklimatu města do následujících bodů: zlepšení mikroklimatu, vyrovnávání extrémních teplot, zvýšení vlhkosti vzduchu. Významným bodem je zpomalení odtoku a zadržování dešťové vod, čímž se zpozdí a utlumí odtok do kanalizace. Dle normy DIN 1986, část 2, lze u zelených střech o min. tloušťce nástavby 10 cm počítat s koeficientem odtoku vody 0,3 (DIN 1986-100, 2016). To znamená, že jen 30 % vody ze srážek odteče a 70 % se zachytí a následně vypaří (Minke 2001). Dle Špinlerové (2014) odtéká z vegetační střechy dokonce jen asi 10 % srážkové vody. Bavorský zemský ústav ve Veitshöchenheimu zjistil, že při intenzitě deště 20 l/m^2 za 15 minut odteče za tuto dobu ze střechy s 10 cm mocným substrátem jen 5 l/m^2, zatímco

ze štěrkopískové střechy 16 l/m^2. Zadržením odtoku se snižuje zatížení kanalizace a částečně tak zelené střechy přispívají ke snížení nebezpečí záplav (Minke 2001). Výparem zadržené vody se snižuje množství sluneční energie, která se přemění na teplo, zelené střechy jsou tak chladnější oproti okolním povrchům. Odpaření jednoho litru vody představuje ekvivalent cca 0,7 kWh energie potřebné pro provoz chladícího zařízení, tedy 1 mm srážek zadržených na 100 m^2 zelené střechy odpovídá energii chlazení 70 kWh (Šimečková a kol. 2016). Zelené střechy, podobně jako zelené fasády, mohou snižovat vliv „tepelného ostrova" města a zvyšovat vzdušnou vlhkost pomocí evapotranspirace rostlin a stíněním (Wong a kol. 2009). Oproti rostlému terénu mají zelené střechy tu výhodu, že retenční výkon vegetačních souvrství nezávisí na vlastnostech půdy v dané lokalitě a hladině podzemní vody (Šimečková a kol. 2016).

Zelené střechy lze dělit podle druhu vegetace na extenzivní, polointenzivní a intenzivní (Šimečková a kol. 2016). Extenzivní střechy se zakládají na malých vrstvách substrátu a k výsadbám se používají rostliny odolné, nenáročné, snášející extrémní podmínky, se schopností rozrůstat se do plochy. Vhodné jsou především takové druhy, které přežijí beze škody periody vyschnutí a opět snadno regenerují a nevyžadují pravidelnou a častou údržbu (VŠÚOZ Průhonice 1990). Zřizují se na střešních konstrukcích nízké nebo nižší únosnosti, tj. od 100 do 300 kg/m^2 (Ondřej 1996). Pro extenzivní střechy uvádí VŠÚOZ Průhonice (1990) hmotnost vody v nasyceném substrátu 50–170 kg. Mocnost substrátu se pohybuje od 5 do 15 cm (Kolb a kol. 1990). Pro vhodně zvolené sukulenty může postačovat mocnost souvrství jen 40 mm, někdy i méně. K ozelenění se používají mechy, rozchodníky a jiné sukulenty, trávy a byliny (Šimečková a kol. 2016). Udržovací péče je minimální, ekonomicky šetrná (Kolb a kol. 1990), zpravidla se jedná o plochy bez systému závlahy.

Polointenzivní zelená střecha, někdy uváděná jako jednoduchá intenzivní střecha, vyžaduje závlahu v sušších obdobích roku. Ostatní pěstební zásahy výrazně nepřevyšují péči o extenzivní zelenou střechu (2x ročně kontrola, odstranění nežádoucí vegetace, přihnojení dle typu substrátu a vývojové fáze porostu, případně pokosení). Mocnost vegetačního souvrství se obvykle pohybuje v rozmezí 150–350 mm. K ozelenění se používají trávy a byliny, trvalky, keře (Šimečková a kol. 2016).

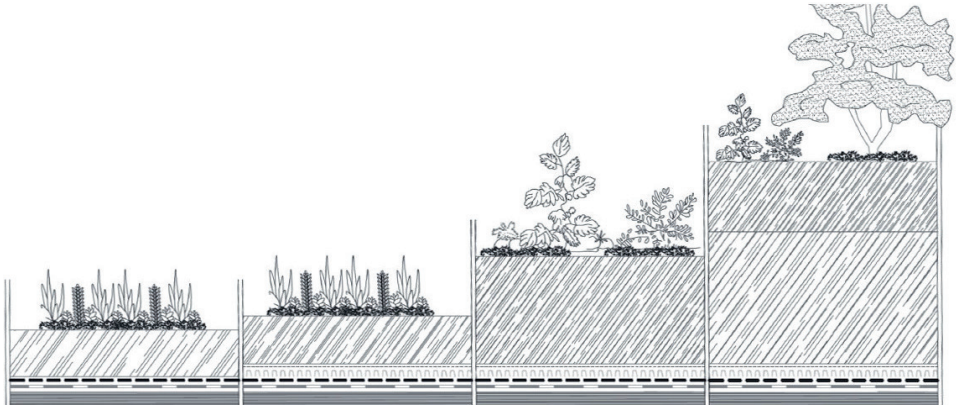
Intenzivní zelené střechy vyžadují pravidelnou údržbu, závlahu, přihnojování, odstraňování nežádoucích rostlin, sečení a další. Mocnost souvrství je obvykle vyšší než 300 mm podle typu vegetace. K ozelenění se používají trávník, trvalky, keře, stromy, užitkové rostliny (ovoce, zelenina, Obr. 3.19) (Šimečková a kol. 2016). Intenzivní zelená střecha umožňuje pohyb osob (Ondřej 1996).

Vodní střechy představují střechy, kde plášť může být ve vegetačním období trvale zaplaven vodou. V těchto střechách nacházejí uplatnění vodní rostliny (Hamata a kol. 2000).



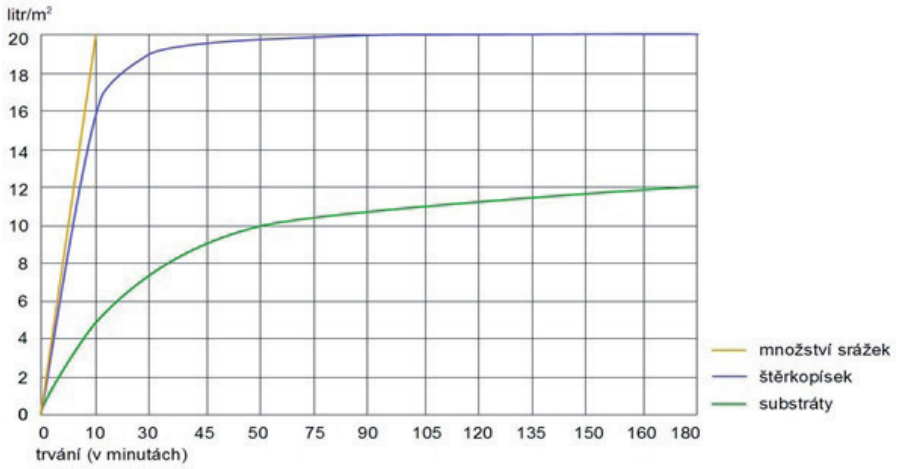
Obr. 3.19: Intenzivní zelené střechy lze využít k pěstování ovoce a zeleniny. Zdroj: foto Jan Kopp

Konkrétní a názorný příklad výpočtu dimenzování drenážní vrstvy extenzivního vegetačního souvrství je uveden ve standardech pro navrhování, provádění a údržbu zelených střech (Šimečková a kol. 2016). Pro výpočet odvodnění je klíčový odvod vody při přívalovém dešti. Není žádoucí, aby se dešťová voda hromadila na povrchu střechy ani, aby po jejím povrchu tekla. Je nutné, aby se voda rychle vsákla do vegetační a hydroakumulační vrstvy. Přebytek vody musí být odveden do drenážní vrstvy a dále ke střešním vtokům. Požadovaný výkon drenážní vrstvy se stanovuje dle rovnice. Hodnoty návrhového 15 minutového deště pro výpočet jsou k dispozici v národní normě ČSN 75 9010. Drenážní vrstva se dimenzuje na 15 minutovou špičku extrémního desetiletého deště. Pro potřeby návrhu je možné použít i hodnoty v ČSN 75 6760 Vnitřní kanalizace. Součinitel odtoku závisí na tloušťce a složení vegetační vrstvy (Obr. 3.20, Obr. 3.21). Pokud nejsou k dispozici součinitele odtoku konkrétních skladeb vegetačního souvrství, použijí se pro výpočet hodnoty z, které vycházejí z normy ČSN 75 6760.



Jednovrstvé extenzivní souvrství	Extenzivní souvrství	Polointenzivní souvrství	Intenzivní souvrství
extenzivní vegetace	extenzivní vegetace	polointenzivní vegetace	intenzivní vegetace
vegetační vrstva s velmi zvýšenou vodopropustností	vegetační vrstva lehká	vegetační vrstva těžká	vegetační vrstva tvořena z 1/3 z těžké a ze 2/3 z lehké části, spodní část může být doplněna o hydroakumulační vrstvu s definovanou nasákavostí a vodopropustností
	filtrační vrstva		
	drenážní vrstva		
ochranná a separační vrstva			
hydroizolace odolná proti prorůstání kořenů			
plošná hmotnost souvrství < 100 mm	plošná hmotnost souvrství 60–150 mm	plošná hmotnost souvrství 150–350 mm	plošná hmotnost souvrství < 300 mm
80–150 kg.m^{-2}	90–200 kg.m^{-2}	200–400 kg.m^{-2}	> 400 kg.m^{-2}

Obr. 3.20: Rozdělení zelených střech podle druhu vegetace a skladby souvrství. Zdroj: Šimečková a kol. (2016)



Obr. 3.21: Odtok deště ze střešních substrátů o celkové tloušťce 10cm ve srovnání se štěrkopískem (plochá střecha). Zdroj: upraveno podle Kolb a kol., 1999

3.4.2 Zelené fasády

Zelené fasády absorbují sluneční záření, které využívají pro fotosyntézu, transpiraci, evaporaci a respiraci. Tato odebraná energie slunečního záření se tak nemůže přeměnit na energii tepelnou (Krusche a kol. 1982). V městském prostředí může být pomocí evapotranspirace a stínění snížena teplota fasády o 2–4 °C (Onishi a kol. 2010). Terénní měření v Německu ukazuje na snížení teploty zelené fasády o 2–6 °C oproti fasádě bez vegetace (Stránský 2012). Ze stavebního hlediska dokáží popínavé rostliny vysoušet a zabraňovat vlhnutí stěn. Listy fungují jako tašky zamezující průniku dešťové vody, ale neuzavírají stěnu do neprodyšného obalu a vodní páry se tak mohou z objektu volně odpařovat. Vegetací chráněné stavby mohou za určitých podmínek lépe odolávat vlivům rozdílných teplot (Burian 2011, Werk 1993, Kleinod 2004). Díky listům dřeviny proniká k vlastní opoře jen 5–20 % slunečního záření, což zamezuje pnutí materiálu. Volná stěna, která by na slunci mohla dosáhnout teplot kolem 42 °C, dosahuje pod krytem rostlin teplot kolem 22 °C (Dunnet a Kingsbury 2004). Nejúčinnějším mechanizmem se v tomto ohledu jeví stínění. Čím silnější je vrstva porostu, tím méně se fasáda ohřívá. Určitou výhodou použití zelených fasád oproti výsadbě stromů v rostlém terénu je jejich méně komplikované plánování i samotná realizace výsadby. Hlavní funkcí jejich kořenového systému je příjem vody a živin, méně funkce kotvící, protože oporou rostliny je fasáda či konstrukce. Kořenový systém pnoucích rostlin vyžaduje minimální půdní prostor rostlého terénu, případně mohou být rostliny usazené v mobilní nádobě, v případě vegetačních stěn v „kapse“ přímo na fasádě budovy.

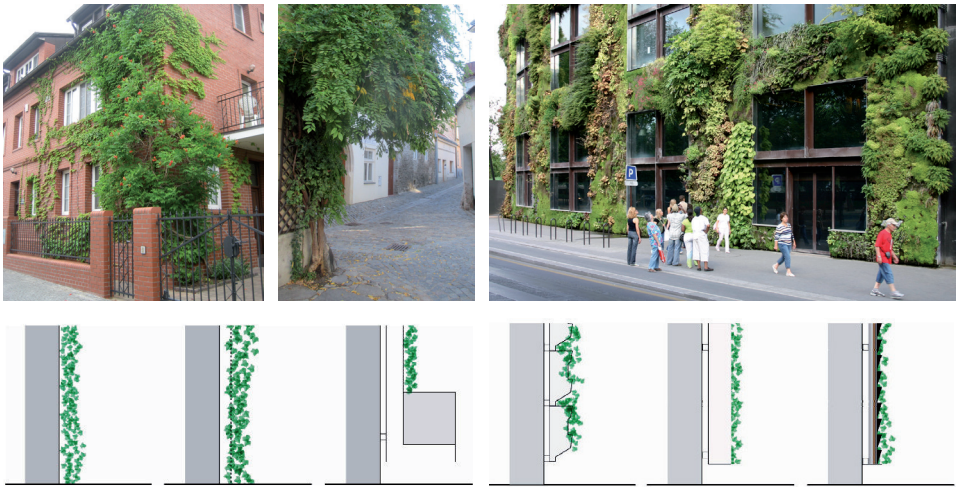
Zelené fasády se dělí na systémy zpravidla spojené s volnou půdou (využívající především popínavé rostliny) a systémy nespojené s volnou půdou tzv. moderní systémy vertikálních zahrad (Perini a kol. 2011, Tab. 3.7, Obr. 3.22). Popínavé rostliny

rostoucí ve volné půdě jsou přichyceny přímo k fasádě bez opory (direct greening) či nepřímo pomocí opory (indirect greening). Popínavé rostliny mohou být umístěny v rostlém terénu či v pěstebních kontejnerech. Systémy zelených fasád (Living wall system – LWS) se dělí dle způsobu uchycení rostlin na rostliny v boxech, rostliny v pěnových substrátech a na rostliny v plstěných kapsách (Wong a kol. 2010).

Tab. 3.7: Porovnání systémů zelených fasád

Pnoucí dřeviny	Moderní systémy vertikálních zahrad
Nezávislost na energických zdrojích	Závislost na zdrojích energie
Prakticky bez nákladů na údržbu	Pravidelná a nákladná údržba
Omezená výška, do které rostliny vyrostou	Možné systémy instalovat do jakékoli výšky
Dlouhá doba, dokud rostlina nedosáhne optimálního pokryvu	Téměř okamžitý efekt
Nízká variabilita kompozice	Vysoká variabilita kompozice
Nízké pořizovací náklady (v řádech několika set Kč na m^2)	Vysoké pořizovací náklady (v řádech tisíců Kč na m^2)
Využití primárně v exteriéru	Možno použít jak v exteriéru, tak v interiéru

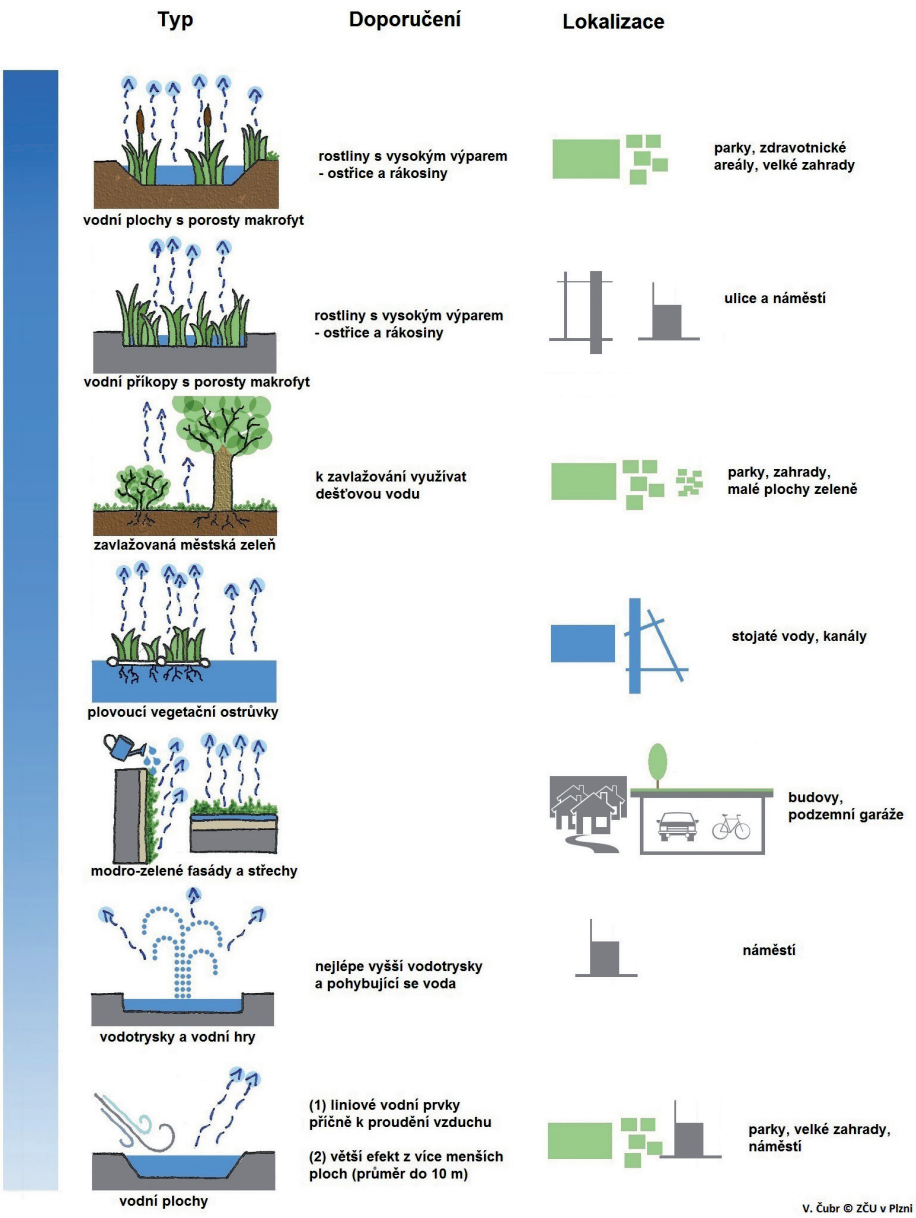
Zdroj: Burian (2011)



Obr. 3.22: Systémy popínavých rostlin ve volné půdě (příklad Praha, Znojmo) a vertikální zahrady (příklad Paříž). Zdroj: Perini a kol. (2011), foto: Gelová a Baroš

Vertikální zahrady vyžadují vždy automatickou závlahu a kontinuální přísun vody. Je možné využít dešťové vody, pokud jsou z ní odstraněny toxické látky. Zavlažování a přihnojování musí být automatické a pravidelně kontrolované. Hnojení je aplikováno skrze závlahu (Berlin Senate for Urban Development 2010). Bez uvedených opatření se neobejde žádný systém vertikální zahrady (Pejchal 2011).

Výběr rostlin pro vertikální zahrady je problematický, především s ohledem na schopnosti rostlin přezimovat v uvedeném systému, tedy mimo rostlý terén. Pro výběr rostlin na tato stanoviště je také potřeba zohlednit odolnost rostlin proti vysokým teplotám a vysoké intenzitě slunečního záření. U stěn, na které intenzivně svítí slunce, dochází k velkým výkyvům mezi nočními a denními teplotami a velkému odpařování vody (Pejchal 2011).



Obr. 3.23: Využití vody a vegetace podle typu využití ploch ve městě. Zdroj: ilustrace Václav Čubr, podle Faltermaier a kol. 2016

3.4.3 Vegetační úpravy s vodohospodářskou funkcí na rostlém terénu

Jako vegetační úpravy s vodohospodářskou funkcí lze chápat vegetační příkopy, dešťové zahrádky a vegetační pásy navazující na komunikace (Obr. 3.23). Hlavní funkcí vegetačních příkopů (vegetated swales, bioswales) je vsakování, čištění a odvádění dešťové vody. Dle průzkumu v rezidenční čtvrti Augustenborg ve městě Malmö je odhadováno, že po revitalizaci bylo zhruba 90 % srážkových vod ze střech a ostatních nepropustných povrchů svedeno do systému povrchového odvodnění, které zásadně přispívá ke zpomalení odtoku během srážkových událostí a díky následnému výparu došlo k celkovému snížení odtoku srážkových vod asi o 20 % (Pejchal 1995). Vysazují se zde trvalky, kterým nevadí zamokření, případně trávník (Šimečková a kol. 2010). Dešťové zahrádka (Rain garden) je tvořena terénní depresí jako vegetační příkop, ale dešťová voda se zde pouze zachycuje, není odváděna. Do vegetačních pásů navazující na chodník (stormwater curb extension) je pomocí snížených obrubníků, či propustků přiváděna dešťová voda z okolních komunikací (Heisigová a kol. 2014). Uvedenou problematikou, v kontextu české legislativy, se podrobně zabývá Vítek a kol. (2015).

3.4.4 Travnaté plochy

Pro zajištění odpovídajících užitných vlastností kvalitního trávníku v městském prostředí je v současné době nezbytným opatřením umělá závlaha. V posledních letech bylo nutno k jejímu zahájení přistoupit na mnohých plochách již koncem března. To se týká zejména trávníků s vyšším podílem písku ve vegetační vrstvě. Rizikový je ovšem také pro většinu trávníků a travnatých ploch (pokud nejsou složeny vyloženě z hygrofytních travních druhů) dlouhodobý nadbytek vody způsobený např. vysokou hladinou spodní vody nebo špatně seřízenou závlahou na nepropustných půdách (Straka a Straková 2007). V klimatických podmínkách České republiky tvoří roční úhrn srážek asi třetinu až polovinu potřeného množství vody pro kvalitní trávník. Potřeba vody ve vegetačním období se u většiny trávníků pohybuje v rozmezí 600–800 mm/m^2. Některé druhy založené na velmi propustném písčitém podloží mají potřebu vody ještě vyšší (Hrabě 2003). Obecně definované vegetační období, vymezené průměrnou denní teplotou nad 10°C, má například na území Plzně délku trvání 160–170 dní, v Ústí nad Labem přibližně 170 dní (Tolasz a kol. 2007), v důsledku klimatických změn se jeho délka prodlužuje.

Dle Svobody (2011) je třeba, aby v období od dubna do října dostal trávník optimálně 450–680 mm vodních srážek ve víceméně stejnoměrně rozložených dávkách (Tab. 3.8). Obecně je snahou počátek pravidelného zavlažování co možná nejvíce oddálit, jinak platí zásada, že jakmile začneme zavlažovat, měli bychom v závlaze víceméně pravidelně pokračovat až do pozdního podzimu. Každé zvýšení teploty o 5 °C nad průměrnou denní teplotu 15 °C znamená u trávníku o 1 až 2 l/m^2 vyšší spotřebu vody (Tab. 3.9).

Tab. 3.8: Potřeba závlahy v jednotlivých měsících

Měsíce závlahy	Orientační potřeba závlahy
Březen	30 mm
Duben	50 mm
Květen	70 mm
Červen	90 mm
Červenec	110 mm
Srpen	110 mm
Září	90 mm
Říjen	50 mm

Zdroj: Hrabě a kol. (2003)

Tab. 3.9: Denní spotřeba vody trávníkem v závislosti na teplotě

Teplota vzduchu (°C)	Spotřeba vody trávníkem
< 20	1–2 mm
20–25	2–3 mm
25–30	3–4mm
30–35	5–6 mm
> 35	> 7 mm

Zdroj: Hrabě a kol. (2003)

Je vhodné aplikovat větší dávku vody v delších časových intervalech. To platí i za horkého počasí, kdy by měl být interval závlahy 3–4 dny. Délka závlahy by měla být taková, aby došlo k provlhčení půdního profilu do hloubky 15 cm. Tím se potlačí druhy mělce kořenící jako např. lipnice roční a lipnice obecná, omezí se i rozvoj houbových chorob. Trávník je vhodné nebo v řadě případů dokonce nezbytné, zavlažování i během dne za horkého počasí. Na úzkých a převážně vzpřímených listech ulpí pouze minimální množství vody, která by mohla být příčinou případného popálení. U nově založených trávníků by povrch půdy neměl v žádném případě vyschnout (Straka a Straková 2007).

3.4.5 Stromy a keře

Všechny rostliny, dřeviny nevyjímaje, potřebují ke svému růstu a vývoji vodu, tu získávají z půdy a vypařují ji přes listy. Veškerá voda, která se dřevinám dostane je buď přirozeného původu (déšť), nebo je dodávána pomocí závlahy. Množství vody, které je pro rostliny k dispozici, závisí na vodní kapacitě půdy nebo na vlastnostech podloží a na hloubce kořenů. Většina kořenů dřevin se nachází ve svrchních 40 cm půdy (Smýkal a kol. 2008). U většiny stromů je 60 % kořenů v hloubce 25–60 cm.

Pro orientační stanovení potřebného kořenového prostoru je dle Černohorské (2010) možné použít následující výpočty, které vycházejí z předpokladu absence zálivky. Na 1m^2 projekční plochy koruny potřebuje strom 0,75 m^3 prokořeněného objemu půdy. Nebo lze odvozovat z poznatku, že objem prokořeněného prostoru odpovídá 1/10 objemu koruny. Je třeba počítat s prokořeňovací hloubkou 0,8–1 m podle stanovištních podmínek a korunu stromu je třeba uvažovat jako plně rozvinutou (Černohorská 2010).

Zálivka u výsadeb se provádí po dobu odeznívání povýsadbového šoku. Délku povýsadbového šoku lze orientačně stanovit jako 1 rok na každých 80 mm obvodu kmene (zaokrouhleno nahoru). Toto pravidlo neplatí na extrémních stanovištích, kde je podle konkrétních podmínek nutné zajistit závlahu až do řádného zakořenění, v některých případech (například stanoviště bez propojení kořenového prostoru na rostlý terén) i po celou dobu existence stromu na stanovišti. Zálivka se musí přizpůsobit klimatickým podmínkám, stanovišti (například vlivu expozice stanoviště vůči větru či slunečnímu záření), aktuálnímu průběhu počasí, velikosti vysazeného stromu, půdní vlhkosti, termínu provádění zálivky (některé druhy vyžadují vydatnou zálivku před zimou) a požadavkům daného taxonu. Vhodný je většinou cyklus 6–8 zálivek během prvního vegetačního období po výsadbě. Četnost zálivek se ve druhém roce snižuje na 3–6 (Kolařík a kol. 2013, Tab. 3.10)

Závlahové dávky se stanovují v takovém rozsahu, aby se provlhčil celý prokořenělý prostor. Menší dávky jsou nevhodné, dochází k podporování mělkého kořenění, tím k menší odolnosti vůči suchu v období přísušků. Vysoké dávky jsou také nevhodné, dochází k vyplavování živin, a pokud budeme aplikovat vysoké dávky soustavně, vytěsníme půdní vzduch z půdního profilu což má za následek poškozování kořenů nebo jejich odumírání (Smýkal a kol. 2008). Zároveň je nutné dávky vody omezovat pouze na nezbytně nutné minimum, protože jinak se snižuje, či dokonce ustává účinnost obranných mechanismů dřevin vůči suchu (Kolařík a kol. 2010). Je-li dostatečně velká výsadbová jáma a jsou-li zajištěny dobré vlastnosti půdy, není třeba do půdy instalovat speciální zavlažovací zařízení, stačí pouze vhodně tvarovat vyvýšené okraje kořenové mísy, které zachytí zálivkovou vodu dodanou na povrch kořenové mísy. Instalace horizontálních i vertikálních (popř. kombinovaných) zavlažovacích zařízení má své opodstatnění v extrémních podmínkách městských center či v místech, kde nejsou dostatečně velké kořenové mísy a kde se předpokládá pravidelná zálivka jako součást povýsadbové péče. Nejčastěji používaným typem zavlažovacího zařízení jsou tzv. kořenové (závlahové) sondy, které jsou při výsadbě instalovány přímo do výsadbových jam. Používají se nejčastěji perforované umělohmotné trubice Flexibil o průměru 5–8 cm s uzávěrem (tzv. husí krk). Její instalace a používání při zálivce má však svá rizika. Díky pravidelné zálivce je bezprostřední okolí této sondy hustě a jemně prokořeněno (dostatek vody i vzduchu). Je-li pravidelná zálivka přerušena, jsou tyto kořeny snadno poškozovány suchem. Funkčnost sondy je jen omezená,

cca na dobu 1–3 let. Poté se zpravidla ucpe zeminou, mulčem, listy z rostlinného pokryvu, odpadky od náhodných chodců atp. (Kolařík a kol. 2010).

Tab. 3.10: Orientační množství dávky vody pro jednu zálivku nově vysazené dřeviny

Typ stromu	Závlahová dávka
Špičák 60 – 80 cm	10 l
Špičák 80 – 125 cm	15 l
Špičák 125 – 150 cm	20 l
Špičák 150 – 200 cm	30 l
Vysokokmen OK 8 – 10 cm	30 l
Vysokokmen OK 10 – 12 cm	45 l
Vysokokmen OK 12 – 14 cm	60 l
Vysokokmen OK 14 – 16 cm	80 l
Vysokokmen OK 16 – 18 cm	100 l
Vysokokmen OK 18 – 20 cm	130 l
Vysokokmen OK 20 – 25 cm	150 l
Vysokokmen OK 25 – 30 cm	200 l

Zdroj: Kolařík a kol. (2013)

3.5 Adaptace měst na změnu klimatu

V této kapitole rámcově představíme východiska a metodiky adaptace měst na změnu klimatu, protože se jedná o proces, při kterém hrají ekohydrologická opatření významnou roli. Zavádění adaptačních opatření v českých městech má v současné době politickou podporu, která umožňuje prosazovat v praxi řadu opatření popsaných v kapitolách 3.3 a 3.4.

Podle Mezinárodního panelu pro změnu klimatu IPCC z roku 2014 je adaptace na změnu klimatu „proces přizpůsobení se aktuálnímu nebo očekávanému klimatu a jeho účinkům". Klíčovým předpokladem je naše schopnost reagovat na probíhající nebo očekávané změny a navrhovat takové strategie, které budou zmírňovat nebo eliminovat jejich negativní environmentální, ekonomické a sociální důsledky, ať je jejich původ jakýkoliv (přírodní, antropogenní), a včas se připravili na očekávaný vývoj. Úspěšná adaptace na klimatickou změnu by měla přispívat ke snižování zranitelnosti a zvyšování odolnosti (resilience) vůči jejím dopadům, aniž by byla ohrožena kvalita životního prostředí a předpoklady ekonomického a sociálního rozvoje (Birkmann a kol. 2013).

V našich středoevropských podmínkách se změny klimatu projevují zejména změnami cyklů srážek, změnami průběhu teplot během roku nebo ubýváním zimních

srážek. Dochází k častějším extrémním projevům počasí, jako jsou povodně, které jsou častější během roku a to zejména v jarních a letních měsících. Také průtoky na českých řekách a potocích jsou méně předvídatelné. Na druhé straně se Česká republika musí do budoucnosti připravit i na častější vlny veder a dlouhotrvající sucha. Častější zřejmě budou i větrné smršťě nebo extrémní počasí v zimních měsících, zejména holomrazy, ledovka nebo sněhové bouře (Brasseur a kol. 2017).

Přizpůsobení se změně klimatu přitom vyžaduje aktivní přístup na místní, regionální, národní a mezinárodní úrovni. Na nejdůležitější principy, ze kterých by měla adaptace na změnu klimatu vycházet, lze považovat integrovaný přístup jak při tvorbě, tak realizaci strategie boje proti klimatické změně. Do celého procesu musí být zapojena nejenom státní správa a územní samospráva, ale také aktéři podnikatelského a neziskového sektoru. Jedině efektivní a koordinované plánování může zvýšit odolnost České republiky vůči současným i budoucím dopadům změny klimatu (Ježek a kol. 2015).

Důsledky nečinnosti v oblasti klimatické změny nebyly v ČR doposud vyčísleny. Evropská komise odhaduje, že každé € vynaložené na ochranu před povodněmi by mohlo ušetřit až šest € nákladů na likvidaci škod a že nepřizpůsobení se klimatické změně by mohlo vyvolat dodatečné náklady ve výši 100 mld. € do roku 2025 a 250 mld. € v roce 2050. Analýzy některých adaptačních opatření v oblasti zemědělství ukazují, že v střednědobém až dlouhodobém horizontu jsou přínosy těchto opatření vyšší, než náklady na jejich zavedení (EEA 2010).

V reakci na klimatickou změnu se vykrystalizovaly dva základní typy opatření: (1) mitigační opatření – přímá a nepřímá opatření vedoucí ke snižování emisí skleníkových plynů (efektivnější využívání energetických zdrojů, využití větrné a solární energie, zateplování budov, výměna kotlů apod.) a (2) adaptační opatření – opatření k přizpůsobování přírodního a socioekonomického systému skutečné nebo předpokládané změně klimatu včetně jejích dopadů.

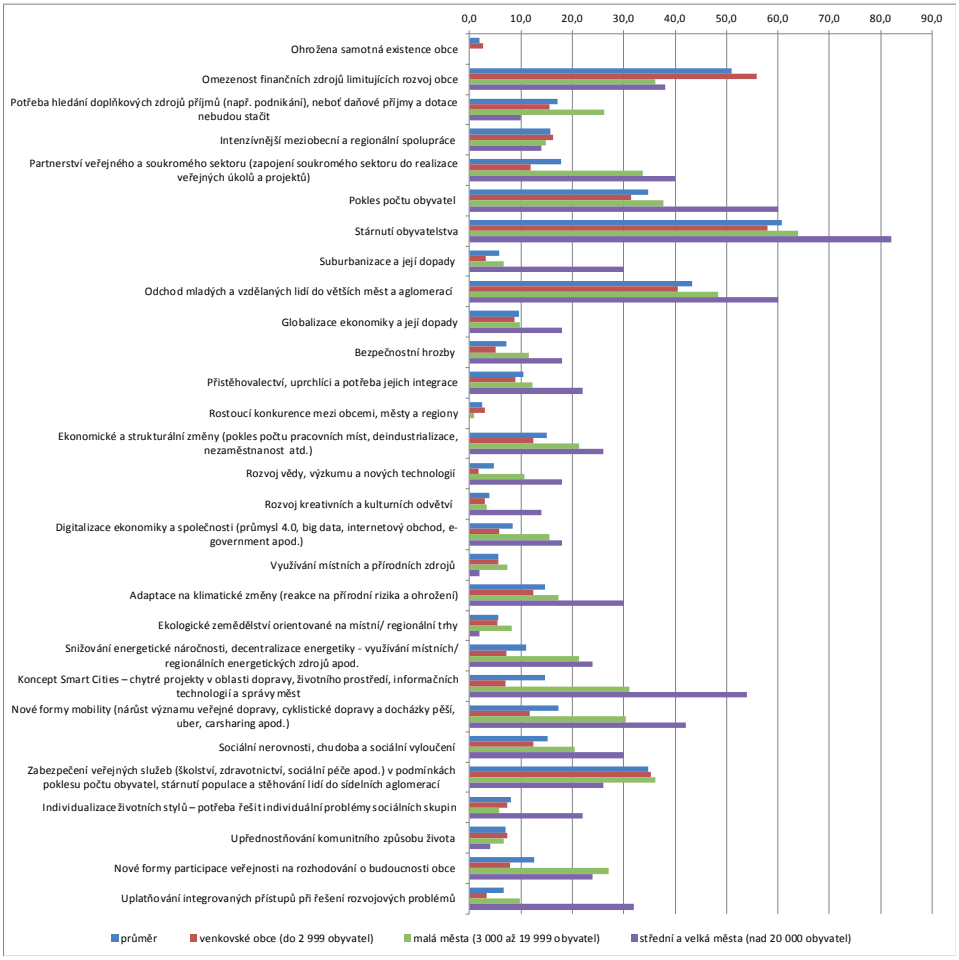
3.5.1 Adaptace na klimatickou změnu očima obyvatel České republiky a představitelů místních samospráv

V roce 2015 realizovala Katedra environmentálních studií Masarykovy univerzity reprezentativní výzkum zaměřený na to, jak obyvatelé ČR vnímají změnu klimatu. Dotázáno bylo 2.023 respondentů. Výsledky výzkumu ukázaly, že v české společnosti převažuje názor, že již globální změna klimatu probíhá (52 % lidí s tímto názorem souhlasí, 29 % nesouhlasí a 19 % neumí na tuto otázku odpovědět). Většina veřejnosti spojuje změny klimatu s činností člověka, přičemž se domnívají, že oni sami mohou proti změně klimatu udělat jen velmi málo. Více než 60 % respondentů uvedla, že že odpovědnost za aktivity proti změně klimatu mají především průmyslové podniky, Evropská unie, mezinárodní společenství a česká vláda, v menší míře pak ekologická sdružení a místní úřady (KES 2015).

Jak ukázaly výsledky Eurobarometru (2016), tak na otázku, jaké problémy obyvatelé České republiky vnímají, tak pouze 11 % označilo klimatickou změnu za významný globální problém (průměr zemí EU činil 16 %, ve Švédsku tento podíl činil 39 % a např. v Německu 27 %).

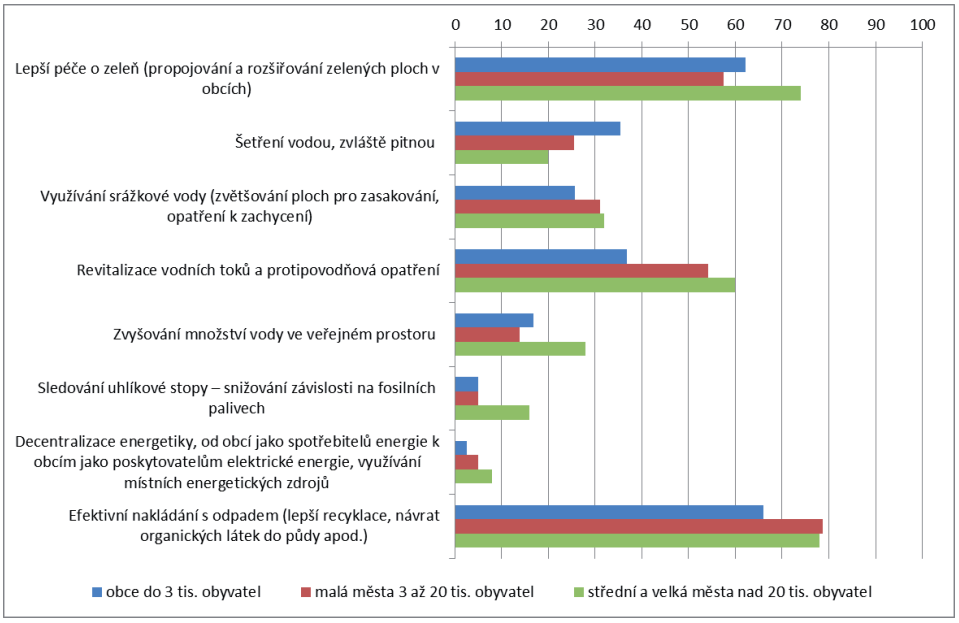
Výsledky obou zmíněných výzkumů ukazují, že obyvatelé ČR patří k zemím, které se na klimatickou politiku dívají kriticky a nepřisuzují jí nijak zásadní význam. Za mnohem důležitější globální problémy považují hospodářskou situaci (ekonomický rozvoj současného světa), chudobu, hlad a přístup k vodě.

Skutečnost, že adaptace na klimatickou změnu není klíčovým problémem nebo budoucí výzvou, kterou je zapotřebí řešit, potvrdilo také naše dotazování představitelů obcí a měst v ČR, realizované v létě 2017 (679 respondentů, viz obr. 3.24).



Obr. 3.24: Odpovědi na otázku „Které z uvedených výzev budou podle vašeho názoru významně ovlivňovat budoucnost vaší obce? Je možné více odpovědí". Podíl odpovědí v %. Zdroj: vlastní zjištění, 2017, n = 679.

Nutnost adaptace na klimatickou změnu vnímá přibližně 30 % středních a velkých měst (nad 20 tisíc obyvatel). V případě obcí a malých měst do 20 tisíc obyvatel činil tento podíl mezi 12 a 17 %. Na otázku jaké adaptační strategie nebo opatření obce a města jsou obsažena v jejich strategických dokumentech (strategických plánech) respondenti nejčastěji uváděli opatření v oblasti nakládání s odpady, péče o zeleň, revitalizaci vodních toků, protipovodňová opatření a teprve na dalších místech otázku šetření pitnou vodou a využívání srážkové vody (Obr. 3.25).



Obr. 3.25: Odpovědi na otázku „Jaká opatření v rámci adaptace na klimatické změny jste ve vaší obci přijali? Jaká opatření jsou uvedena ve strategii rozvoje vaší obce/ vašeho města? Je možné více odpovědí". Podíl odpovědí v %. Zdroj: vlastní zjištění, 2017, n = 679.

3.5.2 Metodika tvorby adaptačních strategií pro města

Vhodným nástrojem pro přizpůsobení se změně klimatu na úrovni měst může být adaptační strategie. Národní Strategie přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách ČR (2015) přitom předpokládá realizaci adaptačních opatření na všech správních úrovních, včetně měst a obcí. Za tímto účelem zpracovali Giordano a kol. (2013) z Italského národního ústavu pro ochranu a výzkum životního prostředí metodiku *„Planning for adaptation to climate change. Guidelines for municipalities"*. Na základě ní společnost CI2, o.p.s. zpracovala *„Metodiku tvorby místní adaptační strategie na změnu klimatu"*, která výše uvedenou celoevropskou metodiku přizpůsobuje českým podmínkám. Na webových stránkách společnosti lze nalézt také zkušenosti z ČR anebo zahraniční inspirace (Třebický a Novák 2015).

Pro potřeby českých obcí a měst byla vytvořena *„Metodika tvorby adaptační*

strategie sídel na změnu klimatu" (Pondělíček a kol. 2016), která vznikla v rámci řešení projektu financovaného z finančních mechanismů Islandu, Lichtenštejnska a Norska s názvem *„Adaptace sídel na změnu klimatu – praktické řešení a sdílení zkušeností"*. Řešitelský tým vytvořil speciální webové stránky (www.adaptacesidel.cz), kde lze nalézt jak zmíněnou metodiku, tak také publikaci „Adaptace na změny klimatu" (Pondělíček, Bízek 2016), která shrnuje nejnovější poznatky z této oblasti a inspiraci v ní naleznou jak teoretici, tak praktici.

Podle celoevropské metodiky *„Planning for adaptation to climate change. Guidelines for municipalities"* je zapotřebí adaptační strategii pro města vnímat jako multisektorovou strategii, do které by kromě odborů životního prostředí a rozvoje měst měla být zapojena široká škála aktérů – pokud možno všichni klíčoví aktéři (stakeholders) z hlediska klimatické změny. Jedná se nejenom o představitele veřejné správy (odbory životního prostředí, územního plánování, rozvoje města, krizového řízení apod.) a místních politiků (členů městské rady nebo městského zastupitelstva), ale i zástupce krizového managementu, hasičů, správy povodí, podnikatelů, neziskových organizací atd.

Při tvorbě adaptační strategie je zapotřebí mít na paměti, že změna klimatu a faktory, které ji ovlivňují, představují dlouhodobou záležitost, která překračuje jak roční periodicitu veřejných rozpočtů, tak především čtyřletý horizont volebních období (Obr. 3.26).



Obr. 3.26: Zelená infrastruktura – vzrostlé stromy významně ovlivňující klimatické podmínky městského veřejného prostoru jsou výsledkem dlouhodobé péče. Zdroj: foto Jan Kopp

Z hlediska plánovací teorie existují dva základní přístupy k tvorbě adaptační strategie. První, ze shora dolů, většinou vychází z globálních a regionálních modelů vývoje klimatu. Snaží se reagovat na předpokládané dlouhodobé dopady změny klimatu. Východiskem může být např. Strategie přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách ČR (2015) nebo podobné národní strategie. Druhý přístup (ze zdola nahoru) vychází z místní úrovně a navrhuje lokální řešení adaptačních opatření. Východiskem pro identifikaci adaptačních strategií mohou být územní plán, strategický plán či jiné strategické/ koncepční dokumenty, které má měst k dispozici. V praxi se většinou oba přístupy vhodně doplňují. Adaptační strategie nemusí být principiálně samostatným dokumentem, ale může být součástí široce koncipovaného strategického plánu pro město (Ježek a kol. 2015).

Hned na počátku tvorby adaptační strategie by si tvůrci měli vymezit její cíl. Strategie by měla směřovat k tomu, aby minimalizovala rizika plynoucí z předpokládané změny klimatu pro město a snížila tak jeho zranitelnost. Podobně by měla maximalizovat možné přínosy adaptačních opatření. Od toho by se měly odvíjet principy a kritéria pro výběr vhodných adaptačních opatření. Přehled typických cílů adaptačních strategií pro města je uveden v tabulce 3.11.

Tab. 3.11: Typické cíle adaptačních strategií pro města

- Porozumět otázkám změny klimatu na území města a jejím následkům s ohledem na nutnost adaptace na budoucí změny klimatu;
- Promítnout klimatické otázky a problémy do procesu územního plánování;
- Vyvinout soubor opatření pro řešení vln veder, včetně jejich zdravotních, ekologických a ekonomických následků;
- Informovat a podpořit vedoucí stavebních projektů veřejných budov, aby integrovali klimatické aspekty do návrhů i realizací staveb;
- Omezit při řízení města situace, kdy dochází k nepříjemným projevům teploty na obyvatele;
- Zvýšit hodnotu veřejných prostranství se zelení a vodou;
- Vytvořit strategii pro řízení přívalových dešťů a bleskových záplav, preferovat vsakování a omezit podíl nepropustných povrchů;
- Řídit spotřebu vody v povodí a zlepšit efektivitu její distribuce;
- Diverzifikovat vodní zdroje pro dodávky vody v daném území;
- Omezit riziko bahnotoků a půdotoků;
- Podpořit obnovu a rozvoj veřejné zeleně s využitím druhů odolných proti klimatickým změnám;
- Preferovat zahradnické postupy, které odpovídají budoucím změnám klimatu.

Zdroj: Třebický a Novák (2015)

V případě českých obcí a měst existuje celá řada bariér, které snižují schopnost výběru adekvátních opatření. Především se jedná o relativně malé povědomí o existenci klimatické změny a jejich dopadech na města. Stejně tak mají české samosprávy často nedostatečné znalosti o dopadech klimatické z měny a o možnostech adaptačních opatření. Adaptační opatření jsou často zaměňována s mitigací (opatření ke snižování emisí). Mnohé obce a města někdy přijímají různá opatření, aniž by je spojovaly s adaptací na změnu klimatu. Obecně v ČR postrádáme komplexní pohled na adaptační strategie a opatření. V souvislosti s adaptačními opatřeními na klimatickou změnu a jejich kategorizací se často používají pojmy zelená, modrá a šedá infrastruktura. Obsah těchto pojmů uvádíme v tabulce 3.12. Do těchto kategorií můžeme řadit jednotlivá opatření prosazovaná i v rámci hospodaření s dešťovou vodou, uvedená v kapitole 3.3 a 3.4. V mezinárodním kontextu se pak první dvě kategorie často společně uvádějí jako „modro-zelená" infrastruktura (Perini a Sabbion 2017).

Tab. 3.12: Vymezení zelené, modré a šedé infrastruktury

Infrastruktura	**Zelená**	**Modrá**	**Šedá**
Definice	„Zelené" přírodní a přírodě blízké prvky a oblasti ve městě, které mají další environmentální funkce. Poskytují ekosystémové služby „zdarma", napomáhající mírnit projevy změny klimatu a jsou i dalšími funkcemi přínosné pro obyvatele města	„Modré", tedy vodní prvky se stejnou či obdobnou funkcí jako prvky zelené infrastruktury, nejlépe fungující jako vodní ekosystémy. Často je uváděna jako součást zelené infrastruktury	Jedná se o člověkem vytvořené struktury – budovy a infrastruktura ve městě – budované s cílem lépe snášet extrémní projevy počasí
Příklady	Zelené střechy, zelené fasády, zeleň ve veřejných prostorech apod.	Vodní prvky ve městě – např. jezírka, potoky, řeky	Zateplování, stínění, ventilace, vodě odolné konstrukce atp.
Přínos	Přírodní chlazení, zadržování vody, zvyšování energetické účinnosti staveb	Přírodní chlazení, čištění odpadních vod, zvládání přívalových dešťů, retence vody, závlaha	Snížení teploty uvnitř budov, zvýšení kvality života obyvatel města

Zdroj: Třebický a Novák (2015), upraveno

Závěrem lze tedy doporučit tvorbu adaptačních strategií měst jako vhodný nástroj strategického plánování na podporu ekohydrologických opatření. Principiálně by adaptační strategie neměly vznikat pouze expertním způsobem. Změna klimatu se dotýká všech obyvatel města, takže by také měli mít možnost na tvorbě adaptačních strategií participovat. Při návrhu adaptačních strategií je nezbytné vycházet hlavně z analýzy zranitelnosti a rizik. Adaptační strategie se vždy budou lišit město od města. Důvodem jsou nejenom odlišné přírodní podmínky měst či různé projevy změny klimatu, ale také např. rozdílné urbanistické struktury měst anebo jiná dostupnost finančních prostředků. Schválením adaptační strategie celý plánovací proces nekončí. Stanovené cíle a opatření je nutné podrobit pravidelné evaluaci, která by měla vést k případné změně cílů nebo návrhu jiných účinnějších opatření.

3.6 Ekohydrologické nástroje strategického a územního plánování měst

Podle výsledků „Zpřesnění dosavadních odhadů dopadů klimatické změny v sektorech vodního hospodářství, zemědělství a lesnictví a návrhy adaptačních opatření" může klimatická změna způsobit nebo přispět ke zvýšení problémů v obou extrémech hydrologického režimu, v obdobích hydrologického sucha i při výskytu povodní. Podstatné je zjištění, že výskyt období s nedostatkem vody je do budoucnosti očekáván s větší pravděpodobností, než zvětšení intenzity a četnosti přívalových srážek, které jsou příčinou povodní. (Pretel a kol. 2011)

Ekohydrologické nástroje můžeme rozdělit podle plánovacích forem na strategické a územně plánovací.

3.6.1 Strategické nástroje

Městská krajina představuje prostředí velmi citlivé vůči změně klimatu, neboť se vyznačují nízkou ekologickou stabilitou, a tedy i nízkou přirozenou adaptační schopností na tuto změnu (existence tepelných ostrovů měst apod.). Velký podíl zpevněných ploch ovlivňuje celkové mikroklima území a způsobuje přehřívání povrchů, vyšší teplotu vzduchu, zvýšenou výparnost, rychlý odtok srážkových vod, prašnost atd. (Maier a kol. 2012).

Urbanizovanou krajinu, tvořící zastavěné plochy včetně veřejných prostranství, plochy veřejné zeleně, dále průmyslové a logistické areály, rekreační zástavbu, ale také dopravní a technickou infrastrukturu, vodní plochy a další lidskou činností přeměněná území. Zvláště území velkých měst se vyznačuje vysokou hustotou osídlení, vysokým podílem zastavěného území a zpevněných ploch, dále pak vysokou koncentrací ekonomické činnosti a služeb (vysoký podíl pracovních míst) a vysokou koncentrací infrastruktury.

Strategickým cílem adaptačních opatření v urbanizované krajině je zvyšování odolnosti sídel a jejich schopnosti přizpůsobovat se projevům změny klimatu, čehož lze dosáhnout jejich trvale udržitelným rozvojem při zachování potřebné kvality života obyvatel. V zájmu naplnění tohoto cíle je nutné zajistit udržitelné hospodaření s vodou a funkční propojení ploch s převažujícími přírodními složkami, tvořící systém sídelní zeleně (Obr. 3.27). Současně je zapotřebí podporovat celkovou variabilitu urbanizovaných území a různorodost jednotlivých typů lidských sídel. Důležitou roli přitom sehrávají vodní a vegetační plochy a prvky, které významným způsobem ovlivňují sídelní mikroklima a snižovat teplotu ve městech. (MŽP 2015a)



Obr. 3.27: Tůně jako součást revitalizačního projektu údolí Rokytky v Praze. Zdroj: foto Jan Kopp

Úkolem je zajistit udržitelné hospodaření s vodou (zasakování či využívání srážkových vod, úsporná opatření) a funkčně propojené systémy ploch s převažujícími přírodními složkami tvořící systém sídelní zeleně, jak již bylo uvedeno. Důležitou roli přitom sehrávají vodní a vegetační plochy a prvky. Dalším úkolem je podporovat celkové zvyšování připravenosti urbanizovaných území na projevy změn klimatu přechodem k pasivním a blízkým standardům novostaveb a důkladnou renovaci stávajících budov. (MŽP 2015b)

Udržitelné hospodaření s vodou (pitnou i povrchovou, resp. srážkovou) má vzhledem k očekávaným dopadům změny klimatu velmi důležitou roli. Adaptační opatření je nutné z výše uvedených důvodů třeba zaměřit na zvyšování retence vody v místě, na zpomalení odtoku vody ze zpevněných ploch a na využití zachycené povrchové

vody v období nedostatku vody (sucha). Při hospodaření s dešťovými vodami je zapotřebí důsledně oddělovat mírně znečištěné a silně znečištěné srážkové vody. Z důvodu ochrany půdy a podzemní vody lze zasakovat pouze mírně znečištěný srážkový odtok, silně znečištěné srážkové vody je nutno čistit. (MŽP 2015a)

Na základě „Návrhu koncepce řešení krizové situace vyvolané výskytem sucha a nedostatkem vody na území České republiky" (MV 2011), „Odhadu dopadu klimatické změny na hydrologickou bilanci a možná adaptační opatření" (Hanel a kol. 2012) a „Strategie přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách ČR" (MŽP 2015b) je v České republice zapotřebí především:

- Podpořit integrované plánování v oblasti vod a zahrnout vlivy a dopady ostatních sektorů hospodářství (např. energetiky, průmyslu, zemědělství, lesnictví, cestovního ruchu, zdravotnictví, územního rozvoje a dalších) z hlediska prognóz požadavků na vodní zdroje podle různých scénářů klimatické změny a vývoje společnosti.
- Optimalizovat vodní režim v krajině komplexním a integrovaným způsobem, tzn. plánovanou podporou opatření na vodních tocích a v nivách (revitalizací vodních toků a niv, realizací protipovodňových opatření pokud možno přírodě blízkého charakteru – obnova přirozených rozlivů, výstavba poldrů a protipovodňových hrází odsazených od vodních toků apod.) v součinnosti s opatřeními v ploše povodí (opatření ke zpomalení povrchového odtoku vody, protierozní opatření, podpora vsakování srážkových vod apod.).
- Využívat systém hodnocení výhledové vodní bilance v rámci šestiletých cyklů plánů povodí, aby umožnil posuzovat vývoj vodní bilance v její prostorové a časové proměnlivosti na území ČR (hydrologické i vodohospodářské) a racionální rozhodování státní správy při povolování odběrů a vypouštění.
- Koncepčně a legislativně řešit zvládání dlouhodobého nedostatku vody, a tím předcházet eskalaci mimořádných událostí vyvolaných těmito extrémními meteorologickými jevy.
- Optimalizovat a zajistit funkce vodohospodářské infrastruktury (vodovodů a kanalizací) v případě extrémních hydrologických situací (sucho, povodně, zhoršená kvalita vody) a v případě dlouhodobých změn v hydrologickém cyklu.
- Provést revizi a aktualizaci vymezení oblastí ochrany vod ve smyslu vodního zákona (ochranných pásem vodních zdrojů, chráněných oblastí přirozené akumulace vod, zranitelných oblastí, citlivých oblastí, a dalších).
- Podpořit účinnými nástroji (legislativními, finančními, regulačními) vsakování dešťových srážek a systémy zachycování a opětovného využívání dešťových srážek ze zpevněných ploch v urbanizovaných územích s cílem zvýšit retenci vody v krajině a posílit vodní zdroje. Zvážit možnosti alternativních způsobů hospodaření s vodními zdroji např. formou řízené umělé infiltrace.

- Upravit systém povolování vypouštění odpadních vod tak, aby kladl maximální důraz na aplikaci BAT (*best available technology*).
- Snižovat spotřebu kvalitní pitné vody pro účely, k nimž není tak vysoká kvalita nezbytná (např. splachování toalet, praní, zavlažování zahrad apod.), a podporovat opětovné využití částečně čištěných odpadních vod (*grey water*).
- Více zohlednit problematiku přístupu ke správě menších vodních toků a hospodaření v jejich povodích, jelikož se jedná o klíčové lokality z hlediska dopadů zvýšené variability klimatu na regionální úrovni (četný výskyt přívalových povodní, atd.).
- Revidovat seznam lokalit v Generelu území chráněných pro akumulaci povrchových vod - připravit a provést revizi s cílem posoudit stávající seznam lokalit v generelu a vytipovat další plochy lokalit vhodných pro vybudování vodních nádrží, ve smyslu posouzení zabezpečenosti funkce uvažovaných vodních nádrží v podmínkách klimatické změny a předpokládaných nároků na vodu (především k pokrytí potřeb obyvatelstva a energetiky).

3.6.2 Územně plánovací nástroje

Z hlediska optimalizace vodního režimu v (urbanizované) krajině se ukazuje jako nutnost podpora a realizace opatření, vycházejících z územně plánovacích podkladů, k nimž patří především studie odtokových poměrů, plány pro zvládání povodňových rizik, vymezená záplavová území, kanalizační generely, koncepce odvodnění apod. Veškerá podporovaná a realizovaná opatření by měla být navrhována v součinnosti s dalšími opatřeními v ploše povodí.

Cílem územního plánování (podle § 18 stavebního zákona) je vytvářet předpoklady pro výstavbu a pro udržitelný rozvoj území, spočívající ve vyváženém vztahu podmínek pro příznivé životní prostředí, pro hospodářský rozvoj a pro soudržnost společenství obyvatel území a který uspokojuje potřeby současné generace, aniž by ohrožoval podmínky života generací budoucích. Územní plánování zajišťuje předpoklady pro udržitelný rozvoj území soustavným a komplexním řešením účelného využití a prostorového uspořádání území s cílem dosažení obecně prospěšného souladu veřejných a soukromých zájmů na rozvoji území. Za tím účelem sleduje společenský a hospodářský potenciál rozvoje. Orgány územního plánování postupem podle příslušného zákona koordinují veřejné i soukromé záměry změn v území, výstavbu a jiné činnosti ovlivňující rozvoj území a konkretizují ochranu veřejných zájmů. Územní plánování ve veřejném zájmu chrání a rozvíjí přírodní, kulturní a civilizační hodnoty území, včetně urbanistického, architektonického a archeologického dědictví. Přitom chrání krajinu jako podstatnou složku prostředí života obyvatel a základ jejich totožnosti. S ohledem na to určuje podmínky pro hospodárné využívání zastavěného území a zajišťuje ochranu nezastavěného území a nezastavitelných pozemků. Zastavitelné plochy se vymezují s ohledem na potenciál rozvoje území a míru využití zastavěného území (Zákon č. 183/2006 Sb. o územním plánování a stavebním řádu).

Úlohou územního plánování ve vztahu k vodnímu režimu krajiny je především vytvářet podmínky pro zajištění dostatečných retenčních schopností krajiny a respektování záplavových území. Územní plánování k tomu využívá řadu nástrojů, od politiky územního rozvoje až po územní studie a regulační plány.

Jak se uvádí v republikových prioritách územního plánování pro zajištění udržitelného rozvoje území (Politika územního rozvoje České republiky, ve znění aktualizace č. 1, 2015), tak je nutné vytvářet nejenom podmínky pro preventivní ochranu území a obyvatelstva před potenciálními riziky a přírodními katastrofami (záplavy, sesuvy půdy, eroze, sucho apod.) s cílem maximalizovat rozsah případných škod, ale také zajistit územní ochranu ploch pro umisťování staveb a opatření na ochranu před povodněmi a pro vymezení území určených k řízeným rozlivům povodní. Stejně tak je důležité vytvářet podmínky pro zvyšování přirozené retence srážkových vod v území s ohledem na strukturu osídlení a kulturní krajinu jako alternativy k umělé akumulaci vod. V zastavěných územích a zastavitelných plochách je zapotřebí vytvářet podmínky pro zadržování, vsakování i využívání dešťových vod jako zdroje vody a s cílem zmírňování účinků povodní (MMR 2015).

Podrobněji jsou zmíněné územně plánovací priority specifikovány v krajských Zásadách územního rozvoje, v územních plánech obcí a měst a v neposlední řadě v regulačních plánech.

V procesu adaptace na klimatickou změnu, resp. řešení problémů souvisejících s vodním režimem sehrává územní plánování hlavně koordinační úlohu. Rozhodující význam pro naplnění úkolů a cílů územního plánování mají již zmíněné územně plánovací podklady.

Součástí zadání územního plánu (požadavků) mohou být požadavky na plošné a prostorové uspořádání území (urbanistická koncepce a koncepce uspořádání krajiny), vymezení ploch a stanovení podmínek jejich využití, vymezení ploch k předcházení živelných katastrof (plochy k rozlivům apod.), požadavky na řešení veřejné infrastruktury, nakládání se srážkovými vodami, požadavky na veřejně prospěšná opatření (týkají se především nezastavěného území a lze pro jejich realizaci vyvlastnit pozemky).

Významným nástrojem územního plánování je územní studie, která navrhuje, prověřuje a posuzuje možná řešení vybraných problémů, případně úprav nebo rozvoj některých funkčních systémů v územích, které by mohly významně ovlivňovat nebo podmiňovat využití a uspořádání území nebo jejich vybraných částí. Ve vztahu k vodnímu režimu krajiny je vhodné zpracovat takovou územní studii v širších územních i věcných souvislostech pro větší území, alespoň v rozsahu správního území obce s rozšířenou působností. Územní studie může např. řešit odtokové poměry v území, snížení povodňových rizik, revitalizace vodních ekosystémů, hospodaření se srážkovou vodou, rozvoj funkčního systému sídelní zeleně, apod.

Realizace přírodě blízkých ekohydrologických opatření je velmi náročná z pohledu vlastnických práv k pozemkům a malé informovanosti majitelů pozemků a budov o přírodě blízkých opatřeních.

Hlavním mechanismus ochrany záplavových území před nežádoucí činností spočívá v kompetenci vodoprávních úřadů vymezovat záplavová území a stanovovat omezující podmínky jejich využití. V jejich kompetenci je také vymezování aktivních zón záplavových území, jejichž využití je omezeno přímo vodním zákonem. Vymezená záplavová území a jejich aktivní zóny lze prostřednictvím územně-analytických podkladů promítnout do územních plánů.

K podpoře retenčních schopností urbanizované krajiny lze v územních plánech vymezovat plochy vyžadující nebo umožňující umístění vhodných opatření pro zvýšení retence vody v krajině. Dále pak lze chránit stávající a vymezovat nové plochy zeleně, a to jak v intravilánu, tak i extravilánu sídel anebo stanovovat podíl nezpevněných ploch či ploch zeleně v zastavitelných plochách, a to prostřednictvím stanovení podmínek prostorového uspořádání.

V oblasti hospodaření s dešťovými vodami platí v současné době v ČR nerovné a nemotivující podmínky, což vede k tomu, že odvádění srážkových vod není ekologicky ani ekonomicky udržitelné. Důvodem je hlavně skutečnost, že na platby za odvádění srážkových vod existují v zákoně četné výjimky, které zkreslují hodnotu vody a smysl s ní hospodařit. Zahraniční zkušenosti ukazují, že pro zavádění hospodaření s dešťovými vodami bylo klíčové zpoplatnění za její odvádění ze všech staveb bez výjimek. Zvýšení hodnoty srážkové vody plošným zpoplatněním za její odtok bude motivovat k lepšímu hospodaření. Lepší hospodaření se srážkovými vodami zároveň povede ke snížení povodňových rizik v zastavěných územích (MŽP 2015b).

Mechanismem proti nežádoucímu rozrůstání zastavitelných ploch nebo jejich nevhodnému situování je samotný proces pořizování územního plánu resp. jeho změny. V tomto procesu jsou uplatňována stanoviska dotčených orgánů, jejichž obsah je pro územní plán závazný. Ochrana před nežádoucím záborem ploch je v územním plánování implicitně zajištěna institutem vyhodnocení účelného využití zastavěného území a vyhodnocení potřeby vymezení zastavitelných ploch. Tato vyhodnocení jsou součástí odůvodnění územního plánu, resp. odůvodnění změny územního plánu.

3.6.3 Systematický přehled ekohydrologických nástrojů

V následující části uvádíme systematický přehled ekohydrologických nástrojů použitelných v podmínkách českých měst (MŽP 2010, MV 2011, MŽP2015a, MŽP 2015b, Brejchová Velebná a kol. 2015, Pondělíček a Bízek 2016).

Opatření minimalizující povrchový odtok

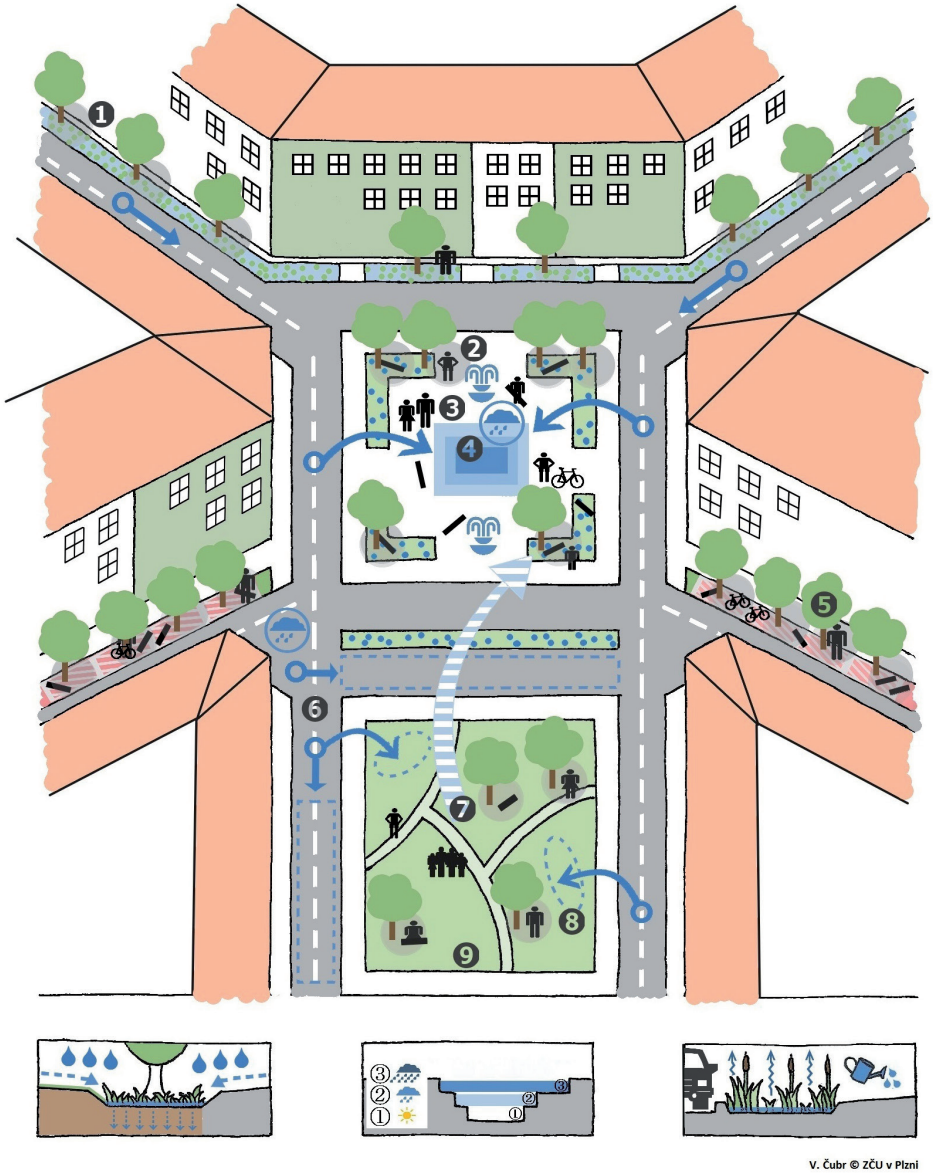
Opatření k minimalizaci povrchového odtoku zahrnuje celou řadu dílčích opatření jako je zachování vodních ploch, obnova přírodě blízkých vodních ploch (vodních toků, mokřadů, jezírek, tůní), ochrana cenných vodních a mokřadních ekosystémů, realizace členitých přírodních ploch a ploch s prvky vegetace. K dalším opatřením patří zvyšování podílu ploch s propustným povrchem, např. přeměnou vhodných ploch s dosud nepropustným povrchem. Dále upřednostňování propustných povrchů při budování nových zpevněných ploch, což by mělo vést k zachování propustnosti povrchu. Lze přitom využívat zatravňovacích dlaždic, štěrkových trávníků, propustných nebo částečně propustných dlažeb apod. K dalším opatřením patří budování retenčních objektů na vhodných místech (zasakovací rýhy, vegetační zasakovací pásy, poldry a retenční nádrže), infiltrační systémy v rámci stávajících a budoucích ploch městské zeleně, konstrukce vegetačních střech a stěn, jakož i retence dešťové vody s možností jejího přímého využití (MŽP 2010, MV 2011, MŽP2015a, MŽP 2015b, Brejchová Velebná a kol. 2015, Pondělíček a Bízek 2016).

Opatření snižující znečištění povrchového odtoku

Mezi opatření ke snížení znečištění povrchového odtoku patří zejména minimalizace kontaktu povrchového odtoku s potenciálním zdrojem znečištění (omezení některých materiálů, správná manipulace a uskladnění nebezpečných chemikálií), opatření k minimalizaci vodní eroze, minimalizaci solení komunikací v zimním období, minimalizace použití herbicidů a pesticidů v povodí, jakož i používání (umělých) hnojiv na zahradách a v parcích, čištění ulic (minimalizace akumulace znečištění na povrchu povodí) a ploch veřejné zeleně. Opatření k minimalizaci znečištění povrchových vod v sídlech při přívalových deštích zejména v důsledku smísení srážkové a splaškové vody v odlehčovacích komorách úzce souvisí s adaptačními opatřeními (MŽP 2015b).

Opatření zvyšující variabilitu urbanizovaných území

Základním předpokladem udržitelného využívání urbanizovaných území, s ohledem na přírodní a sociálněekonomické procesy (vč. změny klimatu), je vytváření funkčně propojených systémů ploch s převažujícími přírodními složkami („systémy sídelní zeleně"), a to zejména s plochami a prvky vegetace a vodními plochami, vč. vodních toků. Systémy sídelní zeleně jsou součástí přírodních a krajinných celků pronikajících do struktury sídla a napojujících sídlo na příměstskou krajinu. Pro zajištění ekologické funkce systému sídelní zeleně je zejména ve městech důležitá dostatečná velikost plochy zeleně, funkční návaznost sousedních ploch (zajišťující spojitost systému s co nejmenší fragmentací), charakter přírodních složek jednotlivých ploch, jejich ekologická stabilita, biodiverzita a variabilita biotopů (Obr. 3.28).



1 Vsakovací průleh podél komunikace
2 Zastíněné místo k odpočinku
3 Vodotrysk a vodní hry
4 Vodní plocha s retenčním prostorem
5 Vegetací zastíněná pěší zóna
6 Nouzová retence a přetok při přívalových srážkách
7 Zelené plochy ochlazující sousední prostranství
8 Vsakovací průleh nebo plošné vsakování

Obr. 3.28: Funkčně ekohydrologicky propojený systém ulic, náměstí a parku. Zdroj: ilustrace Václav Čubr, podle Faltermaier a kol. 2016

Opatření zajišťující funkční a ekologicky stabilní systém sídelní zeleně

Cílem uvedených adaptačních opatření je zvýšení jejich ekologické stability, funkčnosti a kvality prostředí v sídlech. K zajištění funkčního a ekologicky stabilního systému sídelní zeleně je zapotřebí (ve stručnosti):

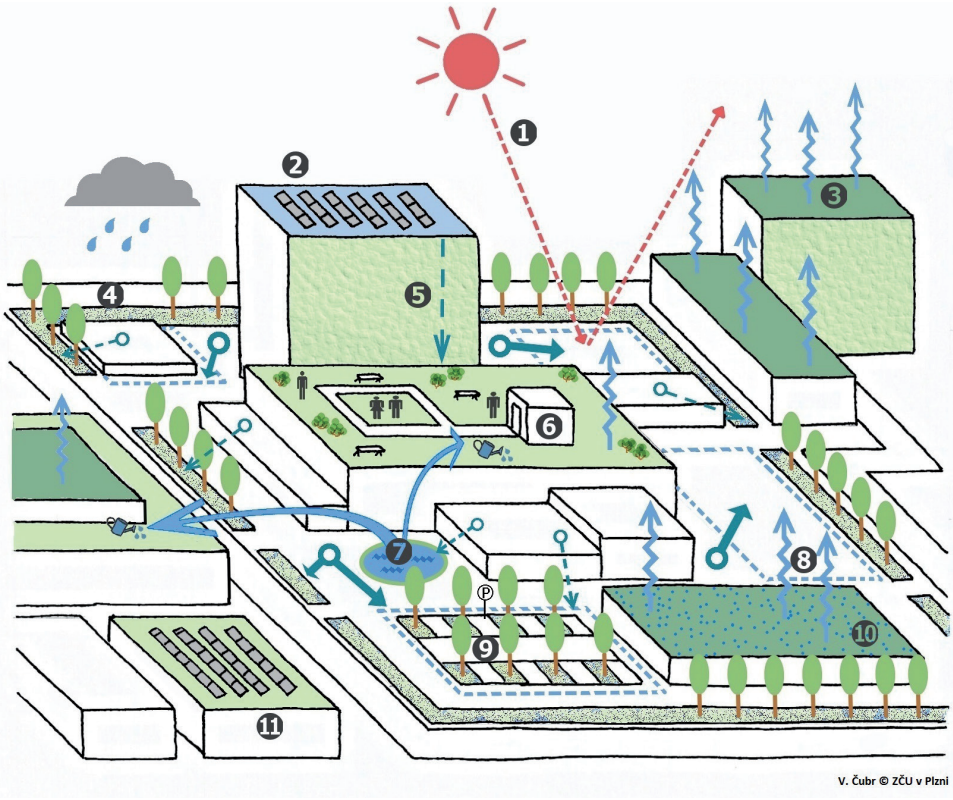
- Zvýšit podíl a funkční kvalitu dostupných ploch zeleně a vodních ploch ve vztahu k počtu a hustotě obyvatel.
- Revitalizovat stávající a realizovat nová funkční propojení existujících ploch zeleně, zvýšit podíl přírodě blízkých postupů a metod při revitalizaci a zakládání ploch zeleně s ohledem na jejich udržitelnost, pro výsadby v městském prostředí volit vhodný sortiment rostlin.
- Zvýšit počet realizovaných ploch a prvků zeleně na vodorovných i svislých konstrukcích (střešní zahrady, popínavé rostliny na konstrukcích), přičemž za přínosné lze považovat takové prvky zeleně, které mohou být odkázány výhradně na atmosférické srážky (např. extenzivní zelené střechy), případně u kterých jsou při významném adaptačním efektu minimalizovány nároky na umělé zavlažování.
- Zajistit odpovídající správu systému sídelní zeleně včetně efektivní údržby a důsledně využívat nástrojů managementu zeleně.

Opatření v oblasti urbanistického rozvoje, stavebnictví a architektury

Adaptační opatření by měla být přímo navázána na urbanistický rozvoj sídel a na aktuální trendy architektury a krajinářské architektury (organické funkční propojení urbanistického, architektonického a krajinářsky architektonického řešení). Dosažení významného efektu lze předpokládat při důsledném využití synergického působení mitigačních i adaptačních opatření spočívajících v kvalitní výstavbě a energeticky úsporné renovaci budov (Obr. 3.29). V urbanizovaných oblastech je nutné podpořit technologie využívající pro chlazení a klimatizaci budov obnovitelné zdroje energie, které nebudou mít negativní dopad na sociální, ekonomickou a environmentální stránku života obyvatel. Důležité je také monitorovat výskyt zvýšených teplot, intenzivních srážkových jevů a záplav a jejich vliv na stavby. Dále je zapotřebí zajistit koordinovaný přístup pro posouzení zranitelnosti staveb vůči extrémním klimatickým jevům, vzdělávat veřejnost ve vztahu k dopadu změny klimatu na vnitřní prostředí budov, realizovat programy zaměřené na veřejný sektor, upřednostňující nízkoenergetické a pasivní standardy a technologie ve veřejných budovách. V rozvojových strategiích pro města by měl být kladen důraz opětné využití nebo revitalizaci brownfields (s tím souvisí ochrana dosud nezastavěného území). Územní plány musí při stanovování zastavitelných ploch regulovat zahušťování zástavby sídel na úkor volných ploch a ploch zeleně a preferovat využití brownfields, a tím přispívat k omezování nekontrolovatelného rozrůstání urbanizovaného území (suburbanizace, urban sprawl) a záborů zemědělské půdy a její zástavby. Z legislativy vyplývá, že územní plány musí v návrhu zastavitelných ploch důsledně vycházet z plánů záplavového území (MŽP 2015b, Pondělíček a Bízek 2016).

Zmírňování následků záplav v urbanizovaných územích

Dlouhodobým cílem ochrany před povodněmi je zajistit snižování počtu osob s trvalým bydlištěm v záplavovém území. Cenný, strategický majetek a také potenciálně zdravotně nebezpečné látky by měly být preventivně přesunuty a zajištěny tak, aby se nenacházely v dosahu možných záplav (zejm. chemické látky, léčiva, domácí chemie apod.).



1 Vysoká odrazivost světlých povrchů omezuje přehřátí
2 Retence vody na povrchu tzv. „modré střechy"
3 Vegetační tzv. „zelená" střecha podporuje retenci a výpar
4 Vsakovací průlehy pro přetok z komunikace
5 Zelená fasáda – omezuje přehřátí povrchu
6 Střešní zahrada – odpočinkové místo s ekohydrologickou funkcí
7 Retenční nádrž na dešťovou vodu s využitím pro zálivku
8 Snížené plochy překladišť jako nouzové retenční prostory
9 Parkovací plochy kombinované s plochami zeleně
10 Modrozelená střecha (do výšky 10 m) – retence a ochlazování výparem
11 Ochrana zboží, přístrojů a elektrorozvodů před zaplavením

Obr. 3.29: Ekohydrologická opatření pro plochy obchodu a služeb. Zdroj: ilustrace Václav Čubr, podle Faltermaier a kol. 2016

Opatření ke snížení rizik spojených s teplotou a kvalitou ovzduší

Možná opatření zahrnují stavební řešení vedoucí k zastínění budov a oken, instalace venkovních rolet a žaluzií, zavádění „zelených" a „bílých" střech a chodníků, nahrazení černého asfaltu světlými povrchy. Ochlazující systémy by měly využívat v nejvyšší míře přirozené ventilace a nízkouhlíkových technologií a energeticky úsporných chladicích systémů. Kromě klasické klimatizace existují alternativní chladicí systémy, například adiabatické (odpařovací) chlazení. Další možností je využití informačních technologií pro provoz budov, například inteligentní řídicí systém budov, inteligentní řízení teploty prostoru apod. Dále pak vytvářet plány prevence tepelných ostrovů ve velkých aglomeracích, stanovat urbanistické požadavky ochrany před městskými tepelnými ostrovy, zvažovat vytváření varovného systému pro horké vlny s možností regulací hlavních emitentů tepla a znečistění ovzduší při extrémních teplotách. Vytvářet klimatizované útulky (prostory s vhodným mikroklimatem) pro zranitelné a citlivé osoby a děti s chronickými dýchacími nemocemi v nemocnicích a sociálních centrech (Pondělíček a Bízek 2016, MŽP 2015b).

Shrnutí přehledu nástrojů

Uvedené nástroje a opatření adaptace na změnu klimatu a zmírňování jejích dopadů přispívají ke snižování ekologické stopy sídel. Obecně velká ekologická stopa sídel plyne z rostoucích nároků na zastavěné plochy (živelné rozrůstání měst a obcí), dopravu (zejména osobní silniční), zásobování potravinami, vodou či vytápění. Adaptační opatření v urbanizovaných územích (hospodaření s vodou, ekologicky šetrnější budovy, čistá doprava apod.) lze vztahovat k procesu snižování ekologické stopy a zlepšení kvality života obyvatel jakožto projevu odpovědného řízení sídel (MŽP 2015b).

Jak jsme ukázali v této kapitole, existují různé pohledy na klasifikaci ekohydrologických nástrojů. Jejich syntéze brání nejenom odlišná teoretická východiska, ale často také terminologické rozdíly. Jinak některé pojmy chápou hydrologové, klimatologové, krajinní ekologové, stavební inženýři nebo územní plánovači. V praxi je proto důležitá hned na začátku tvorby adaptační strategie domluva na stejném používání klíčových pojmů a shoda na cílech společných a srozumitelných pro všechny profesní skupiny.

3.7 Příklady přístupů měst k ekohydrologickému managementu

3.7.1 Zelené střechy a fasády – případová studie z Vídně

Rakouské hlavní město Vídeň je v evropském měřítku hlavním zastáncem zelených fasád. Praxe dnes ukazuje, že budovy se zelenou fasádou se lépe prodávají nebo pronajímají. Příklady dobré praxe změnily uvažování investorů i městských správ. Město Vídeň spatřuje v ozelenění svislých stěn velkou příležitost, jak obecně

zlepšit kvalitu života ve stále rostoucích a zahušťujících se městech. Podle hrubého odhad je ve Vídni 12 tisíc ha čisté fasádní plochy (bez oken). Toto číslo tvoří přibližně ¼ rozlohy města. Další potenciál mají střechy o celkové rozloze kolem 7 ha. I ty se nechají efektivně využít pro zeleň nebo pěstování zemědělských plodin (Vali 2011, Wiener Umweltschutzabteilung 2017).

U nových stavebních projektů je podle zásad prostorového plánování povinností uplatnit zeleň buď na střechách, nebo na stěnách budov. Uskutečnit plány na ozelenění starší zástavby je samozřejmě mnohem složitější. Mnoho budov je pod památkovou ochranou. Správci veřejných budov, hlavně škol, se obávají hmyzu a vzniku alergií. Problematická se jeví také někdy protipožární ochrana. Například břečťan není bezpečné nechat růst výše než do třetího patra, neboť díky obsahu éterických olejů dobře hoří i když je mokrý (Wiener Umweltschutzabteilung 2017).



Obr. 3.30: Stavby F. Hundertwassera se vyznačují snahou o symbiózu s přírodou (Hundertwasserhaus, Vídeň). Zdroj: foto Jan Kopp

Pro české prostředí jsou rakouské a německé zkušenosti nejvíce relevantní. Pohledem do historie zjišťujeme, že popínavé rostliny odnepaměti porůstaly lidská obydlí. Ale až v posledních několika desetiletích se zvyšuje povědomí o tom, že zeleň na fasádách domů neplní pouze estetickou, ale také ekologickou funkci (Obr. 3.30). Průkopníkem zelených stěn, pohlcujících CO_2, produkující kyslík a příznivě ovlivňující městské mikroklima, se v 80. letech minulého století stal francouzský botanik Patric Blanc. Společně se svými spolupracovníky vytvořil ve světových metropolích několik desítek velkoplošných vertikálních zahrad. Mimo jiných např. na berlínském

obchodním domě *Galleries Lafayette*, na madridském muzeu *CaixaForum* anebo v atriu luxusního pařížského hotelu *Pershing Hall*. Při jejich tvorbě se nechal inspirovat rostlinami, které rostou ve volné přírodě na skalách nebo na větvích stromů, přičemž jsou tak nenáročné, že ke svému životu nepotřebují téměř žádnou půdu (Kolb 2016).

V podrobnějším rozboru možností pěstování zelených fasád pro město Vídeň uvádí Grimm (2010), že britské a francouzské zkušenosti lze těžko přímo uplatnit ve středoevropských podmínkách. V těchto zemích je relativně snadné realizovat venkovní vertikální zahrady. Nejčastěji používaná technologie je hydroponická, kdy jsou rostliny zakořeněné v textilii a živiny si berou z vody, která v pravidelných intervalech několikrát denně protéká celou zahradou. Problémem střední Evropy je někdy silná a dlouhá zima, kdy teploty často klesají pod minus 20 °C po více než týden. Proto je vhodnější využívat truhlíky na vodu a samozavlažovací květináče. Rostliny tak žijí v substrátu a daleko lépe snášejí mrazy.

Zelenou stěnu však mohou tvořit i soustavy květináčů, panelů, roštů a košů nebo souvislý porost z popínavých rostlin. Záleží vždy na tom, jaký druh zeleně je pro jakou fasádu vhodný. Nejsnazším a zároveň také nejlevnějším řešením je porost břečťanu nebo psího vína, který na fasádě jednoduše drží svým kořenovým systémem nebo úpony. Problémem těchto rostlin je, že se nehodí na všechny typy povrchů. Kvůli jejich hmotnosti je například nelze použít na odvětraných a tepelně-izolačních fasádách. Naopak bez problému mohou pokrývat neporušené cihlové nebo betonové zdi. Ve škvírách a puklinách by zejména břečťan, který do nich prorůstá, mohl napáchat značné škody. V případě, že fasády popínavé rostliny neunesou, je nutné vytvořit více či méně složité konstrukce, které se předsadí před stěny. Jejich instalace je nákladnější a vyžaduje pravidelnou údržbu (každoroční generální úpravu a průběžnou údržbu během roku).

Vídeňský Boutiquehotel Stadthalle v 15. městském obvodu (nedaleko Západního nádraží) je dobrým příkladem toho, jak může fungovat zeleň v sevřeném městském objektu. Ubytovací zařízení tvoří dvě budovy propojené zeleným dvorem. Starší pochází z gründerovského období, mladší byla postavena před několika lety. Jedná se o první zelení porostlý městský hotel s nulovou energetickou bilancí. Většinu její fasády směrem do ulice pokrývá zeleň v truhlících, ve vnitrobloku se přidává břečťan, rostliny v květináčích a rozsáhlá střecha porostlá levandulí.

Koncept tohoto hotelu zpočátku narážel na skepsi architektů a investorů. Dnes se jedná o úspěšný hotel, který láká především návštěvníky, kteří se chtějí zodpovědně chovat k životnímu prostředí doma i na dovolené (Obr. 3.31). Objekt hotelu je zároveň prostorem, kterýž slouží k experimentování se zelení. Často se podílí na společných projektech s Technickou univerzitou a Univerzitou pro půdní kulturu ve Vídni. Na střeše hotelu se pěstují jahody a chovají včely (cca 80 tisíc včel).



Obr. 3.31: Boutiquehotel Stadthalle Wien. Zdroj: foto Patterer, www.wikimedia.org, licence CC-BY-SA

Efekty zelených stěn se u jednotlivých příkladů značně liší. Hodně záleží na tom, jak jsou uspořádány místnosti uvnitř domu, jaký je v něm provoz, v jakém konkrétním místě se nachází a také na výkyvech počasí (Kolb 2016, Wiener Umweltschutzabteilung 2017).

Podle vědeckých simulací může být pociťovaná teplota poblíž zelených stěn díky ochlazujícímu a zvlhčujícímu účinku rostlin až o 10–13°C nižší. Tepelná propustnost fasád se díky rostlinám snižuje v zimě o 20 % a v létě asi o 50 %. Zeleň má také výrazný tepelně-izolační účinek. Výrazně pomáhá tomu, aby se budovy v létě nepřehřívaly a v zimě zbytečně neochlazovaly a tak pomáhají šetřit náklady na vytápění, resp. případnou klimatizaci. Zelené stěny také tlumí hluk, o tři až osm decibelů. Záleží na tom, jakou část tvoří zelená fasáda a jakou část tvoří tvrdé plochy (okna, skleněné stěny pod.), které zvuk výrazně odrážejí. Ve vnitroblocích zeleň často zmírňuje nepříjemnou ozvěnu. Kromě tepelně-izolačních efektů přispívají vertikální zahrady a zelené zahrady k udržování biodiverzity ve městech. Podobně jako ostatní zelené plochy jsou i tyto stěny přirozeným domovem pro hmyz a některé druhy ptactva. Břečťan kupř. výrazně přitahuje včely. A tak se dnes ve Vídni rozmáhá městské včelařství. Některé průzkumy dokazují, že městský med snese srovnání s lučním nebo lesním, neboť obsahuje mnohem méně pesticidů. To samé může platit pro městskou zeleninu a ovoce, pěstované stranou nejvíce frekventovaných ulic. Zvýšený výskyt hmyzu a ptáků, který ekologové vesměs vítají, nemusí být příjemný

pro ostatní obyvatele města. Mnozí z nich protestují z obavy, že do jejich bytů proniknou škůdci (mravenci, vosy, myši). Praktické zkušenosti tyto obavy vyvracejí. Stížnosti nejsou časté a jsou spíše od lidí, kteří žádnou zeleň na fasádě nemají. Zeleň také dokáže snižovat množství polétavého prachu v ovzduší a má subjektivní a těžce měřitelný, ale nepopiratelně příznivý a zklidňující dopad na lidskou psychiku. (Vali 2011, Kolb 2016, Wiener Umweltschutzabteilung 2017).

3.7.2 Multifunkční využití území v protipovodňové ochraně města Graz

Štýrské město Graz je s počtem obyvatel 282 479 (1. 1. 2016, Sulzer 2017) druhé největší v Rakousku. Město leží na jihovýchodě Rakouska, na řece Mur přitékající z přilehlých Alp. Hydrologické poměry města jsou ovlivněny nejen hlavním tokem řeky Mur, protékající centrem města, ale také řadou přítoků. Hydrografickou osu řeky Mur doplňuje 52 potoků, často s charakteristickým bystřinným režimem alpského předhůří v pramenné části (Stiefelmeyer a kol. 1999). Vedlejší vodní toky města mají plochu povodí 140 km^2, ovšem přibližně polovina této rozlohy povodí leží mimo administrativní hranice města (Sulzer 2017). Historicky se zachovala větší část délky toků v přírodě blízkém stavu, zejména v horních částech podélného profilu jsou potoky v ekologicky příznivém stavu a tvoří součást zeleného pásu obepínajícího město. V zastavěném území města jsou však vodní toky částečně upraveny v podélném i příčném profilu. Délka upravených koryt činí 120 km, dalších 10 km vodotečí je zatrubněno (Sulzer 2017).

Hlavní problém, který město musí v souvislosti s vodními toky řešit, je 2000 objektů ohrožených povodněmi. Podnětem ke vzniku rozsáhlého projektu byla povodňová událost z 21. 8. 2005, kdy se většina potoků vylila z břehů. Přestože toto nebezpečí bylo známo a existoval řádný systém protipovodňové ochrany, včetně opatření v územním plánu, jediná významná povodňová událost ukázala na nedostatky nejen z hlediska vnímání rizika obyvateli, ale především na neuspokojivý stav vodních toků. Mezi základní problémy koryt v městské části povodí patřily nedostatečné průtočné profily pro povodňové průtoky, snížené ekologické funkce toků umožňující zpomalení odtoku, problematické zatrubnění některých úseků, nevhodné propojení s kanalizační sítí a konečně nedostatky ve využití vodních toků a jejich okolí k rekreaci či v jejich zapojení do veřejného prostoru. Od roku 2006 proto město systematicky přistupuje k revitalizačním a technickým úpravám vodních toků a jejich okolí na území města v rámci programu „Das Sachprogramm Grazer Bäche" („Tematický program potoky Grazu").

Tento program si klade za cíle (Stadt Graz 2013):

a) podpořit a před technickými úpravami upřednostnit přírodě blízké úpravy vodních toků na území města,
b) posílit pasivní protipovodňovou ochranu vedoucí ke snížení koncentrace odtoku,
c) realizovat opatření na posílení retence vody v celém povodí,
d) upřednostnit plošnou retenci před liniovými prostředky úpravy vodních koridorů.

Kromě snížení rizika povodní v zastavěném území si program „Grazer Bäche" vytkl za cíl při realizaci opatření na podporu retence dbát na posílení ekologických a sociálních funkcí vodních toků ve městech. Investice do protipovodňové ochrany jsou zároveň vhodnou cestou k podpoře migrační prostupnosti potočních koridorů nebo vzniku nových rekreačních ploch ve městě (Obr. 3.32). Projekty realizované v rámci dlouhodobého protipovodňového programu byly podloženy výpočty srážko-odtokových modelů. Kromě vlastních opatření v povodí byla protipovodňová ochrana zlepšena zdokonalením varovného systému a poučením ohrožených obyvatel o postupu ochrany při povodních. Jako příklady opatření můžeme představit dva projekty zaměřené na plošnou retenci vody při povodních, jejichž společným znakem je snaha o multifunkčnost projektovaných změn v území. Přestože je hlavním účelem projektů protipovodňová ochrana města, projektanti dbají na podporu dalších funkcí objektů – funkcí ekologických, rekreačních či sociálních.



Obr. 3.32: Nově vytvořené povodňové koryto prochází jako biokoridor obytnou zástavbou města Graz. Zdroj: foto Jan Kopp

Retenční nádrže Mariatrosterbach

Prioritně byla řešena protipovodňová ochrana na potoce Mariatrosterbach ve východní části města, v městské části Fölling, v oblasti Kurzeggerweg. Při výběru lokality byly zohledněny topografické poměry, ekologické podmínky potočního koridoru a také široká podpora veřejnosti pro výběr místa. Součástí projektu je částečně suchý poldr – prázdný retenční prostor, zčásti pak soubor vlhkých biotopů – tůní

a mokřadů, které podporují biodiverzitu krajiny. Retenční prostor jako území s přírodními biotopy vznikl na ploše přibližně 8 ha původně využívané k zemědělským účelům (Tab. 3.13).

Retenční nádrž vybudovaná na potoce Mariatrosterbach byla prověřena již několika povodňovými událostmi a velmi dobře ztlumila povodňovou vlnu směřující do zastavěné oblasti města. Významným přínosem projektu, pozitivně oceňovaným místními lidmi, se stalo zatraktivnění oblasti, což je zajímavé například pro návštěvníky nedaleké baziliky Mariatrost (Stadt Graz 2013, Ottová 2016).

Retenční nádrže Einödbach a pobytový park Schererstraße

Potok Einödbach je příkladem toku, který z přírodní bystřiny nad městem přechází do hustě zastavěné oblasti čtvrti Graz-Wetzelsdorf, v jihozápadní části města Graz. Obytné území trpělo rozlivem vody za častých povodní. K tomu zároveň přispívaly dva faktory: na potoce Einödbach byla nedostatečná průtočné kapacita s šířkou koryta 1 m a dále potok přecházel do podpovrchové kanalizace. Nové vedení trasy potoka bylo přeloženo do místa, kde bylo možno vytvořit koryto s šířkou až 8 m. K omezení zátopy sídliště s bytovými domy byl vybudován multifunkční prostor o objemu 12 000 m³, který hydrologicky funguje jako retenční pánev zadržující vodu. Zároveň je dno pánve uzpůsobeno pro vsakování vody a její odvádění podpovrchovým potrubním systémem. Jedině takto bylo možno zajistit bezpečný přechod potoka do systému kanalizace, protože další vedení vodního toku již není v zástavbě možné realizovat (Obr. 3.33).

Při plánování projektu byl kladen velký důraz na využití retenčního prostoru i v době mimo povodně. Byla proto zrealizována výstavba veřejného multifunkčního parku s dětským hřištěm a hřištěm na fotbal a plážový volejbal. V čase povodně se park zatopí a území zadrží vodu. Blížící se zatápění retenčního prostoru je signalizováno výstražným systémem (Stadt Graz 2013, Ottová 2016).

Tab. 3.13: Základní údaje o retenčních zařízeních

Retenční zařízení	Mariatrosterbach	Einödbach
Retenční objem (m³)	170 000	12 000
Využití plochy	8 ha, přírodní biotopy	0,85 ha, pobytový park
Cena (mil. Euro)	2,4	1
Finanční zdroje	město Graz (10 %), spolková země Štýrsko (45 %), stát (45 %)	město Graz (30 %), spolková země Štýrsko (35 %), stát (35 %)
Technický popis	400 metrů dlouhá zemní hráz výšky 7 metrů s výpustním objektem ze železobetonu	retenční prostor se vsakovací funkcí
Vybudování v letech	2010–2011	2007–2008

Zdroj: Stadt Graz 2013



Obr. 3.33: Retenční nádrže Einödbach s funkcí pobytového parku Schererstraße. Zdroj: foto Jan Kopp

Murinsel – kavárna na umělém ostrově

Zajímavým příkladem zapojení vodního toku do společenského využití veřejných prostor ve městě Graz je Murinsel. Tato umělá stavba v centru města na řece Mur byla postavena v roce 2002 jako jedna z atrakcí Grazu – Evropského hlavního města kultury 2003. Murinsel je umělá stavba, ukotvená plovoucí plošina v korytě řeky Mur. S oběma břehy je spojena lávkami pro pěší a připoutána silnými lany. Konstrukce umělého ostrova má rozměry 50 metrů na délku a 20 metrů na šířku (Ottová 2016). Murinsel slouží jako umělý ostrov s kavárnou a pódiem a zároveň jako lávka spojující oba břehy. Stavba byla navržena pro maximální kapacitu 350 návštěvníků a je konstruována tak, aby objekt nemohl být zatopen ani při stoleté povodni. Murinsel na řece „plave", a tak se v případě zvýšení hladiny vody ostrov zvedá podle výšky hladiny. Murinsel spravuje a financuje město Graz, ovšem část provozních nákladů pokrývají nájmy z kavárny. Realizace podobných architektonických projektů, snažících se zapojit řeky a jejich nábřeží do veřejného prostoru měst ovšem v Česku neumožňuje legislativa. Do aktivní zóny záplavového území není možné stavby až na vybrané výjimky (vodohospodářská zařízení) umisťovat. Je ale možné v říční nivě projektovat přírodě blízká retenční opatření (viz např. Obr. 4.3).

3.7.3 Městský systém monitoringu klimatu na příkladu Olomouce

Městská krajina představuje specifické prostředí, a tudíž vyžaduje specifické metody studia, ať již jako celku nebo jejich jednotlivých složek. Znalost chování městské krajiny nelze získat bez podrobného poznání místního, tedy městského klimatu. Vysoká geodiverzita městské krajiny představuje značnou komplikaci jeho studia. Poznání městského klimatu je prakticky nemožné bez vstupních dat. Zásadní jsou v tomto směru pochopitelně data meteorologická. Vzhledem k mechanizmům tvorby městského klimatu jsou ale podstatná i data geografická, v případě městské krajiny jsou to především informace o charakteru aktivního povrchu a jeho vlivu na termodynamické procesy v přízemní vrstvě atmosféry. Požadavky na meteorologická data může naplnit funkční síť účelových meteorologických stanic vhodně prostorově rozmístěných na území města a jeho nejbližšího okolí jak horizontálně, tak i vertikálně.

Města provozující takovéto sítě stanic jsou na území České republiky spíše výjimkou. Český hydrometeorologický ústav tento druh měření nepodporuje a orgány veřejné správy tyto aktivity na požadované úrovni také nepodporují, a to především z finančních důvodů. Jejich úlohy tak částečně v některých případech převzaly vysoké školy formou řešení grantových projektů.

Rostoucí požadavky na znalost městského klimatu během posledních let vyústily ve zřízení funkčních městských účelových sítí meteorologických stanic především v Olomouci, Brně a částečně v Hradci Králové.

Metropolitní staniční síť Olomouc (MESSO) byla založena cíleně v roce 2009 v souvislosti s řešením projektu GA ČR „Víceúrovňová analýza klimatu městské a příměstské krajiny na příkladu středně velkých měst". Při jejím budování byly využity zkušenosti získané z předcházejících výzkumů místního klimatu, především na území Přírodního parku údolí Bystřice, resp. v povodí řeky Bystřice, který probíhal od r. 2005, ale i z dalších dřívějších experimentů.

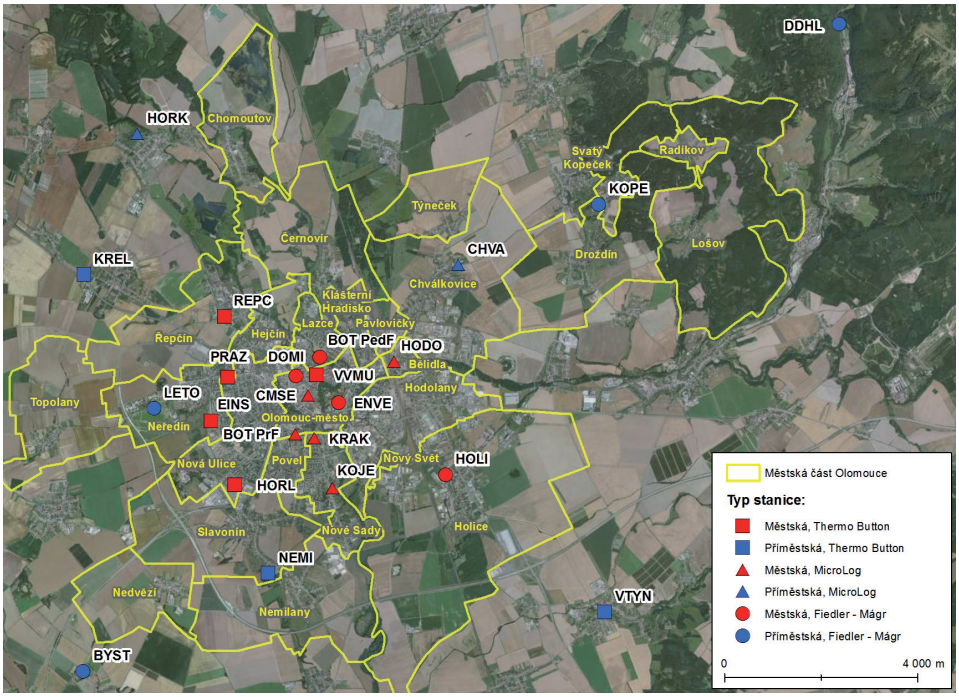
Při jejím budování byla v maximální míře dodržena pravidla ČHMÚ, resp. WMO, platná jak pro standardní meteorologická měření, tak i pro měření v účelově zřizovaných sítích (Oke 2006). Jako zásadní to byl výběr vhodného pozorovacího místa, volba kvalitních a cenově dostupných měřících přístrojů kompatibilních s přístrojovou technikou používanou ČHMÚ, jejich umístění na měřících bodech a nakonec zavedení vlastního systému odečtu dat, čili pevně stanovených postupů měření.

Pro všechny stanice MESSO byl stanovený faktor zastínění oblohy SVF (sky view factor), tedy parametr charakterizující radiační poměry nejbližšího okolí stanic. To proto, že se bezprostředně odrážejí v režimu teploty, potažmo výparu vody z aktivního povrchu. Faktor vyjadřuje podíl mezi viditelnou částí oblohy a částí zastíněnou zástavbou (okolním reliéfem) viděno ze specifického místa pozorování (v tomto případě umístění stanice). Nejčastěji se uvádí v procentech.

Poloha stanic odrážela bezpečnostní faktor, který představoval v některých případech limitující prvek při zamýšleném umístění stanic. Vzhledem k absenci pozorovatele byly pro získání reprezentativních a homogenních časových řad klíčové pravidelné kontroly a údržba systému, především člunkových srážkoměrů, které se velmi často ucpávaly.

Pro studium časoprostorových rozdílů režimu sledovaných meteorologických prvků byl rozhodující charakter aktivního povrchu v okolí stanic. Ten v rozhodující míře představovala travnatá vegetace.

Účelová síť MESSO v době svého vzniku zahrnovala 24 měřících míst osazených třemi typy automatických stanic (Vysoudil a kol. 2012). Jejich rozmístění je na Obr. 3.34. V současné době jsou měření založena na činnosti plně automatických stanic v počtu 8, doplňková měření teploty vzduchu jsou realizována pouze pro specifické potřeby studia místního klimatu městské a příměstské krajiny Olomouce, například na území blízkého CHKO Pomoraví.



Obr. 3.34: Staniční síť MESSO, stav 31. 12. 2012

Stanice typu Fiedler – Mágr registrovaly teplotu a vlhkost vzduchu ve výšce 1,5 m nad aktivním povrchem, některé současně ve výšce 0,5 m, teplotu půdy v hloubce 0,2 m a atmosférické srážky v 1 m nad aktivním povrchem. Vybrané stanice navíc registrovaly globální sluneční záření, rychlost a směr větru. Některé pak měří teplotu a vlhkost půdy v hloubkách 0,05, 0,20 a 0,50 m.

Veškerá data z těchto stanic jsou 1x denně zasílána prostřednictvím GSM na vzdálený server, kde jsou archivována. Na serveru dodavatele stanic jsou dostupné soubory ve formátu *.csv po jednotlivých prvcích s 10-ti minutovým intervalem záznamu (v případě deště 1minutovým) jako denní, měsíční či případně v libovolně definovaném časovém intervalu. Server poskytuje i základní grafické vyjádření chodu jednotlivých meteorologických prvků.

Druhý typ, čidla MicroLog Fourier, zaznamenávala teplotu a vlhkost vzduchu ve výšce 1,5 m nad aktivním povrchem. V tomto případě je nutné archivovat na záznamové zařízení naměřená data manuálně, z důvodů kontroly funkčnosti systému nejlépe v jednoměsíčním intervalu.

Čidla Thermo Button 21G registrovala též pouze teplotu a vlhkost vzduchu ve výšce 1,5 m nad aktivním povrchem a stejně jako v případě čidel Microlog Fourier je třeba data ukládat manuálně.

Pouze automatické stanice Fiedler – Mágr umožňovaly měření atmosférických srážek, byť vzhledem ke konstrukci a vybavení stanic jen v bezmrazovém období. Pro potřeby hydroekologického managementu krajinných mikrostruktur mají zásadní roli právě tyto stanice.

Mobilní měření

Důležitý doplněk stacionárních meteorologických dat mohou představovat mobilní měření (Tomáš a Vysoudil 2010). Ta byla v minulém období na území města a okolí realizována účelově v letech 2011 a 2012. Pro měření byl použitý osobní automobil, jízdy se uskutečnily ve večerních a nočních hodinách ve dnech s radiačním počasím. Měření poskytla upřesňující informace o časoprostorovém chování pole teploty vzduchu horizontálním směru, zejména o existenci teplejších a/nebo chladnějších poloh. Vertikálním členitost měřících profilů umožnila identifikovat výskyt městských přízemních radiačních inverzí.

Využití monitoringu při krizovém řízení a ochraně obyvatel města Olomouce a okolí

Data ze stanic MESSO jsou primárně určená pro analýzu městského a příměstského klimatu Olomouce a jeho okolí. Tomu odpovídá jak jejich poloha, tak i geografické poměry jejich nejbližšího okolí, zejména charakter aktivního povrchu.

Na základě analýzy chodu vybraných sledovaných meteorologických prvků a vypočtených charakteristik s ohledem na polohu a charakter nejbližšího okolí jednotlivých stanic lze například přesně stanovit lokální rozdíly jednotlivých mikrostruktur městské krajiny. Při podobných aplikacích je žádoucí zohlednit aktuální meteorologické podmínky s důrazem na specifika režimu jednotlivých meteorologických prvků při radiačním režimu počasí (zejména bezvětrném) a též při působení vybraných synoptických situacích.

Měření na vybraných stanicích MESSO jsou v současnosti experimentálně využívaná pro potřeby Odboru ochrany Magistrátu města Olomouce (Vysoudil a kol. 2012). Vybrané stanice generují varovné zprávy v případě výskytu nebezpečných a rizikových stavů či procesů meteorologické povahy nad územím města. V případě, že vybrané meteorologické prvky dosáhnou definovanou kritickou hodnotu, obdrží určený příjemce předem nadefinovanou formulaci ve formě varovné SMS.

Údaje z MESSO využívá také ČHMÚ a jeho pobočka v Ostravě–Porubě. Většina pravidelných dat (10minutová data) je po přenosu importována do klimatologické databáze ČHMÚ (do skupiny doplňkových stanic ČHMÚ) a jsou využívání při klimatologických charakteristikách Olomouce a nejbližšího okolí. Ze všech dosavadních zapracování je jednoznačně patrné, že zahuštění meteorologických stanic ČHMÚ o měření v MESSO přispívá k získání mnohem lepších a přesnějších výsledků, zejména pak v samotné Olomouci a nejbližším okolí (Řepka a kol. 2012).

Dlouhodobé smysluplné využití měření z MESSO je evidentní. Vzhledem k tomu, že meteorologická data z MESSO nacházejí uplatnění i v práci ČHMÚ, může být řešením on-line přenos dat ze stanic přes vzdálený server spolupracující firmy do databáze ČHMÚ. V takovém případě by stanice MESSO sloužily nejen pro zpracování klimatologických charakteristik Olomouce a okolí, ale také pro operativní potřeby ČHMÚ.

ČHMÚ provozuje na území města Olomouce pouze jednu automatizovanou klimatologickou stanici. Pouze její data tak mohou být neustále využívána pro informace o stavu počasí, pro verifikaci předpovědí a pro poskytování potřebných informací státním institucím, samosprávě, podnikům i jednotlivým občanům.

Vzhledem k omezeným finančním možnostem a kapacitám ČHMÚ není tedy řada oblastí včetně velkých měst dostatečně pokryta automatizovanými stanice a neexistuje tedy dostatečný přehled o aktuálním stavu počasí ani dlouhodobých projevech klimatu v těchto oblastech. Mezi takto nedostatečně meteorologicky pokrytá města patří i Olomouc. Z hlediska rozlohy, členění, počtu obyvatel a poptávce po meteorologických datech by měla být Olomouc pokryta více stanicemi, což nebylo a není z finančních prostředků ČHMÚ reálné zajistit.

Tuto úlohu dobře přejala účelově vybudovaná síť MESSO. Primárně má sice sloužit pro výzkum městského klimatu, ale je schopná poskytovat další užitečné služby a funkce.

Operativní dostupnost časových řad meteorologických měření je při krizovém řízení a ochraně obyvatelstva nejen olomouckého regionu významná.

Důležitá je při řešení následků mimořádných událostí, kdy je vhodné mít k dispozici podklady o extrémních projevech počasí, a to zvláště pro řešení škodných událostí při ztrátách na životech zdraví a majetku. Tato informace není potřebná pouze z pohledu finančních náhrad, ale i při řešení zodpovědnosti za způsobenou

újmu ve smyslu zákona č. 239/2000 Sb., o IZS a zákona č. 240/2000 Sb., o krizovém řízení.

V oblasti požární ochrany se stanoví ochranná opatření dle zákona č. 133/1985 Sb., o požární ochraně a navazující vyhlášce požárního řádu při dlouhodobých extrémních projevech počasí, především sucha. S ohledem na právní a jiné důsledky je vhodné mít toto rozhodnutí podložené předchozí statistikou vybraných meteorologických dat, ze které jednoznačně vyplývá počátek a konec přijatých opatření. Jedná se o existenci a dobu trvání extrémních teplot nebo tzv. horkých vln.

V rámci měření MESSO byly v uplynulých letech pověřenému pracovníkovi odboru Ochrany obyvatelstva Magistrátu města Olomouce zkušebně zasílány varovné zprávy o extrémně vysokých teplotách a zejména jejich trvání v případě extrémních teplot vzduchu v podobě:

„Pozor! Teplota za 8 hodin neklesla pod 28 °C!"
„Letiště, 20. 08. 2017, 18:50 CEST. Pozor! Teplota za 8 hod. neklesla pod 28 °C!"

Ve vztahu k ochraně obyvatelstva před nebezpečnými meteorologickými jevy mohou být významná i opatření před riziky souvisejícími s extrémně nízkými teplotami. Ty mohou doprovázet teplotní inverze a mlhy a tak negativně ovlivňovat rozptylové podmínky v ovzduší nebo ohrožovat silniční dopravu. Stanice MESSO mohou reagovat na dlouhodoběji nízké teploty vzduchu touto varovnou SMS:

„Pozor! Teplota za posledních 8 hodin nestoupla nad -15 °C!"
„KOPE 06. 02. 2017, 23:30 CEST. Pozor! Teplota za 8 hod. nestoupla nad -15 °C!"

Vzhledem ke geografickým podmínkám Olomouce a okolí hraje důležitou úlohu při ochraně obyvatelstva protipovodňová prevence a povodňová ochrana. Statistické přehledy projevu počasí, v tomto případě režimu atmosférických srážek, jsou důležité v analytické části řízení povodňové situace. Bez této informace se obtížně předvídá další možný vývoj.

V případě, že v krátkém časovém úseku spadne na poměrně malém území Olomouce a okolí extrémní množství srážek a hrozí vznik tzv. bleskových povodní, generují se na vybraných stanicích MESSO při překročení předem definovaných kritických hodnot na odbor Ochrany obyvatelstva opět varovné SMS zprávy typu:

„Pozor! Za posledních 30 minut napršelo více než 10 mm!"
„Bystročice-Žerůvky, 06. 08. 2017, 22:15 CEST. Pozor! Za posledních 15 min. spadlo 6 mm srážek."

Jsou tak vytvořeny podmínky pro včasné přijetí potřebných opatření k eliminaci případných škod a následků.

Další oblastí využití meteorologických informací z MESSO souvisí s analýzou rizik a prevencí závažných havárií a nehod, při kterých je zásadní znalost pole proudění vzduchu. Znalost rychlosti a směru větru představuje v tomto případě rozhodující kritérium při přijímání opatření pro občany města. Týká se to například havárií spojených s únikem toxických nebo jiných nebezpečných látek. Vybrané stanice MESSO vybavené anemometry mohou odesílat varovné SMS zprávy:

„Pozor! Rychlost větru za 15 minut neklesla pod 20 m/s!"

Operativní informace z MESSO jsou dále důležité v případech podpory záměru investora s činností v oblasti nakládání s nebezpečnými látkami či odpady, zejména při hledání vhodných lokalit. Měření jsou rovněž využívána jako podklad při zpracování havarijních plánů významných rizikových objektů na území města Olomouce.

Je zřejmé, že data ČHMÚ i data stanic MESSO (Obr. 3.35, Obr. 3.36) se mohou vhodně doplňovat a mohou přispět a přispívají k okamžité informaci o stavu počasí v lokalitě, popř. mohou včas varovat na možná rizika spojena s projevy počasí.

Zatím poslední krok v praktickém využití kontinuálních měření v účelové síti MESSO byla v roce 2017 realizace projektu MEMWACS (MEtropolitan Meteorological Warning And Control System).

Projekt MEMWACS je založený na existenci již zmíněné sítě 8 plně automatických meteorologických stanic MESSO, které měří nepřetržitě základní meteorologické prvky. Tyto hodnoty automaticky přenáší prostřednictvím SMS na vzdálený server. Vlastní systém každé jediné stanice umožňuje vysílat cíleně formulované varovné SMS zprávy.

V rámci projektu šlo o účelově vhodné formulování varovných zpráv, které budou okamžitě zasílány v případě nebezpečí meteorologických rizik na Odbor ochrany magistrátu města.

Na základě vyhodnocení přijatých zpráv tak může magistrát města informovat občany prostřednictvím internetových stránek, chytrých zastávek městské hromadné dopravy, místními médii či dokonce prostřednictvím SMS zpráv o možném nebezpečí a samotný pak přijmout potřebná preventivní opatření.

Pro Statutární město Olomouc navrhovaný funkční systém představuje výbornou příležitost spolupodílet se na funkčním nízkonákladovém, ale vysoce efektivním prostředku pro včasné varování obyvatel proti nebezpečným meteorologickým jevům a procesům. Olomouc tak využívá takovýto systém pravděpodobně jako jedno z mála měst v ČR.

Uvedený příklad demonstruje možnost vytvoření efektivního a nízkonákladového výstražného a pozorovacího systému sloužícího k preventivní ochraně obyvatelstva a jejich majetku vůči stále častějším a nebezpečnějším přírodním hazardům meteorologické a hydrologické povahy.



Obr. 3.35: Stanice Olomouc Svatý Kopeček. Zdroj: foto Miroslav Vysoudil



Obr. 3.36: Stanice Olomouc letiště. Zdroj: foto Miroslav Vysoudil

Praktické zkušenosti z téměř desetiletého monitoringu režimu vybraných meteorologických prvků na území města Olomouce a jeho nejbližšího okolí, prioritně měření teploty a vlhkosti vzduchu ideálně ve dvou výškových úrovních a měření atmosférických srážek ukazují, že jeho výsledky mohou mít mnohočetné využití. Primárně představují základ pro podrobné studium časoprostorové variability městského a příměstského klimatu. Jak se ukázalo v případě MESSO, v praxi městské správy může síť účelově vybudovaných a vhodně umístěných stanic tvořit varovný meteorologický systém pro obyvatelstvo, a to především v souvislosti s výskytem nebezpečných meteorologických jevů (extrémní teploty, přívalové srážky, nárazy větru).

Podrobná znalost pole teploty a vlhkosti vzduchu spolu s aktuálním režimem srážek na straně jedné a detailní znalost charakteru a vlastnosti aktivních povrchů na straně druhé, mohou pozitivně přispívat k efektivnímu a udržitelnému hydroekologickému managementu mikrostruktur v městské krajině. V tomto směru lze považovat popsaný systém funkčního monitoringu klimatu města Olomouc za příklad dobré praxe a doporučit zavádění obdobných systémů i v dalších městech.

4 EKOHYDROLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY PLZNĚ A ÚSTÍ NAD LABEM

Kapitola se věnuje rozboru ekohydrologických podmínek Plzně a Ústí nad Labem, s ohledem na návazné zpracování specializovaných map. Zároveň je podrobnější pozornost zaměřena na hydrologický a termální monitoring území města Plzně, které bylo zvoleno pro experimentální měření ověřující vybrané hydrologické a klimatické parametry městské krajiny, umožňující jistou míru zobecnění. Území města Plzně bylo z uvedeného důvodu zpracováno podrobněji v kapitolách zaměřených na hydrologický a termální monitoring (kap. 4.2 a 4.3).

4.1 Ekohydrologická charakteristika a management Plzně

4.1.1 Základní územní a vývojový kontext ekohydrologického stavu města

Město Plzeň vzhledem ke své populační velikosti (170 548 obyvatel k 1. 1. 2017) a dominantnímu postavení v rámci sídelního systému západní části České republiky představuje jádro plzeňského městského regionu. Plzeň je statutárním městem, které se člení na deset městských obvodů. V administrativních hranicích města se dnes nachází území o rozloze 137,67 km² s převažujícím charakterem městské a příměstské krajiny.

Území Plzně tvoří z krajinně-ekologického hlediska samostatný celek. Přírodní poloha určuje primární strukturu krajiny. Přírodní podmínky území města ležícího v Plzeňské kotlině jsou ovlivněny polohou na říčních terasách a lokálních rozvodních plošinách jednotlivých údolí zdrojnic Berounky. Řeky Mže, Radbuza, Úhlava a Úslava mají řádově podobné parametry a společně tvoří kostru vějířovitě až radiálně uspořádané říční sítě jihozápadních Čech. Plzeňské řeky a jejich místní přítoky utvářejí základní hydrografickou kostru území města, svojí fluviální činností určují ráz reliéfu, ovlivňují využití území v říčních nivách s potenciálem nivních půd pro zemědělství, prostřednictvím mělkých podzemních vod spoluvytvářejí místní vodní zdroje a zároveň představují významné přírodní riziko pro část území města.

Historický rozvoj města ovlivnil využití jednotlivých ploch. Mezi specifické prvky sekundární struktury krajiny patří rozsáhlé průmyslové areály v kompaktním jádru města (Prazdroj, Škoda) a radiálně uspořádaná síť silničních a železničních koridorů, vesměs vedoucích mimo údolní nivy (Kopp a Roubal 2007). Příměstská krajina Plzně se vyznačuje heterogenitou ve funkčním využití ploch. Různorodý charakter jednotlivých ploch se projevuje velkým rozptylem jejich ekologické stability v některých případech velmi kontrastními vazbami mezi sousedními plochami (Kopp a Frajer 2015). Matrice zemědělské krajiny a příměstských lesů je doplňována prvky zástavby komerční a rezidenční suburbanizace a ploch dalších příměstských funkcí

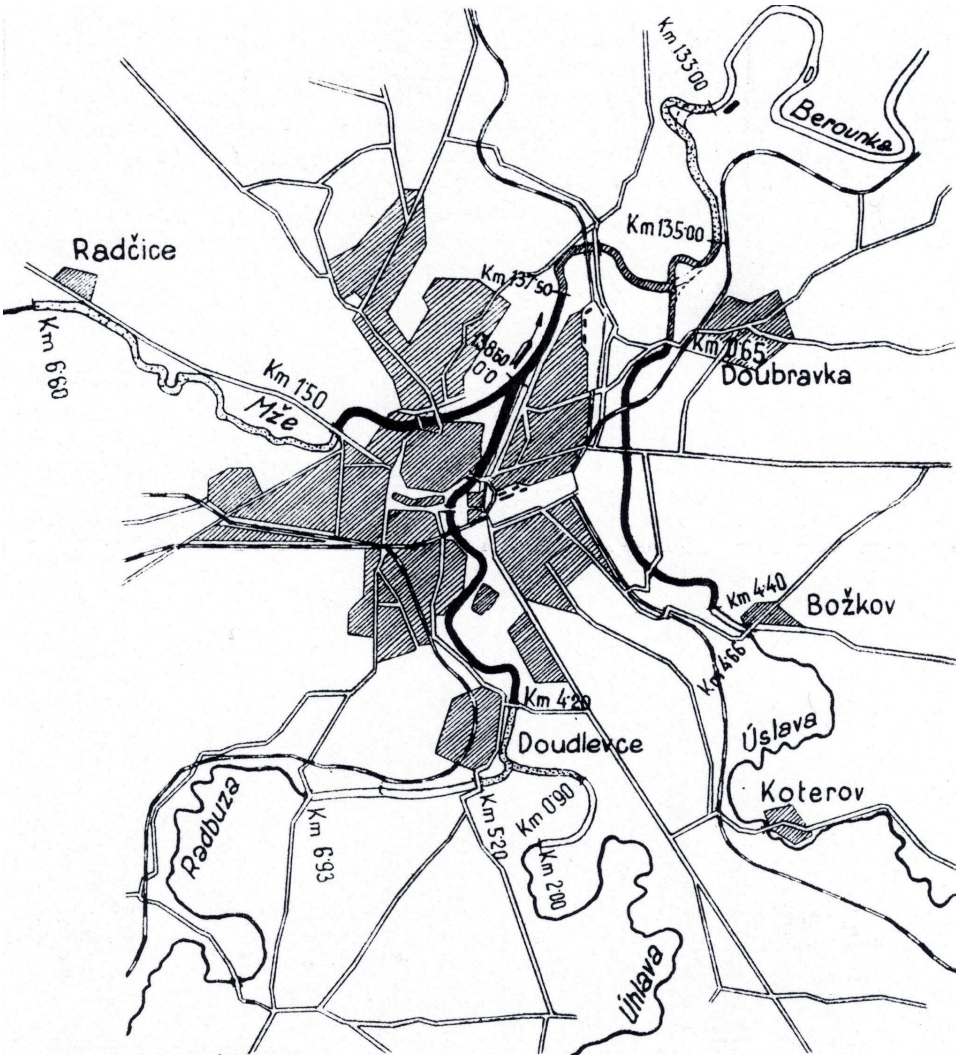
(dopravní, rekreační). Na jedné straně zde najdeme území velmi nízké krajinně-ekologické hodnoty, např. plochy komerční suburbanizace a dopravního silničního uzlu u Černic nebo území průmyslové zóny Borská pole (Kopp a Novotná 2008). Na druhé straně existují na území Plzně fragmenty přírodě blízkých ploch, jako je přírodní park Horní Berounka, rekreační oblast Bolevecké rybníky v severním sektoru města, ale i drobné vodní plochy a mokřady v místech zaniklých rybníků nebo zbytky přirozených porostů říčních niv (Kopp a Frajer 2015, Obr. 4.1).



Obr. 4.1: Lokalita bývalého rybníka Lažikov tvoří mokřadní biotop s retenční funkcí na Lučním potoce. Zdroj: foto Jan Kopp

Vývoj města Plzně v kontextu současného ekohydrologického stavu můžeme sledovat podle základních historických milníků vodního hospodářství. Základní vodohospodářské potřeby se snažilo zajistit již středověké město, které postupně hledalo vydatnější a kvalitnější zdroje vody pro rostoucí počet obyvatel. Již v roce 1532 nechalo město zbudovat první vodárenské zařízení v Pražské ulici, které zásobovalo z tzv. mlýnského náhonu řeky Radbuzy dřevěným potrubím jedinou kašnu v rohu náměstí. První písemné záznamy o kanalizaci města Plzně pochází z přelomu 16. a 17. století (Vodárna 2010). Významná i z dnešního pohledu je Bolevecká soustava rybníků budovaná od 15. století. Jejich původní hospodářskou funkci postupně nahradilo využití pro rekreaci s podporou ekosystémových procesů, které příznivě působí jak na kvalitu vody, tak na celkový stabilizační význam rybníků v příměstské krajině.

V 19. století město začalo využívat jako zdroj vody tří jímek pramenů pod kostelem Všech svatých na Roudné, odkud byla vedena voda do vlastního města – do kašen na náměstí, do radnice, do vojenské nemocnice a do městské vodárenské věže. Vydatnost pramenů však nebyla dostačující pro potřeby rostoucího města. Zásobování města vodou vyřešila až nová vodárna zprovozněná roku 1889 u ústí Úhlavy pod Homolkou (Kopp 2011). První kanalizační stoky odvodňující staré město (dnešní historické centrum) byly postaveny ve třicátých letech 19. století zásluhou královského purkmistra Martina Kopeckého.



Obr. 4.2. Plán úprav vodních toků v Plzni z roku 1941. Tmavě vyznačeny regulované úseky, tečkovanou texturou tehdy plánované regulace, které se však již neuskutečnily. Zdroj: Smrček 1941

V roce 1895 byl dokončen generální projekt tzv. „Splachovací kanalizace" (Vodárna 2010). Koncem 19. století v reakci na povodňové události (1845, 1890) začala v letech 1897–1898 úprava koryta Radbuzy v úseku podél Měšťanského pivovaru. Celá regulace Radbuzy byla provedena v délce 1830 m. V roce 1912 byla regulována řeka pod soutokem v délce 800 m a v letech 1923–1926 byla provedena regulace Mže také v úseku nad soutokem v délce 1070 m, takže celkově došlo k napřímení toků a zpevnění břehů v místě soutoku (Kopp 2011). Od poloviny 20. století se již v zásadních přestavbách koryt plzeňských řek nepokračovalo, takže stav současných regulací v podstatě odpovídá situaci na plánu z roku 1941 (obr. 4.2). Na něm jsou vyznačeny i další plánované regulace řek, které se však již neuskutečnily.

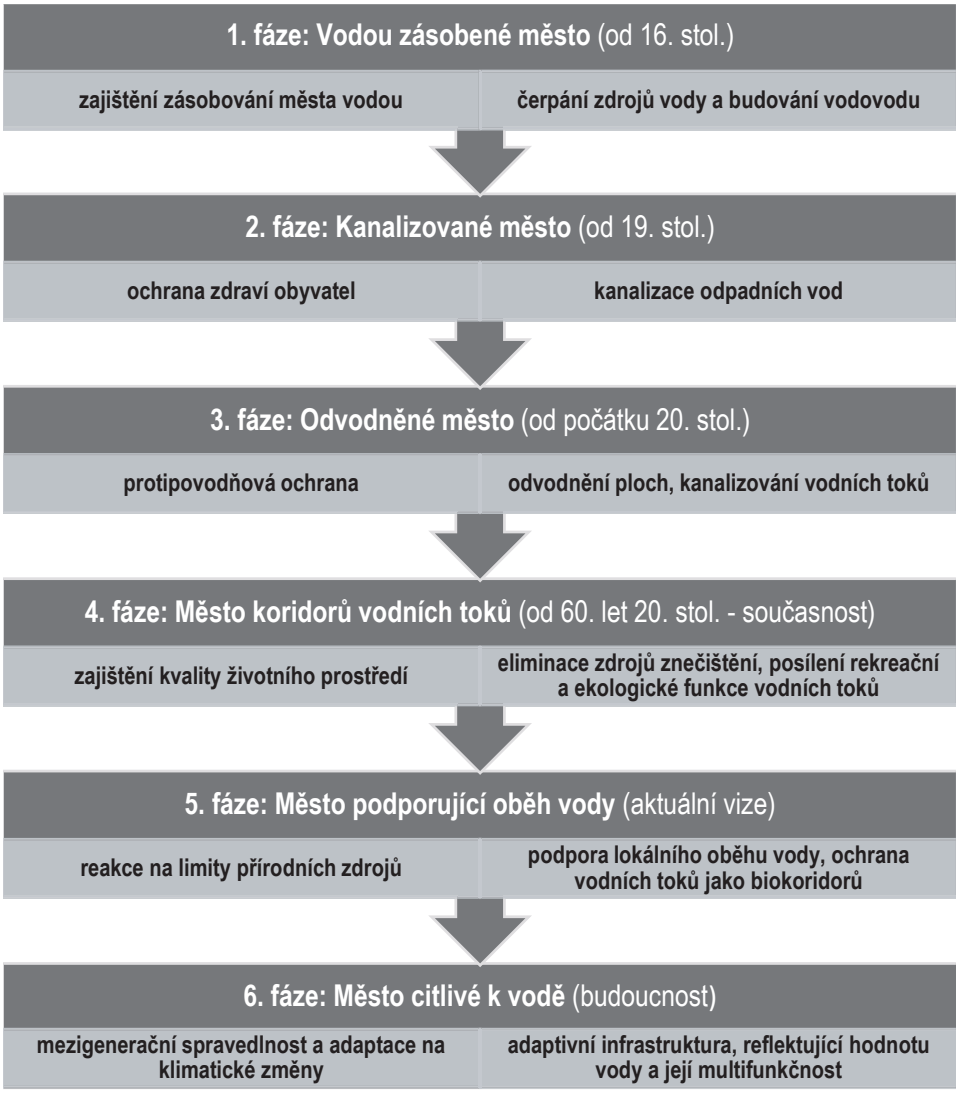
Ve druhé polovině 20. století se obrací pozornost plzeňských vodohospodářů také k otázce čištění odpadních vod. Výstavba městské čistírny odpadních vod na pravém břehu Berounky byla zahájena v roce 1955 a dokončena v roce 1964. Od počátku provozu byla ale čistírna přetížena a čištění nedosahovalo potřebného efektu. Nakonec byl provoz původní čistírny na pravém břehu Berounky utlumen a definitivně ukončen po povodni v roce 2002. Výstavba nové čistírny na levém břehu probíhala v letech 1989–1997 (Vodárna 2010). Dnes má město Plzeň moderně vybavenou mechanicko-biologickou čistírnu s anaerobní stabilizací kalu. Od konce roku 2008 jsou na čistírnu přiváděny prakticky veškeré komunální odpadní vody z území Plzně, včetně kanalizací nově napojených městských částí Křimice a Radčice. V letech 2010–2012 byla provedena modernizace a optimalizace biologického stupně ČOV tak, aby čistírna splňovala emisní standardy dané Nařízením vlády č. 229/2007 Sb. a limity požadované směrnicemi EU. Kapacita ČOV Plzeň dnes činí 425 000 EO (ekvivalentních obyvatel).

V současném období se prohlubuje snaha města i veřejnosti kultivovat území říčních niv. V letech 2008–2011 se Plzeň se zapojila do mezinárodního projektu REURIS, jehož cílem bylo obnovit plochy nábřeží, aby fungovaly jako ekologické koridory a oblasti přívětivé k člověku. Vzniklo několik dílčích projektů kombinujících přírodě blízké prvky s protipovodňovou funkcí a rekreačním využitím říčních koridorů v síti tzv. greenways (Obr. 4.3). Snaha o zapojení vodních prvků městské krajiny do veřejného prostoru (např. oživení městské plovárny, komunitní akce na náplavkách) byla podpořena též projektem Plzeň – Evropské hlavní město kultury 2015. Koridory podél řek jsou ve většině úseků vymezeny v územně plánovací dokumentaci jako důležité modro-zelené osy městské a příměstské krajiny Plzně.



Obr. 4.3: Nově vytvořený poříční park na Lobezské louce přináší všestranný užitek v posílení ekologické, rekreační a protipovodňové funkce. Zdroj: foto Jan Kopp

Schematicky nastíněný vývoj péče o vodu ve městě Plzni můžeme diskutovat v kontextu teorie „kontinua vývoje měst" podle australské koncepce Water sensitive urban design (Wong 2013, Howe a Mitchell). Z hlediska ekohydrologického managementu města je v současné fázi důležitý důraz na plánovací mechanismy města, se snahou zapojit též všechny místní aktéry včetně veřejnosti do plánování a podpory péče o vodu (Morison a Brown 2011, Brown a kol. 2011). Pro srovnání s vývojem v Plzni můžeme k etapám vývoje péče o vodu ve městech podle uvedené teorie přiřadit časové historické etapy vývoje města Plzně (Obr. 4.4, Kopp 2016). Historie vývoje vodního hospodářství města Plzně, jak je uváděna v dosavadních studiích a zdrojích (např. Kopp 2011, Kopp 2015, Ottová, 2016) zahrnuje tři první fáze vývoje. Město zabezpečilo zdroje vody pro potřeby obyvatel a hospodářství, provedlo na většině území odkanalizování odpadních vod centralizovaným systémem a zajistilo protipovodňovou ochranu, prováděnou s větším důrazem po povodňových událostech. Samozřejmě nejde v uvedených otázkách vodního hospodářství města o konečné řešení, vzhledem k technologické inovaci infrastruktury nebo zdokonalování protipovodňové ochrany se i v současné strategii rozvoje těmto tématům věnuje pozornost.



Obr. 4.4: Vývojové etapy ekohydrologického managementu města Plzně ve vztahu k vývojovému konceptu Water sensitive cities (Howe a Mitchell, 2012, Wong a Brown, 2009). Zdroj: Kopp (2016), obecný koncept vývoje upraven podle Wong a Brown (2009).
Poznámka: ke každé fázi je uvedeno časové zařazení vývoje Plzně a dále obecné společenské potřeby (levý sloupec) a nástroje řešení požadavků (pravý sloupec).

4.1.2 Ekohydrologická charakteristika města Plzně

Podle statistiky využití půdy v katastrálním území Plzně tvoří z celkové rozlohy 137,67 km^2 území města 43 % zemědělská půda (31 % orná půda, 7 % zahrady a 5 % trvalé travní porosty). Rozbory území města (ÚKRMP 2016d) uvádí, že je 140 ha orné půdy v kategorii nad 7°, tedy nejvíce ohrožené fluviální erozí a akcelerací povrchového odtoku při přívalových srážkách. Územní plán se snaží tyto

pozemky stabilizovat návrhem na komplexní pozemkové úpravy. Příkladem erozní události byla situace 21. 6. 2012 v horní části povodí Hrádeckého potoka. Výměra pole, ze které byla odnášena erodovaná půda, činila 29,15 ha a jeho sklon pouze 2,4°, ovšem pole bylo oseto kukuřicí (Lukášová 2015). Ovšem vodní erozí ohrožené lokality najdeme také na špatně zpevněných uměle vytvořených svazích antropogenních tvarů, např. zářezů a náspů dopravních komunikací.

Pozemky určené k plnění funkcí lesa zaujímají 19 % celkové rozlohy území města Plzně (ČSÚ 2017). Necelá třetina z toho je zařazena do kategorie lesy zvláštního určení s převažujícími rekreačními funkcemi, zejména se jedná o příměstské lesy v neúplném prstenci v západním a severovýchodním sektoru příměstské krajiny. Malá část lesů na strmých svazích říčních údolí je v kategorii lesů ochranných (ÚKRMP 2016d).

Vodní plochy, především nádrž České údolí na Radbuze a Bolevecké rybníky, tvoří souhrnně 3 % celkové rozlohy území města. Zbylé části katastru města jsou převážně v kategorii zastavěných ploch a nádvoří (7 %), resp. ostatních ploch (28 %).

Z ekohydrologického hlediska je třeba pozornost soustředit na hlavní i vedlejší vodní koridory procházející řešeným území města. Jednotlivé říční koridory v úsecích na území Plzně mají značné rozdíly ve využití ploch v širším zázemí říčních koryt, v nivách a navazujících kontaktních plochách. Největší podíl orné půdy v nivě vykazuje Mže s širokou říční nivou a vhodnými půdami pro rostlinnou výrobu. Zajímavý je vysoký podíl lesů podél Berounky, spolu s plochami výroby a těžby (Kopp 2007). Využití ploch v zázemí toků přitom zásadně rozhoduje o vlivu krajiny na hydrické koridory a promítá se do podélné zonace ekohydrologické kvality vodních toků, ovlivňuje protipovodňovou ochranu území a splachy látek z přilehlých ploch do vodních toků.

Z hlavních toků vykazuje celkově nejlepší kvalitu vody řeka Mže, u které se částečně projevuje samočištění v nádrži Hracholusky. Radbuza je ovlivněna větší živinovou zátěží ze zdrojů z povodí a též ze sedimentů nádrže České údolí. Pro letní období je v nádrži České údolí typický intenzivní vegetační zákal způsobený planktonními řasami a sinicemi (Duras 2010). Lepší kvalita vody je v Úslavě a v Úhlavě s nižší úrovní eutrofizace. Vodárensky využívaný tok Úhlavy je zatěžován látkovým odnosem ze zemědělských ploch. Mezi problematické látky se řadí pesticidy, jejichž limity byly v Úhlavě v letech 2009–2011 překračovány (Lukášová 2015).

Hlavním bodovým zdrojem znečištění na území města je ČOV Plzeň. Plzeňská ČOV je projektována na přítok odpadních vod 65 500 m^3 za den. V roce 2000 byla realizována retenční nádrž pro zachycení cca 11 tis. m^3 vod při dešťových přítocích na ČOV. Během provozu tato nádrž prokázala, že se zásadním způsobem podařilo snížit vnos znečištění do recipientu během dešťových přítoků na ČOV cca o 50 % proti původnímu stavu (Vodárna 2010).

Tab. 4.1: Základní charakteristiky vybraných vodních toků na území města Plzně

Potok	Rozloha povodí (km^2)	Délka toku (km)	Specifické vlivy na ekohydrologickou kvalitu
Vejprnický	77,9	21,6	průmyslové a komunální zdroje znečištění, zábor ploch v nivě, regulační úpravy koryta, při přívalových srážkách přímé přetoky kanalizace z oddělovacích objektů
Luční	69,0	16,7	staré zátěže z těžby a ukládání průmyslového odpadu v příměstské části, vliv zemědělství a důlních sedimentů na kvalitu vody, kvalitnější dolní úsek v příměstských lesích s retenčními prostory a mokřady na dně bývalých rybníků, ústí do nádrže České údolí ovlivněno vzdutím
Božkovský	9,9	5,2	silné antropogenní úpravy a odkaliště teplárenského popílku ve střední části toku, průchod zástavbou a soukromými pozemky v dolní části
Hrádecký	7,4	4,3	zemědělství v horní části povodí, v zástavbě upravené až zatrubněné koryto, vliv zahrádkářských kolonií
Bolevecký	16,2	6,6	rašelinné biotopy a příměstské lesy v horní části povodí, část povodí redukována zástavbou sídliště odvodněného do kanalizace, velmi nízký specifický odtok, zásadní vliv rybniční soustavy, před ústím zatrubněný úsek

Zdroj: vlastní zpracování, data Duras 2003, Kopp 2007

Malé vodní toky na území města mají velmi různorodý charakter a jejich stavu je obecně věnována menší pozornost (Tab. 4.1). Na území města nebyl žádný z toků revitalizován, většinou mají toky procházející zástavbou velmi výrazně omezenou možnost rozlivu, uměle vytvořená koryta a někdy i nepůvodní trasy koryt přizpůsobené urbanistickému vývoji města. Obecně lze říci, že je charakteristická špatná kvalita vody v důsledku přímého vlivu příměstského využití území, v některých případech také zástavby v přímém kontaktu s vodními toky a také v důsledku vyústění odlehčovacích objektů kanalizační sítě.

Podélné profily ekoydrologické kvality drobných vodních toků proto odrážejí strukturu krajiny, především prostřednictvím využití kontaktních ploch, křížení s komunikacemi a kvalitou břehové vegetace (Kopp 2007, Obr. 4.5).



Obr. 4.5: Degradované koryto Litického potoka lze v těchto podmínkách jen obtížně revitalizovat. Zdroj: foto Jan Kopp



Obr. 4.6: Znaky přítoku znečištěné vody na sběrači dešťové kanalizace (Plzeň – Černice). Zdroj: foto Jan Kopp

Podle současného hodnocení životního prostředí města je největším problémem v Plzni dlouhodobě špatná kvalita ovzduší s negativním dopadem na zdraví obyvatel (ÚKRMP 2016b). Jako další významný celoměstský problém s mnoha důsledky je v rozborech města deklarován „dosavadní neexistující hospodaření s dešťovými vodami, nedostatečná možnost zasakování srážkové vody a její následné využívání jako vody užitkové (na úrovni města např. pro zálivku městské zeleně, kropení komunikací, ale i individuální využití v domácnostech a zahradách)" (ÚKRMP 2016b). Pozornost není věnována ovlivnění kvality vody recipientů z přetoků kanalizace při přívalových srážkách ani kvalitě vody v dešťové kanalizaci (Obr. 4.6). Vzhledem k rozlohám nepropustných ploch, např. v areálu průmyslu bývalého podniku Škoda, se pravděpodobně jedná o výrazné nárazové přítoky znečištění. V terénu je možné registrovat na přetocích z nepropustných ploch také erozní jevy.

Do čistírny jsou kanalizační sítí přiváděny odpadní vody od 98 % obyvatel města a z průmyslu. Systém kanalizace na území města Plzně tvoří 500 km kanalizačních stok, 16 000 ks kanalizačních přípojek o délce 125 km. Počet odlehčovacích komor činí 84, dále je v provozu 18 bezpečnostních přepadů, 23 rozdělovacích komor a 21 dešťových retenčních nádrží (Vodárna 2010). Odvodňovaná plocha města Plzně činí více než 2 500 ha (Vodárna 2010). Zatím probíhá většina odtoku v jednotné kanalizační soustavě, nově zpracovaný generel odvodnění ale ve vhodných lokalitách preferuje oddílný systém, takže do budoucna poroste podíl samostatných splaškových a dešťových kanalizací. Vodovodní a kanalizační infrastruktura se podílí na významných změnách v odtoku mezi jednotlivými povodími uvnitř města. Příkladem je povodí Boleveckého potoka, vyústěného v prostoru čistírny odpadních vod. Bolevecký potok má specifický odtok pouze 1,08 $l.s^{-1}.km^{-2}$, protože velkou část jeho povodí z území zástavby Bolevce odvodňuje kanalizační síť (Kopp 2011).

4.1.3 Reflexe ekohydrologické problematiky v městských strategiích a územně plánovací dokumentaci

Vývoj životního prostředí města Plzně od 19. století provází různě intenzivní snaha o rozvoj městské zeleně. Významné snahy občanských hnutí a okrašlovacích spolků byly bohužel ve 2. polovině 20. století utlumeny. Rozvoj města byl určován různě kvalitními územními plány. Z nich stojí za pozornost první poválečný upravovací plán (1948–1952) J. Krise a F. Sammera, který v duchu školy Le Corbusiera koncipoval plán na přestavbu Plzně s uplatněním volných zelených ploch mezi jednotlivými budovami správního centra. Plán ovšem nebyl schválen, ale stal se osnovou pro některé další plány (Králová 2007). Ze stejného období je také program nazvaný „Zelený plán Plzně", který se snažil prosazovat rozvoj zeleně ve společenských a organizačních podmínkách tehdejší doby (Sammer 1950). Statisticky dokumentované plánování zeleně bylo charakteristické pro plánovací dokumentaci Plzně v období do roku 1990 (např. Vobruba, a kol. 1967). V dalším období se podporuje

koncepční rozvoj zelené infrastruktury prostřednictvím Generelů zeleně. V roce 2015 byla zahájena aktualizace Generelu zeleně, která spočívá v aktualizaci již vymezených jednoznačných ploch Generelu zeleně (JPGZ) a navržení základních standardů údržby ploch zeleně (ÚKRMP 2016b).

Základním nástrojem územního rozvoje města Plzně je územní plán. Zastupitelstvo města Plzně schválilo dne 8. 9. 2016 nový Územní plán Plzeň, který nabyl účinnosti 1. října 2016. V jeho rámci jsou deklarovány například zásady rozvoje vodovodů a kanalizací, ochrany krajiny, rozvoje ploch zeleně nebo využití říčních niv. Nově definovanými městskými plochami zeleně jsou v novém územním plánu tzv. poříční parky. Podle územního plánu (ÚKRMP 2016d) se jedná se o plochy, které většinou provázejí vodní toky, mají ekostabilizační význam a jsou využívané ke krátkodobé rekreaci. Poříční parky představují krajinářsky upravené plochy v záplavovém území na nábřeží řek, koncipované v souladu s vodním zákonem, jejichž význam je podporován dílčími projekty (např. Lobezská louka, Božkovský ostrov, Tůně pod Vyšehradem).

Důležitým podpůrným dokumentem pro rozvoj modro-zelené infrastruktury v Plzni je „Generel veřejných prostranství", schválený v roce 2016. Do standardů péče o veřejná prostranství jsou mimo jiné zařazeny zásady podporující opatření na hospodaření s dešťovou vodou, přičemž podrobnější zásady jsou specifikovány podle typu veřejných prostor a kategorizace typu zástavby (Partnerství 2015, Tab. 4.2).

Tab. 4.2. Zásady péče o veřejná prostranství v Plzni podporující rozvoj modro-zelené infrastruktury

Vybrané zásady péče o veřejná prostranství v Plzni
Na veřejných prostranstvích okrskového a vyššího významu realizovat vodní prvky pro zlepšení místního mikroklimatu (Obr. 4.7).
V rámci možností zadržovat srážkovou vodu v plochách zeleně, případně aplikovat vhodné technické úpravy zaměřené na řízený povrchový odtok dešťové vody.
Uplatňovat zeleň v plochách parkování minimálně v souladu s požadavky Generelu dopravy v klidu (1 strom na 5 parkovacích stání).
V maximální míře se zohledněním kontextu vysazovat stromořadí ve všech uličních prostorech i na ostatních veřejných prostranstvích; v koordinaci s Plzeňskými standardy pro komunikace a inženýrské sítě připravovat prostorové podmínky pro výsadbu stromů (výsadbové pásy – prostor pro kořenový systém).
Vyvažovat potřebu ploch pro retenci dešťové vody a požadavků na rozsah zpevněných ploch pro obsluhu území.

Zdroj: Standardy plzeňských veřejných prostranství (Partnerství 2015)



Obr. 4.7: Prstenec městských sadů s bohatou městskou zelení doplněnou vodními prvky je klimaticky důležitým prostorem jinak zastavěného území centra města. Zdroj: foto Jan Kopp

V současné době má Plzeň zajištěny na dobré úrovni důležité vodohospodářské potřeby: zásobování města vodou, eliminace hlavních bodových zdrojů znečištění a protipovodňová ochrana. Plzeň jako město na soutoku čtyř řek má velký, zatím nedostatečně nevyužitý potenciál zapojení vodních toků do systému ekologické sítě města a využití pobřežních zón jako rekreačních zón. O využití tohoto potenciálu v současné době usilují projekty města. Již v rámci projektu revitalizace území podél plzeňských řek zajistil Útvar koncepce a rozvoje města Plzně přípravu 17 různě podrobných studií. Plzeň se tak zapojila do projektu REURIS (Revitalization of Urban River Spaces, 2008–2012), který podpořil revitalizace městských nábřeží ve vybraných městech střední Evropy.

V roce 2006 byl schválen Zastupitelstvem města Plzně kvantitativní Generel odvodnění města Plzně, který představuje podklad pro územně plánovací dokumentaci, a má určovat základní směr rozvoje systému odvodnění města do roku 2050 (Vodárna 2010). V rámci generelu je mimo jiné doporučováno: (1) odkanalizování většiny rozvojových ploch oddílně (2) odtokový limit dešťových vod pro rozvojové plochy 4 l/s/ha, (3) u nezastavěných ploch v zastavěném území zajistit stávající odtok, (4) v lokalitách stanovených územním plánem pro bydlení zajistit likvidaci dešťových vod ze střech a zpevněných dvorů na vlastním pozemku (Vodárna 2010).

V rámci projektu UrbanAdapt (EHP-CZ02-OV-1-036-2015), do kterého byla zapojena města Praha, Brno a Plzeň, byly vytvořeny metodické návody, která ekosystémová a technická opatření je možné realizovat, aby se zvýšila retence vody v mikrostrukturách městské krajiny s pozitivním účinkem na teplotní režim měst a eliminaci povrchového odtoku z přívalových srážek (Brejchová Velebná a kol. 2015). Výsledkem projektu řešeného v letech 2015–2016 bylo vytvoření „Adaptační strategii města Plzně s využitím ekosystémově založených přístupů" (Lorencová a kol. 2017). Tento strategický dokument uvádí očekávané projevy změny klimatu v Plzni, konkrétně: „(1) vyšší četnost a delší trvání vln horka, umocněné efektem tepelného ostrova města, (2) krátkodobé extrémní úhrny srážek s hrozbou bleskových povodní na drobných vodních tocích v malých urbanizovaných povodích, (3) delší období s nulovými nebo podprůměrnými úhrny srážek a hrozbou sucha" (Lorencová a kol. 2017). Závěrečná doporučení na adaptaci jsou uvedena v přehledu ekosystémově založených adaptačních opatření a v souboru nástrojů podporujících implementaci adaptačních opatření ve městě Plzni s důrazem na kooperační a finanční opatření. Cílem navazující projektové přípravy města v tomto směru je dosáhnout pozitivního účinku na teplotní režim měst a omezit povrchový odtok z přívalových srážek. Adaptační strategie doporučuje podporovat všestrannou spolupráci města, občanů a podnikatelského sektoru. V příloze dokumentu jsou podrobné finanční rozbory přímých i nepřímých nákladů a užitků z jednotlivých opatření (Lorencová a kol. 2017).

4.1.4 Diskuse současného stavu

V letech 2015–2017 probíhal proces vytváření Strategického plánu města Plzně, který na konci roku 2017 určil záměry rozvoje města na cca 15 let do budoucnosti (ÚKRMP 2016a, ÚKRMP 2016c). V rámci naší expertní účasti v procesu vytváření strategického dokumentu jsme měli možnost monitorovat, jaká je přisuzována důležitost otázkám ekohydrologického managementu města Plzně. Podrobnější rozbor byl publikován v samostatné studii (Kopp 2016). Zde pouze shrneme, že dne 29. června 2016 proběhl odborný workshop k návrhu celkové situační analýzy města Plzně včetně celkové SWOT analýzy, kterého se účastnilo téměř 100 zástupců různých subjektů. Po vyhodnocení SWOT analýzy můžeme konstatovat, že je problematika péče o vodu částečně řazena mezi preferovaná tvrzení celkové SWOT analýzy města (Tab. 4.3). Mezi silné stránky je řazen např. stávající stav zelené infrastruktury města (ÚKRMP 2016c, Tab. 4.3). Potenciálně náleží do našeho hodnocení také oceňovaný systematický přístup k udržitelnému rozvoji města, i když ho hodnotitelé pravděpodobně chápali různým způsobem a je vázán pouze obecně k úrovni environmentálního managementu (Kopp 2016).

Tab. 4.3: Tematický výběr silných a slabých stránek celkové SWOT analýzy města

Silné stránky města v souvislosti s ekohydrologickým managementem		**Míra preference (%)**
S4	Systematický přístup k udržitelnému rozvoji města	82,7
S6	Kvalitní systém městské zeleně, probíhající revitalizace nábřeží řek a využívání rekreačního potenciálu příměstské krajiny, vznikající síť greenways v údolích řek	80,5
S8	Přímý vliv na provozování a rozvoj zásobování obyvatelstva vodou a teplem (město 100% vlastní Vodárnu Plzeň, a.s. a Plzeňskou teplárenskou, a.s.)	78,6
Slabé stránky města v souvislosti s ekohydrologickým managementem		**Míra preference (%)**
W2	Jediný zdroj vody pro zásobování města pitnou vodou	82,4
W6	Zastaralá nebo chybějící vodohospodářská infrastruktura v některých zastavěných částech města a v rozvojových plochách	78,1
W11	Chybějící hospodaření s dešťovými vodami a nedostatečná péče o drobné vodní toky	71,5

Zdroj: Kopp (2016), zpracováno podle výsledků celkové SWOT analýzy města (ÚKRMP 2016c)

Slabé stránky města vyzdvihují základní vodohospodářské potřeby města, resp. potřebu inovace nástrojů na jejich zajištění (zajištění náhradního zdroj vody, obnovu infrastruktury). Aktuální problematika hospodaření s dešťovými vodami je ale uváděna mezi slabými stránkami, ovšem s menší mírou preference (Kopp 2016). Rozporuplně vyznívá, že mezi příležitostmi pro město není ekohydrologická problematika zmiňována vůbec. Na všeobecném fóru města Plzně měla podpora změn nakládání se srážkovými vodami podle dokumentované SWOT analýzy nízkou podporu. Za středně vážné ohrožení je ovšem považována klimatická změna v kategorii hrozeb, kde je uvedeno tvrzení T7: Dopady klimatických změn, extrémy počasí, snižování retenční schopnosti krajiny (71,1 %). Jako pozitivní je třeba vnímat fakt, že se aktuální otázky adaptace města na klimatickou změnu vůbec stávají součástí plánování města, na rozdíl od starších strategických plánů (ÚKRMP 2004, ÚKRMP 2013).

Chybějící hospodaření s dešťovými vodami a nepřipravenost na změny klimatu se dostaly mezi 8 nejvýznamnějších problémů města pro návrhovou část strategie. V návrhové části se to promítá zejména do navrhovaných opatření na posílení modré a zelené infrastruktury města. Doporučuje se například zpracovat koncepci hospodaření s vodou, požadovat realizaci opatření pro zadržování vody na území města nebo zavést motivační opatření k budování prvků podporujících přírodě blízké hospodaření s dešťovou vodou nebo podporovat realizace zelených střech a dalších vegetačních prvků na veřejných i soukromých budovách.

4.2 Hydrologický monitoring území Plzně

V rámci výzkumu jsme věnovali podrobnější pozornost hodnocení hydrologických poměrů městské krajiny Plzně. V první fázi proběhla rešerše dostupných dat v závislosti na existující síti monitorovacích objektů ČHMÚ a Povodí Vltavy. Pro poznání hydrologie městské krajiny je třeba monitorovat všechny aspekty oběhu vody. Zaměřili jsme se proto na zpracování dostupných časových řad monitoringu srážek a výparu, data z hydrologických stanic a z monitoringu kvality vody. Další možnosti využití dat poskytuje monitoring podzemních vod. Zároveň bylo v rámci projektu založeno vlastní experimentální měření tří vybraných objektů na území města.

S ohledem na technické a finanční možnosti byly v roce 2016 vybrány a pořízeny 3 měřící sestavy H40(G)-TSH22 Fiedler určené pro sledování hladin a teplot vody ve vrtech, v otevřených tocích, v jímkách a v nádržích. Sestavy byly pořízeny v provedení se zabudovaným GSM/GPRS+SMS modulem tak, aby byl zajištěn bezproblémový kontinuální záznam a přenos dat ke zpracování. Logger měřící jednotky podporuje předávání dat na server v nastavených časech nebo ihned po detekci mimořádné události (limitní a gradientní alarmy) a také automatický přechod na četnější přenosy po dobu trvání alarmového stavu na nastaveném měřícím kanálu. Veškerá nastavení a změny parametrů je možné ovládat pomocí programu MOST a i na dálku stahovat data přes webový prohlížeč. Hydro-Logger H40G využívá datahosting provozovaný na serveru výrobce. Cílem založení monitoringu bylo posílit znalosti o srážkoodtokových situacích v prostředí městské a příměstské krajiny Plzně. Zároveň je možné poskytnout přístup k využití a prezentaci dat pro demonstrační účely v rámci rozvoje modro-zelené infrastruktury města Plzně. První výsledky z monitoringu jsou prezentovány v této kapitole. Celková charakteristika hydrologických poměrů je diskutována na základě rozboru dostupných dat z existujícího monitoringu území města Plzně.

4.2.1 Klimatologické charakteristiky Plzně

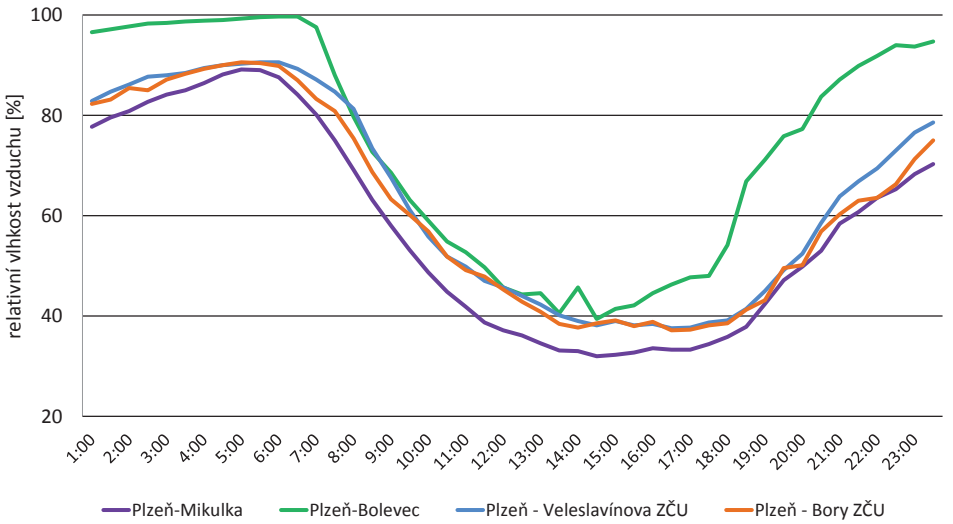
Mezi základní prvky hydrologické bilance území patří úhrny srážek a evapotranspirace. Znalosti klimatických poměrů města Plzně jsou závislé na dostupných časových řadách měření jednotlivých klimatických prvků ve staniční síti ČHMÚ. Jediná podrobnější plošná studie topoklimatických poměrů města Plzně vznikla již v roce 1994, takže je její použití v dnešní době omezené (Quitt 1994). Současný monitoring ČHMÚ doplňují dvě stanice provozované ZČU v Plzni, v jejich případě je však měření srážek problematické, vzhledem k použitému vybavení srážkoměry bez funkčního vyhřívání a bez pravidelné kalibrace. Meteorologické a klimatologické stanice leží na severojižním transektu města Plzně (Tab. 4.4). Rozborem naměřených hodnot z let 2009–2010 potvrdila studie časových řad teplot a vlhkosti vzduchu (Vacík a Kopp 2012), že se naměřené hodnoty na jednotlivých stanicích liší vlivem topoklimatické polohy. Nejvíce se v tomto směru odlišuje stanice Plzeň-Bolevec, která vykazuje

například nejnižší hodnoty průměrných měsíčních teplot vzduchu nebo s tím související odlišný denní průběh vlhkosti vzduchu v porovnání s ostatními stanicemi (Obr. 4.8, Vacík a Kopp 2012).

Tab. 4.4. Základní charakteristiky meteorologických a klimatologických stanic na území Plzně

Název stanice	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka	Nadmořská výška (m)	Začátek měření	Význam stanice
Plzeň-Mikulka (ČHMÚ)	49° 45' 54''	13° 22' 43''	360	2004	meteorologická synoptická
Plzeň-Bolevec (ČHMÚ)	49° 47' 21''	13° 23' 12''	338	1969	klimatologická
Plzeň-Bory (ZČU)	49° 43' 27''	13° 20' 59''	375	2007	školní meteorologická
Plzeň-Veleslavínova (ZČU)	49° 44' 59''	13° 22' 33''	314	2008	školní meteorologická

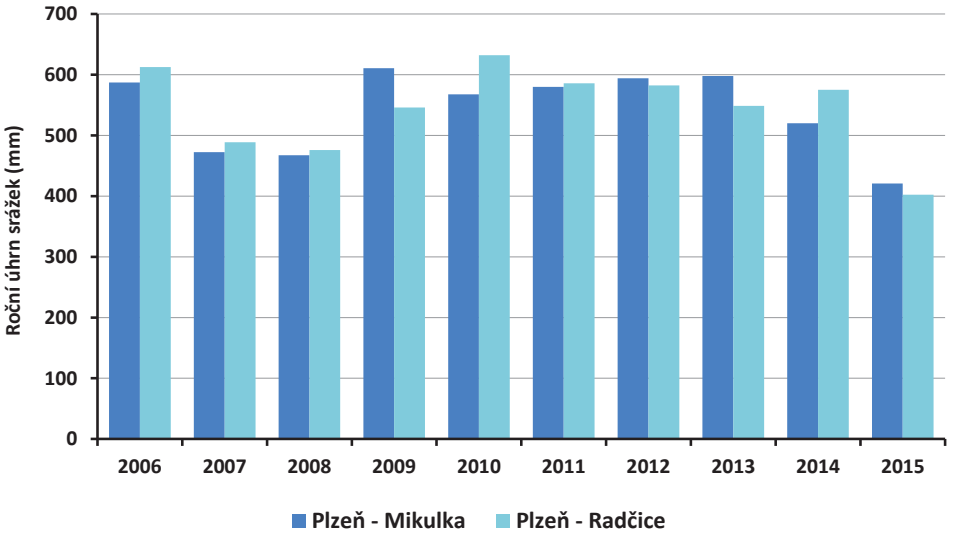
Zdroj: upraveno podle Vacík a Kopp 2012



Obr. 4.8: Příklad rozdílů v denním chodu vlhkosti vzduchu na stanicích území města Plzně, zpracováno na základě průměrů půlhodinových hodnot na sledovaných stanicích v týdnu 14.–20. 8. 2009. Zdroj: Vacík a Kopp (2012) s využitím dat ČHMÚ a ZČU

Monitoring srážek dále provádí ČHMÚ ve srážkoměrných stanicích, na území města to jsou stanice Plzeň-Radčice a Lhota u Dobřan (příslušná k hydrologické stanici na Radbuze), Povodí Vltavy provádí měření u profilu odtoku z nádrže České údolí na Radbuze. Pro hodnocení jednotlivých srážoodtokových situací lze případně využít další srážkoměrné stanice ve vzdálenějším okolí města (Stod, Stříbro). Zkušenosti z vyhodnocení

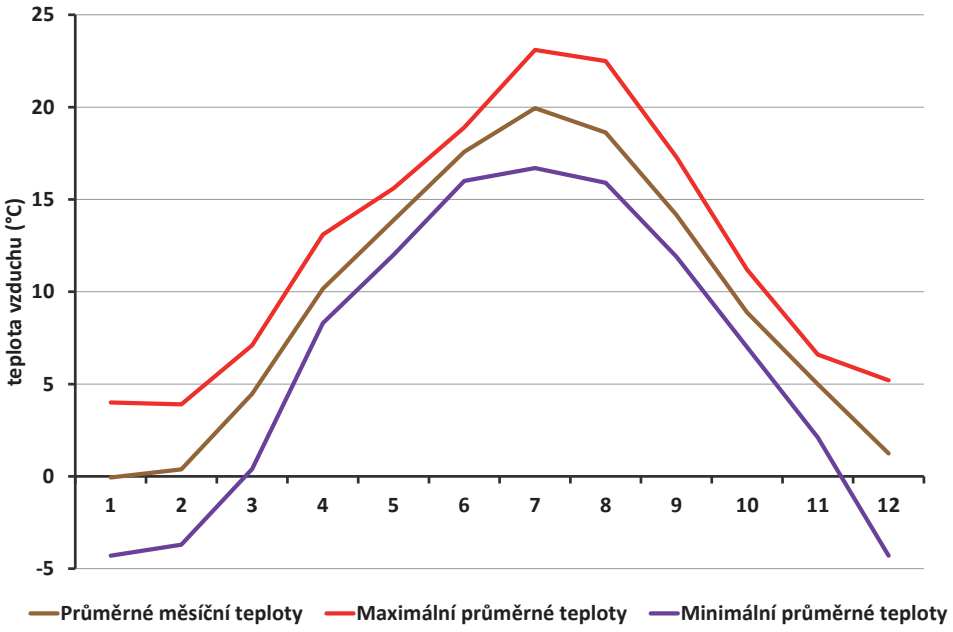
srážek ve stanicích (Vacík a Kopp 2012, Hostýnek 2007, Kopp 2004) ukazují rozdíly na úrovni denních i ročních úhrnů, v závislosti na charakteru jednotlivých srážkových situací a polohy stanic v území. Roční úhrny srážek kolísaly v letech 2006–2015 mezi 400 a 650 mm, desetileté průměry byly na úrovni 540–550 mm (Obr. 4.9). V letech 2006–2015 byl roční průměrný úhrn srážek na stanici Plzeň-Mikulka 541,8 mm. Na katastrální území města Plzně o rozloze 137,67 km^2 tak v průměrném roce dopadají srážky v celkovém objemu 74,6 mil. m^3 vody. Pro představu to je přibližně 14ti násobek celkového objemu vody v nádrži České údolí na Radbuze za normálního stavu. Úkolem ekohydrologického managementu města je tento objem vody efektivně využít tak, aby byla omezena rizika záplav a zhoršené kvality vody a zároveň zabezpečeny všestranné požadavky na potřebu vody v městské a příměstské krajině.



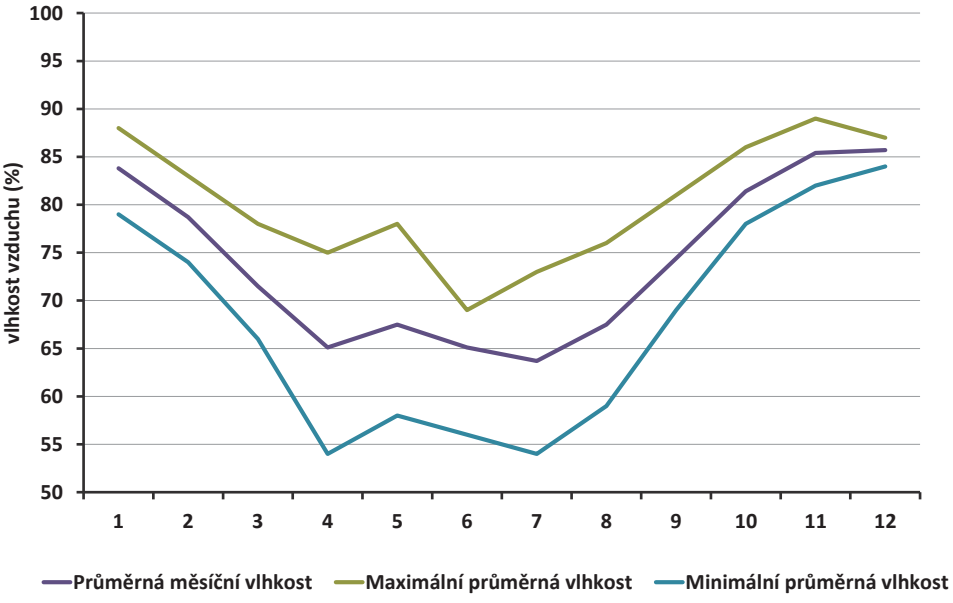
Obr. 4.9: Roční úhrny srážek ve stanicích Plzeň-Mikulka a Plzeň-Radčice v letech 2006–2015. Zdroj: vlastní zpracování, data ČHMÚ

Základní charakteristiky současných klimatických poměrů města jsme sestavili na základě desetileté časové řady pozorování v profesionální stanici ČHMÚ Plzeň-Mikulka (2006–2015). Zde probíhá kompletní měření klimatologických prvků, včetně měření výparoměrem v letních měsících, což umožňuje stanovit referenční hodnoty dlouhodobé hydrologické bilance. Režim teplot ukazuje poměrně velké odchylky v jednotlivých letech desetileté řady pozorování (Obr. 4.10). Průměrné měsíční teploty v zimních měsících kolísají v intervalu od + 5 °C do -5 °C. To má důsledky v kolísání vlivu výskytu sněhové pokrývky na odtokový proces. Lze dokumentovat obecný nárůst teplot v porovnání s daty měřenými ve 20. století. Zatímco pro období 1971–2000 byla v Plzni průměrná teplota lednová -1,6 °C a červencová 18 °C (Hostýnek 2007), v letech 2006–2015 byla průměrná teplota lednová -0,1 °C a červencová 20 °C. Průměrná teplota vzduchu pro stanici Plzeň-Mikulka v letech 2006–2015 byla 9,5 °C. Režim teplot a jeho meziroční

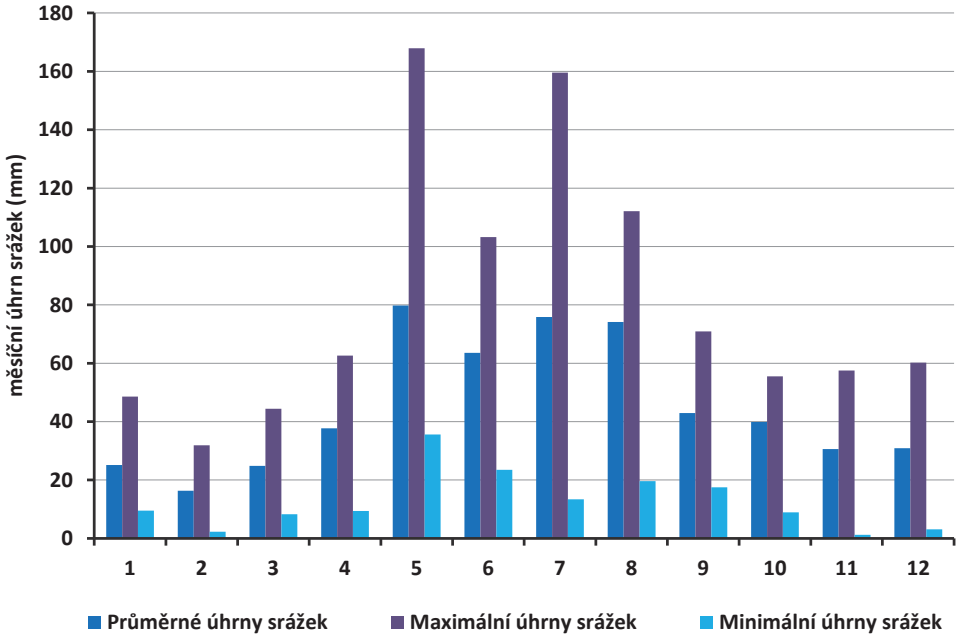
kolísání se projevuje v režimu vlhkosti vzduchu (Obr. 4.11). Přitom lze předpokládat, že režim vlhkosti vzduchu je více ovlivněn aktivním povrchem, např. přítomností vegetace nebo vodních ploch v souvislosti s výparem.



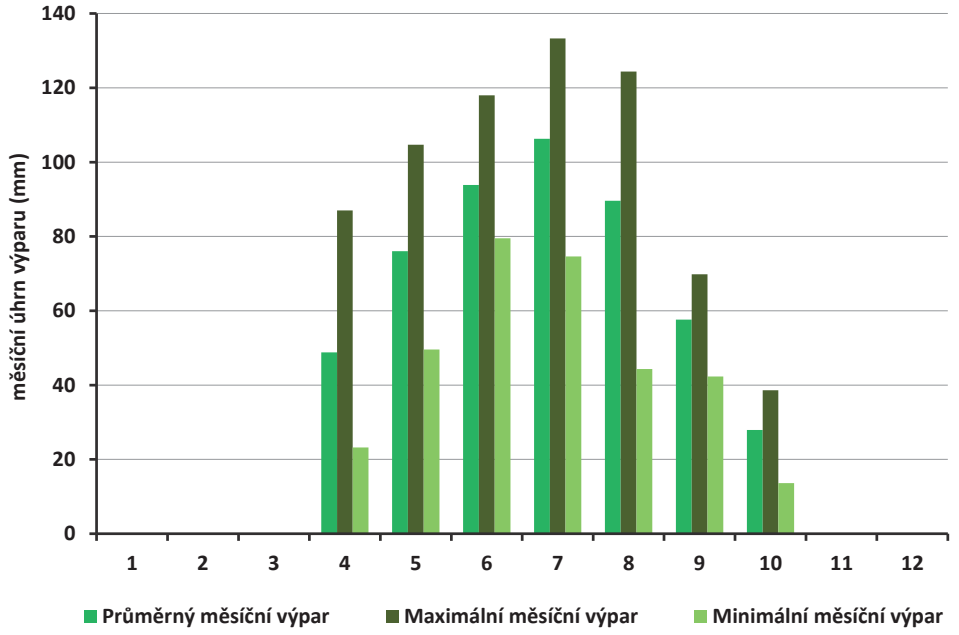
Obr. 4.10: Režim průměrných měsíčních teplot ve stanici Plzeň-Mikulka v letech 2006–2015. Zdroj: vlastní zpracování, data ČHMÚ



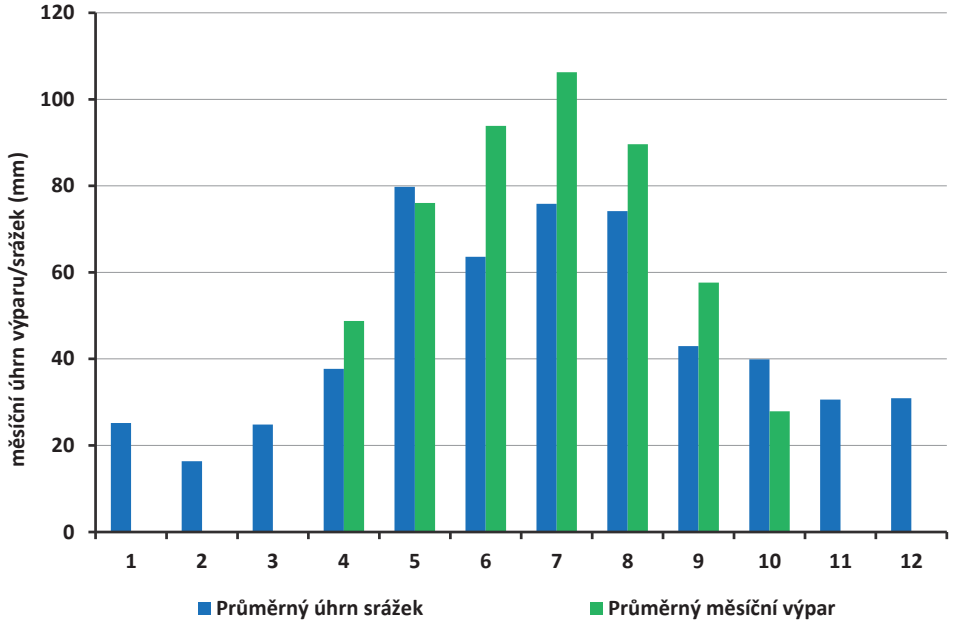
Obr. 4.11: Režim průměrných měsíčních vlhkostí vzduchu ve stanici Plzeň-Mikulka v letech 2006–2015. Zdroj: vlastní zpracování, data ČHMÚ



Obr. 4.12: Režim průměrných měsíčních úhrnů srážek ve stanici Plzeň-Mikulka v letech 2006–2015. Zdroj: vlastní zpracování, data ČHMÚ



Obr. 4.13: Režim průměrných měsíčních úhrnů výparu z vodní hladiny ve stanici Plzeň-Mikulka v letech 2006–2015. Zdroj: vlastní zpracování, data ČHMÚ



Obr. 4.14: Porovnání režimu průměrných měsíčních úhrnů srážek a výparu z vodní hladiny ve stanici Plzeň-Mikulka v letech 2006–2015. Zdroj: vlastní zpracování, data ČHMÚ

Významné je meziroční kolísání průměrných úhrnů srážek za jednotlivé měsíce (Obr. 4.12). V únoru 2014 byl naměřen úhrn srážek pouze 2,3 mm, zatímco v květnu 2006 to byl úhrn 167,9 mm. Rozdíly samozřejmě souvisí také s chodem srážek během roku. V něm se projevuje několik srážkově bohatých květnových měsíců, které potom v průměrné bilanci ukazují květen jako srážkově nejbohatší měsíc v roce. Intenzivní srážky na začátku vegetačního období přitom zvyšují riziko vodní eroze na orné půdě, která ještě není dostatečně chráněná vzrostlými plodinami. Riziko sucha ukazuje výskyt několika velmi suchých letních měsíců, kdy srážky nepřekročily měsíční úhrn 45 mm. Ve spojení s nárůstem letních teplot to zvyšuje pravděpodobnost výskytu všech forem sucha a v důsledku tedy vyšší tlak na vodní zdroje.

Riziko sucha v letních měsících je patrné také z režimu měsíčních úhrnů výparu z vodní hladiny. Tyto hodnoty byly získány měřením výparoměrem, tedy je možné je považovat za hodnoty potenciálního výparu, tj. maximálně možného výparu závislého pouze na atmosférických podmínkách bez vlivu dostupnosti vody v krajině (Kohut a kol. 2013). V zimním půlroce není kvůli možnosti zámrzu výparoměr v provozu. Do provozu je uváděn zpravidla na začátku dubna a provoz bývá ukončen na konci října. Podle dostupných studií pro Českou republiku lze též konstatovat, že hodnoty výparu z vodní hladiny měřené výparoměrem jsou „kvantitativně velmi blízké hodnotám potenciální evapotranspirace travního porostu či referenční evapotranspirace povrchu podle metodiky FAO" (Kohut a kol. 2013, Allen a kol. 1998). Meziroční kolísání měsíčních úhrnů potenciálního výparu vykazuje menší variabilitu než úhrny

srážek, které jsou závislé na jednotlivých srážkových epizodách (obr. 4.13). V letních měsících kolísal v letech 2006–2015 na stanici ČHMÚ Plzeň-Mikulka měsíční úhrnný výpar z vodní hladiny mezi 44,3 mm (srpen 2011) a 133,3 mm (červenec 2015). Porovnáme-li průměrný potenciální výpar a srážky v jednotlivých měsících, zjistíme v letním půlroce (kdy se výpar měří), že potenciální výpar převyšuje srážky, s výjimkou května a října (obr. 4.14). Kromě těchto měsíců potenciální výpar představuje 120–150 % úhrnu srážek, porovnáváno v průměrných měsíčních hodnotách. Letní měsíce se potom vyznačují vláhovým deficitem, které je možné řešit sezónní akumulací vody a jejím využití např. pro zálivku v době sucha. Z nastíněných klimatických charakteristik Plzně lze též usuzovat na problémy s kolísáním srážek a letního výparu, kdy kombinace odtokového sucha a epizod přívalových dešťů zvyšuje nároky na hospodaření se srážkovými vodami.

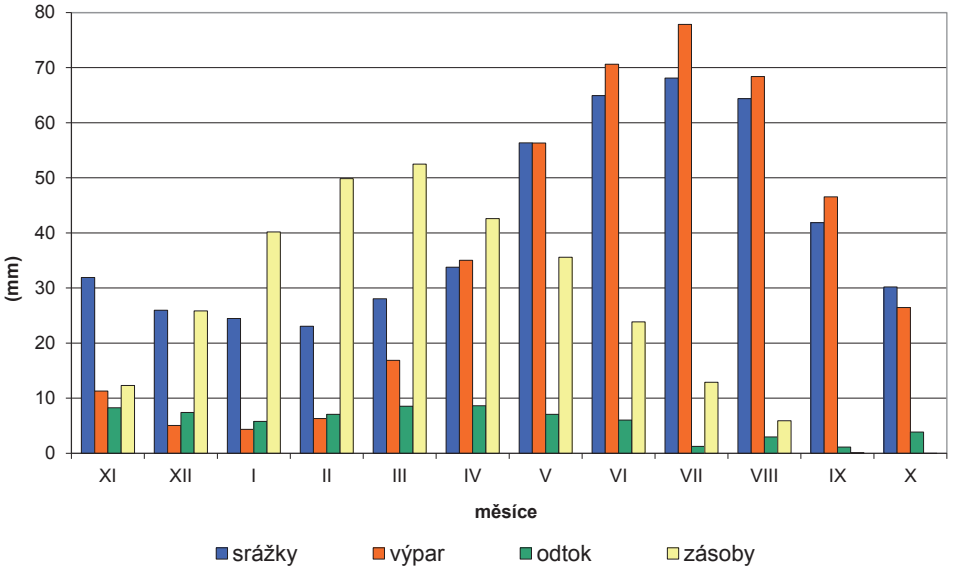
4.2.2 Přehled hydrologického monitoringu pro území Plzně

Kontinuální měření vodních stavů a odvozování časové řady průtoků je k dispozici pro řeky protékající městem (Tab. 4.5). Pro posouzení odtokové situace v městské a příměstské krajině je však možné částečně využít pouze měření v hydrologické stanici Plzeň-Skvrňany na Vejprnickém potoce. Zde monitorovaný odtok však reprezentuje povodí o rozloze 75,93 km^2, které je z hlediska přírodních podmínek sice relevantní k území města Plzně, ovšem struktura využití ploch odpovídá převážně zemědělské krajině a odtok je významně antropogenně ovlivněn historickou důlní činností a převodem vody do povodí Lučního potoka. Pro monitoring vlivu odtoku z urbanizovaného území města Plzně by bylo vhodné data ze stanice ve Skvrňanech doplnit daty z měření ve Vejprnicích, případně Tlučné či Nýřanech, kde fungují hlásné profily pro potřeby povodňové ochrany v režii místních úřadů.

Tab. 4.5: Hydrologické stanice relevantní pro posouzení odtoku na území Plzně

Tok	Stanice	Průměrný průtok (m^3.s^{-1})	Plocha povodí (km^2)	Kategorie stanice
Radbuza	Lhota	5,34	1179,38	A
Radbuza	VD České údolí	5,60	1262,53	A
Berounka	Bílá Hora	20,00	4017,50	A
Úslava	Koterov	3,52	733,26	A
Vejprnický potok	Plzeň-Skvrňany	0,06	75,93	C
Mže	VD Hracholusky	8,27	1608,96	A
Úhlava	Štěnovice	5,78	892,84	A

Zdroj: ČHMÚ a Povodí Vltavy



Obr. 4.15: Dlouhodobá hydrologická bilance povodí Lučního potoka podle měsíčních průměrných hodnot bilančních prvků stanovená nepřímými metodami. Zdroj: Kopp (2007), primární data ČHMÚ

Podobný charakter povodí jako Vejprnický potok má v příměstské krajině Plzně Luční potok, ústící do nádrže České údolí. Pro povodí Lučního potoka byla zpracována podrobná ekohydrologická studie (Kopp 2004, Kopp a kol. 2015). Podobně jako povodí Vejprnického potoka se též povodí Lučního potoka vyznačuje nízkým specifickým odtokem (2,15 $l.s^{-1}.km^{-2}$) a nízkým koeficientem odtoku, protože činí podíl odtokové výšky na úhrnu srážek jen 14 % (podle dat za období 1931–80). S využitím experimentální měření, klimatologických časových řad a časových řad hladin mělkých podzemních vod byla nepřímými metodami odvozena hydrologická bilance v režimu měsíčních hodnot (Obr. 4.15, Kopp 2004, 2007). Bude třeba ověřit na základě dalších studií, zda je možné takovou bilanci použít jako referenční pro odtokové poměry na území města Plzně. Jedná se o komplikovaný úkol, protože i odtok v povodí Lučního potoka je ovlivněn specifickým způsobem v souvislosti s historickým vývojem krajiny (Kopp a kol. 2015).

4.2.3 Experimentální měření

Na základě potřeby získat detailní data o odtoku a retenční funkci existujících objektů se uskutečnil výběr měřících míst. Finální výběr umístění tří hladinoměrů jsme provedli terénním šetřením a posouzením hydrologických, majetkových a technických omezení instalace. Výběr míst byl konzultován se správci vodních prvků a objektů (Správa veřejného statku města Plzně, ZČU v Plzni, Povodí Vltavy). Byly zvoleny instalace, umožňující monitoring odtoku z území tří prostorových dimenzí (Tab. 4.6). Instalace hladinoměrů byla provedena v první polovině roku

2017 s předpokladem dlouhodobého monitoringu, který by po delším období měl přinést relevantní informace o chování jednotlivých objektů v závislosti na sráž-koodtokových situacích.

Tab. 4.6: Monitorovací body pro experimentální měření výšky hladiny

Lokalita	Územní dimenze monitoringu	Charakteristika objektu
Hrádecký potok	povodí	malý vodní tok s povodím v městské a příměstské krajině
Nádrž Nová Valcha	městská mikrostruktura	povrchová retenční nádrž na odtoku dešťové kanalizace z nové obytné zóny převážně rodinných domů
Retence budovy RTI ZČU na Borech	elementární plocha (střecha)	podpovrchová retence srážkových vod z budovy Regionálního technologického institutu (RTI) s přetokem do kanalizační sítě

Zdroj: vlastní zpracování



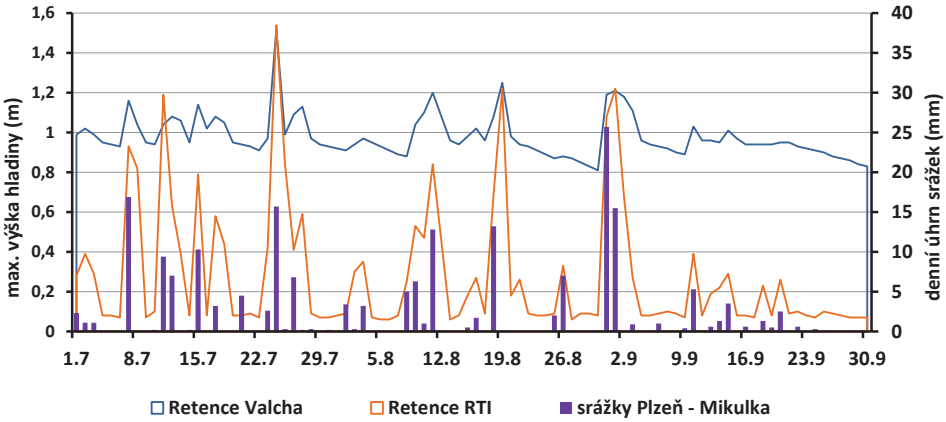
Obr. 4.16: Monitorovací objekt na Hrádeckém potoce. Zdroj: foto Jan Kopp

Monitoring odtoku na Hrádeckém potoce byl zvolen proto, že se jedná o hydrograficky samostatné povodí, ležící převážně na katastrálním území Plzně, s dostatečně velkou plochou povodí (7,22 km^2) a průtokem umožňujícím provádět měření hladinoměrem. Povodí je ovlivněno zemědělskou činností s větším podílem orné půdy a dále s podílem urbanizovaných ploch městských částí Červený Hrádek a Doubravka, kde je zároveň několik nových rozvojových lokalit bydlení a lehkého průmyslu. Na Hrádeckém potoce bylo v minulosti prováděno sledování kvality vody.

Monitorovací objekt na sledování výšky hladin v toku byl instalován pod soutok s levostranným přítokem, na konstrukci můstku v ulici U Panského dvora, tedy blízko ústí povodí do Berounky (Obr. 4.16). Monitoring reprezentuje odtok z povodí o rozloze 7,06 km^2, tedy 98 % celkové plochy povodí Hrádeckého potoka. Protože byl monitoring hladin zahájen až v průběhu roku 2017, nebyla zatím zpracována konsumpční křivka pro odvození průtoků. Zatím je možné prezentovat pouze reakci vývoje výšky hladiny v závislosti na jednotlivých srážkových epizodách (Obr. 4.20, Obr. 4.21). V další fázi monitoringu bude zpracována konsumpční křivka a provedena detailní analýza odtokových poměrů v povodí (struktura ploch, sklonitosti, půdních vlastností, topologie odtokové sítě atd.), aby bylo možné na základě experimentálních měření kalibrovat srážkoodtokový model pro urbanizované povodí.



Obr. 4.17: Retenční nádrž dešťové kanalizace Nové Valchy s monitoringem výšky hladiny. Zdroj: foto Jan Kopp



Obr. 4.18: Průběh maximálních denních výšek hladin v retenční nádrži Nová Vlacha a podpovrchové retenci objektu RTI ZČU a denní úhrny srážek ve stanici Plzeň-Mikulka v období červenec–září 2017. Zdroj: vlastní zpracování, data: výšky hladin vlastní monitoring ZČU a srážky ČHMÚ

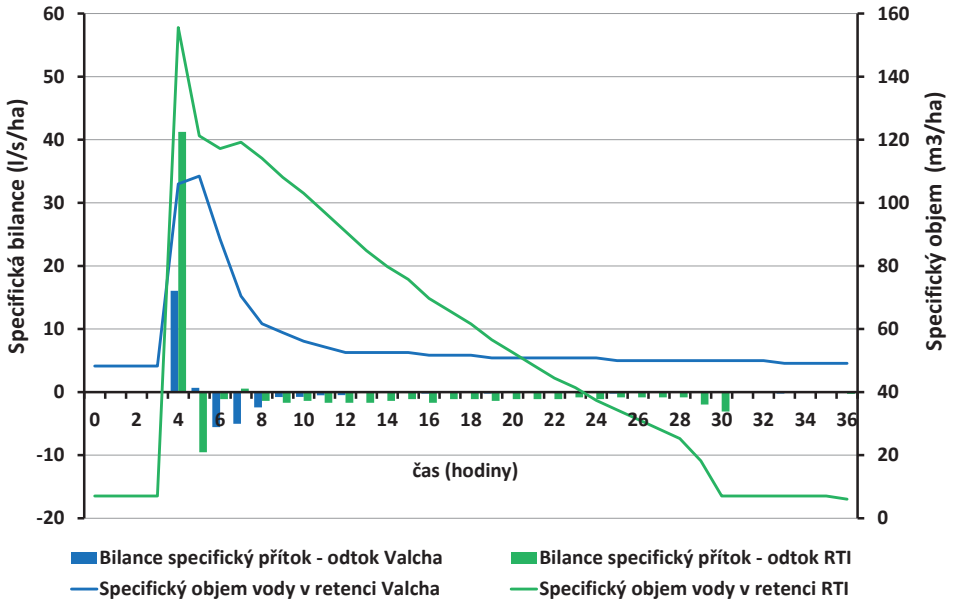
Monitorovaný objekt v lokalitě Nová Valcha představuje otevřenou retenční nádrž, jejíž primárním účelem je transformovat průběh odtoku ze srážkové kanalizace nové obytné zóny (Obr. 4.17). Druhotným významem nádrže je, že tvoří krajinotvorný prvek v přechodném území mezi novou zástavbou a starší částí Valchy. Podle projektové dokumentace (poskytnuté z archivu Správy veřejného statku města Plzně) je normální objem nádrže 480 m^3 a dále retenční objem nádrže 400 m^3, což odpovídá retenční výšce 0,6 m nad normálním stavem. Celkový objem při naplnění retenčního prostoru činí 880 m^3. Za normálního stavu jsou hloubky vody v nádrži v rozpětí 1,4–0,9 m. Výpust je tvořena požerákem, kterým voda proudí do regulační šachty. Vírový regulátor automaticky omezuje odtok na maximální hodnotu 29 $l.s^{-1}$ (maximální neřízený odtok přelivem je 466 $l.s^{-1}$). Regulace odtoku byla stanovena na základě regulativu města Plzně na odtok dešťové vody v maximální hodnotě 4 $l.s^{-1}.ha^{-1}$. Do nádrže směřuje dešťová kanalizace z lokality Nová Valcha, která má v první fázi výstavby rozlohu 4,8 ha. V další fázi se bude lokalita bytové výstavby svedená do nádrže rozrůstat na plochu dvojnásobnou (cca 9,6 ha). Na základě projektové dokumentace objektu byla odvozená křivka vztahu mezi výškou hladiny, monitorované hladinoměrem, a objemem vody v nádrži. Na základě změn hladiny a tedy i změn objemu je možné stanovit bilanční rozdíl mezi přítokem a odtokem vody do nádrže (Obr. 4.19). Je tak možné hodnotit reakci území obytné zóny na srážkové epizody z hlediska odtoku srážkové vody svedené do dešťové kanalizace. Na základě rozboru několika monitorovaných srážkoodtokových situací v létě a na podzim 2017 vychází podíl odtoku na úhrnu spadlé srážky (odtokový koeficient z dešťové kanalizace) na úrovni 40 % (pro území o rozloze 4,8 ha). Uvedený výsledek je ovšem třeba potvrdit dalším monitoringem a také ve vztahu k rozvoji zástavby v lokalitě. Monitoring hladiny

vody v nádrži bude dále hodnocen ve vztahu k ekologickým podmínkám této umělé vodní plochy, ve vztahu k potenciálnímu využití dešťových vod a také pro potřeby technické kontroly provozu retenčního objektu, zejména za extrémních situací.

Podpovrchová dešťová retenční nádrž shromažďující vodu ze střechy objektu budovy RTI v kampusu ZČU v Plzni na Borech, byla zvolena jako demonstrační objekt pro monitoring fungování podpovrchových retencí s regulovaným odtokem. Budování těchto objektů je řešením, které se používá pro splnění legislativních povinností nakládání se srážkovými vodami v případech, když není možné zasakování a regulativ města Plzně předepisuje zajistit odtok do smíšené kanalizace v maximální hodnotě 4 $l.s^{-1}.ha^{-1}$. Retenční nádrž umístěná pod povrchem má objem 34,5 m^3 (3 x 9,6 x 1,26 m) a byla postavena ze vsakovacích bloků Garantia Rain-Bloc GLNWED, obalených hydroizolační fólií (Glynwed 2011). Plocha dna nádrže je 28,8 m^2. Nátok do nádrže je řešen gravitačně, před retencí byla osazena usazovací šachta DN600 pro zachycení nečistot s hloubkou sedimentačního prostoru 0,8 m. Monitoring hladiny byl instalován v roce 2017 do místa odtoku z nádrže, do plastové revizní šachty DN1000 s prvkem pro regulaci odtoku. Bezpečnostní přepad se nachází ve výšce 1,26 m nad úrovní regulovaného odtoku.

Zahájený monitoring podpovrchové retence objektu RTI umožňuje vyhodnocovat průběh plnění nádrže v důsledku příčinné srážky, a to v kontextu prázdnění objektu závislém na nastavené regulaci. Škrtící regulační kolečko odtoku je nastaveno na 1 $l.s^{-1}$. V létě a na podzim 2017 bylo vyhodnoceno několik srážkoodtokových událostí (Obr. 4.18). Vzhledem k rozloze plochy střechy budovy RTI (2970 m^2) bylo možné odvodit odtokovou výšku ze střechy s nízkým sklonem (podíl odtoku na úhrnu spadlé srážky) na úrovni 90–95 %. Další zpřesnění bude provedeno s využitím místně příslušným měřením srážek.

Zpracování specifických hodnot (ve vztahu k ploše 1 ha) u obou retenčních objektů ukazuje vliv velikosti a charakteru odvodňované plochy (Obr. 4.19). V reakci na srážkovou událost 24. 7. 2017 (denní úhrn 15,7 mm na stanici Plzeň-Mikulka) se špičkové hodnoty bilance mezi přítokem a odtokem pohybovaly na úrovni 40 $l.s^{-1}.ha^{-1}$ u odtoku z plochy střechy a 15 $l.s^{-1}.ha^{-1}$ u odtoku dešťové kanalizace obytné zóny, počítáno v hodinovém kroku. Z grafu průběhu je také patrná rozdílná reakce zásobních prostorů obou typů retence. Specifický objem vyjadřuje, kolik vody je v akumulaci k dispozici ve vztahu k rozloze plochy, ze které voda do nádrží přitekla. Je tak možné například porovnávat potenciální zásobu vody na jednotkovou plochu odvodňovaného území z hlediska možného využití v čase.

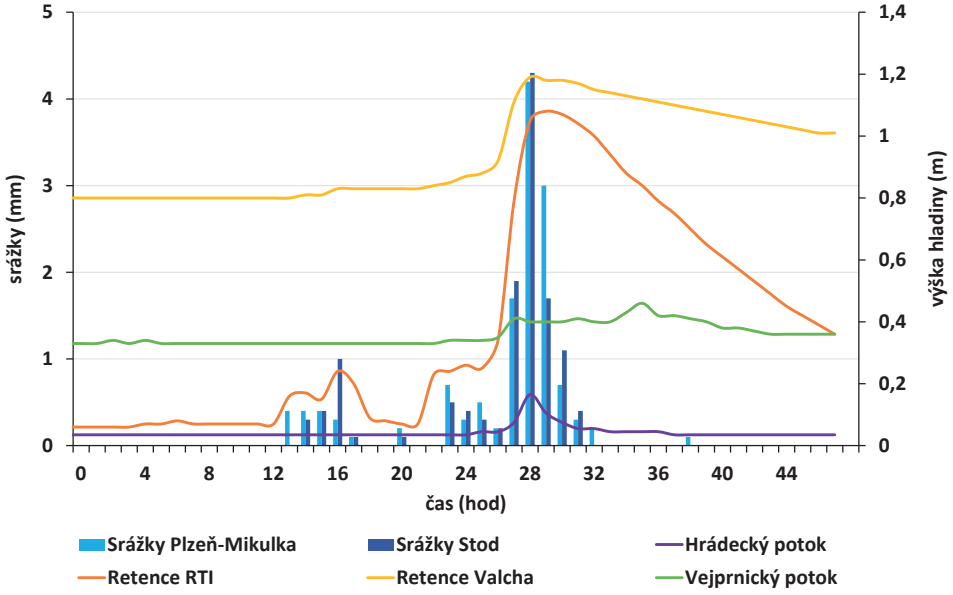


Obr. 4.19: Vývoj výšky hladin v retenční nádrži Nová Vlacha a podpovrchové retenci objektu RTI ZČU v reakci na srážkovou epizodu v čase 24.07.2017 12:00:00 – 26.07.2017 00:00:00. Zdroj: vlastní zpracování, data: výšky hladin vlastní monitoring ZČU

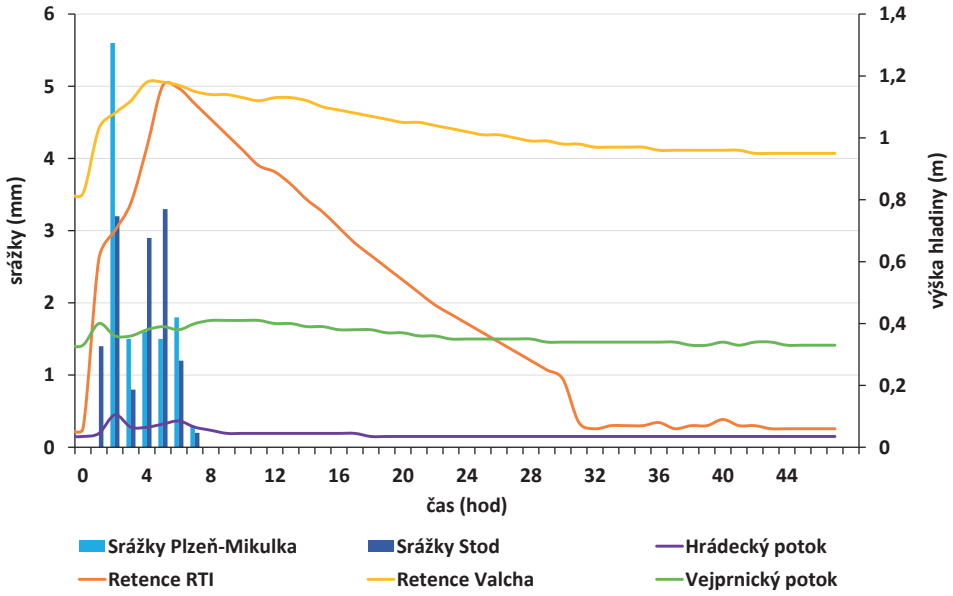
Reakce monitorovaných výšek hladin na srážkoodtokové události se projevuje rozdílným způsobem na různých měřítkových úrovních odtoku z městské a příměstské krajiny (Obr. 4.18, Obr. 4.19). Z vývoje hodnot je patrné, že oba retenční objekty se liší rychlostí reakce hladin. Objekt retence vody ze střechy budovy RTI reaguje rychleji jak plněním, tak prázdněním. Povrchová retence obytné zóny Nová Valcha se vyznačuje pozvolným prázdněním, což je v souladu s její technickou funkcí. Bezpečnostní parametr rychlého vyprázdnění je v každém z objektů nastaven jinak s ohledem na kapacitu retencí a jejich bezpečností přelivy. U povrchové retence je žádoucí omezit příliš rychlé kolísání hladiny také z důvodu podpory ekosystémových funkcí nádrže.

Zajímavé je porovnání reakcí hladin obou dokumentovaných potoků (Obr. 4.20, Obr. 4.21), byť nelze dělat závěry z několika událostí, bez znalosti konsumpční křivky a upřesnění vstupu srážek v bilanci povodí. Na průběhu hladiny Vejprnického potoka je možné registrovat první rychlé zvýšení hladiny bezprostředně po průchodu srážkové události urbanizovaným územím, kdy se projevuje bezprostřední reakce přítoků z odvodnění města (přetoky kanalizace a povrchový splach svedené do recipientu). V další časové fázi se pak projevuje trvalejší zvýšení hladin jako důsledek postupu odtokové vlny z celé plochy povodí. Ve srovnání s tím se zatím ukazuje, že Hrádecký potok reaguje zvýšením hladiny a průtoku pouze bezprostředně na srážkovou událost. Další doběh odtoku z povodí se již neukazuje. Vysvětlení je jistě v řádově menší rozloze povodí Hrádeckého potoka. Ale také v průběhu času doznívající epizody srážek se již ukazuje pokles hladiny, což může souviset nejen s krátkou dobou doběhu v rámci

povodí, ale také s větším vlivem nepropustných ploch na utváření odtoku. Přesnější závěry bude možné dělat až po delším období monitoringu a provedení podrobné analýzy srážoodtokových situací s využitím hydrologického modelování odtoku.



Obr. 4.20: Vývoj výšky hladin monitorovaných objektů ve vztahu ke srážkoodtokové události v čase 2.10.2017 5:00:00 – 4.10.2017 5:00:00. Zdroj: vlastní zpracování, data vlastní monitoring a data ČHMÚ (srážky a Vejprnický potok)



Obr. 4.21: Vývoj výšky hladin monitorovaných objektů ve vztahu ke srážkoodtokové události v čase 22.10.2017 0:00:00 – 24.10.2017 0:00:00. Zdroj: vlastní zpracování, data vlastní monitoring a data ČHMÚ (srážky a Vejprnický potok)

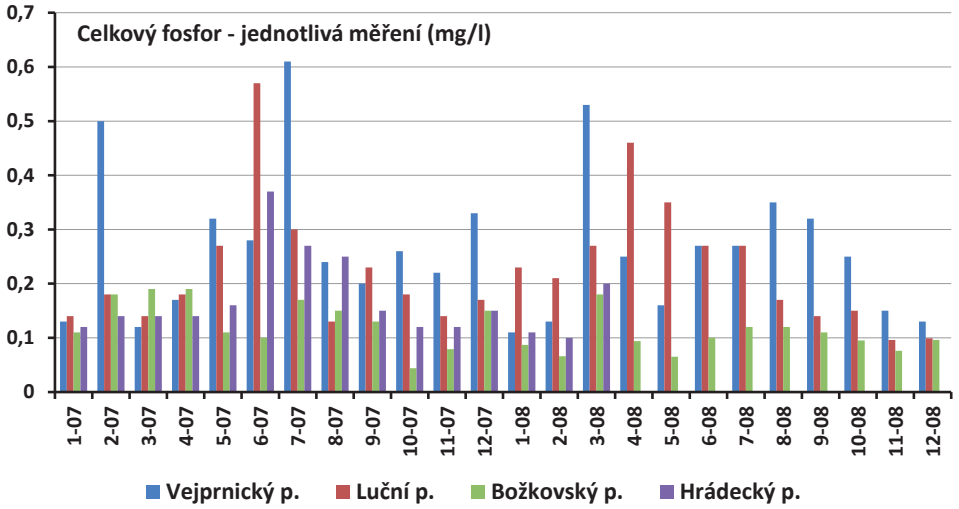
4.2.4 Monitoring kvality vody

Ekohydrologickou kvalitu vodních prvků městské krajiny nelze posuzovat pouze na základě kvantitativního hodnocení jednotlivých prvků hydrologické bilance. Základem cíleného ekohydrologického managementu je též sledování jakosti povrchových a podzemních vod.

V Plzni je pozornost pravidelného hodnocení kvality vody zaměřena na stojaté vody s rekreačním významem (Duras 2003). Ekosystémovými nástroji bylo dosaženo významného zlepšení kvality vody v Boleveckém rybníce (Čihák a Duras 2005, Duras 2010). Dlouhodobě problematická je jakost vody v nádrži České údolí, která si pro řešení situace vyžaduje finančně a technicky náročné řešení (Duras 2010). Obě vodní plochy jsou pravidelně monitorovány a vyhodnocovány v parametrech ukazujících úroveň eutrofizace a její důsledky (chlorofyl, fosfor celkový, průhlednost vody). Pozornost monitoringu kvality vody a fungování ekosystémů je věnována také dalším rybníkům a vodním plochám s rekreačním potenciálem. Do budoucna by bylo žádoucí sledovat též kvalitu vody v otevřených retenčních nádržích nově budovaných průmyslových nebo obchodních objektů. Bez znalosti fungování ekosystémů těchto nových nádrží (a také zahradních jezírek) není možné navrhovat jejich lepší zapojení do městské krajiny. Tyto nové vodní plochy přitom mají svůj význam vzhledem k počtu a souhrnné rozloze, kterou již dnes zaujímají (Kopp a kol. 2017)

Na území města Plzně se provádí monitoring kvality vody ve standardní síti odběrných míst na vodních tocích, dále na vybraných vodních plochách a doplňkově též u objektů monitoringu podzemních vod. Monitoring kvality vody ve vodních tocích se soustředí převážně na řeky protékající městem (Duras 2002, Duras 2003). Pro posouzení vlivu urbanizovaného území je ovšem zapotřebí sledovat kvalitu vody v malých vodních tocích, případně nejlépe s cílenými odběry při srážkových epizodách. Na území města jsou k dispozici data o kvalitě vody z odběrů na čtyřech potocích (Obr. 4.22), ovšem nejedná se v některých případech o delší časové řady. Specifické podmínky příměstských povodí byly popsány v Tab. 4.1. Rozdíly v kvalitě vody jsou orientačně ilustrovány na obrázku 4.22, na příkladu parametru celkový fosfor. Z dat za období 2007–2008 je možné usuzovat na rozdílnou zátěž zdroji fosforu v jednotlivých povodích. Kvalita vody Lučního a Vejprnického potoka je na rozdíl od dvou dalších ovlivněna vypouštěním komunálních odpadních vod přes ČOV obcí v povodí. Vazbu na bodové zdroje znečištění ukazuje také roční režim koncentrace fosforu, kdy se vyšší hodnoty projevují v létě, obecně v době nízké vodnosti toků. Vyšší hodnoty jsou mimo suchá období závislá na jednotlivých srážkových událostech, kdy může docházet k aktivaci plošných zdrojů ze zemědělské půdy nebo reaktivaci látek ve vazbě na sedimenty. Podrobnější rozbor by byl možný jedině na základě kontinuálního častějšího provádění odběrů a laboratorního vyhodnocení. Vzhledem k finanční a časová náročnosti se však takové sledování kvality vody neprovádí.

Zejména by bylo užitečné alespoň nárazově vyhodnotit vliv jednotlivých situací s intenzivními srážkami na kvalitu vody v recipientech, které jsou ovlivněné přetoky z odlehčovacích objektů smíšené kanalizace. Vzhledem k vazbě na kanalizační systém je v tomto případě nejvíce ovlivněn Vejprnický potok. Na druhou stranu je zde vliv přítoků z města snižován relativně větším průtokem, vzhledem k velké rozloze povodí ležící mimo vlastní město. Informace o vlivu srážkových událostí na kvalitu vody v recipientech tak může správa města posuzovat zatím jedině na základě rozborů vody na přítoku do centrální ČOV. Z rozboru těchto dat (Tab. 4.7) lze usuzovat, že epizody intenzivních dešťů vymývají látky usazené v kanalizační síti. Kvalita vody nateklé do retenční nádrže na ČOV při významných srážkových událostech v roce 2009 měla vyšší hodnoty většiny ukazatelů, než je průměrné kvalita vody na přítoku z kanalizace do ČOV. Na události tohoto typu, kdy se nárazově projevuje tzv. „first flush" efekt (Livingston a McCarron 1992), by se měl soustředit cílený monitoring kvality vody. Na jeho základě je pak možné posoudit vliv dešťových oddělovačů kanalizačního systému a navrhovat opatření na snížení vlivu intenzivních srážek na kvalitu vody v ovlivněných recipientech podle dostupné metodiky (Kabelková a kol. 2010).



Obr. 4.22: Kvalita vody v malých vodních tocích na území města Plzně podle jednotlivých měření celkového fosforu za období 2007–2008. Zdroj: vlastní zpracování, data IS Arrow (Povodí Vltavy a ČHMÚ)

Tab. 4.7: Porovnání průměrné kvality vody dešťového nátoku a běžného přítoku do ČOV v roce 2009

parametr kvality vody	CHSK (mg/l)	BSK_5 (mg/l)	NL (mg/l)	$N\text{-}NH_4^+$ (mg/l)	P_{celk} (mg/l)
průměrná kvalita dešťového nátoku do retenčního objektu na ČOV	1255	576	844	22	11
průměrná kvalita na přítoku na ČOV	953	451	446	32	10

Zdroj: Vodárna 2010

4.3 Termální monitoring území Plzně

Na základě výběru vhodných lokalit se 13. 9. 2016 uskutečnilo pozemní termální snímkování na území města Plzně a jeho nejbližšího okolí. Měření bylo realizováno ve dni s meteorologickými podmínkami vhodnými pro termální monitoring. Jak uvádějí Vysoudil a Ogrin (2009), pro pořizování termálních snímků je ideální radiační režim počasí, tzn. pokrytí oblohy do 0,2 a vítr o rychlosti do 2 m/s. Těmto parametrům odpovídalo počasí v den experimentu. Denní maximální teplota dosáhla na stanici ZČU Plzeň-Veleslavínova 31,4 °C, což odpovídá tropickému dni. V čase denního experimentu byla aktuální teplota vzduchu v intervalu 25,3–31,4 °C, v čase nočního monitoringu pak v intervalu 28,0–23,6 °C. Rychlost větru prakticky nepřekročila hodnotu 2 m/s a obloha byla prakticky bezoblačná. Je třeba uvést, že vzhledem k principu pozemního termálního monitoringu jsou tyto hodnoty velmi orientační a teplota vzduchu nad sledovanými lokalitami byla odlišná, což dokladují hodnoty povrchových teplot. Ty jsou navíc z objektivních důvodů prezentovány jako relativní. Tento režim počasí umožňuje vznik výrazných rozdílů mezi povrchovými teplotami jednotlivých typů aktivních povrchů. Měření tedy probíhalo v poledních a popoledních hodinách v rozmezí 11:30 až 15:00 letního místního času (LSEČ) a pro přemísťování mezi lokalitami byl používán automobil. Experiment probíhal částečně i v nočních hodinách (19:30 až 21:30 LSEČ), kdy je za uvedeného typu počasí předpoklad maximálního zvýraznění rozdílů povrchových teplot mezi nehomogenními povrchy, v tomto případě urbanizovaného území a zemědělské půdy (nízká, částečně suchá vegetace).

Všechny snímky byly pořizovány termální kamerou Fluke Ti55. Každý záznam pořízen současně v tepelném infračerveném a viditelném spektru. To umožnilo přesnější identifikaci a vyhodnocování experimentálních ploch. Některé z původně vybraných lokalit se později ukázaly jako nevhodné (např. nevýrazné teplotní pole a tudíž minimální rozdíly), naopak některé byly zvoleny dodatečně.

Tab. 4.8: Emisivita (ε) vybraných povrchů

Materiál	Emisivita	Materiál	Emisivita
břidlice	0,94	štěrk	0,28
asfalt, vozovka	0,93	vegetace rovinná	0,9
kamenné zdivo	0,93	voda	0,67-0,98
vegetace celková	0,94	zemina povrchová	0,38
písek	0,76	černá hlína	0,66
krytinová taška červená	0,50	poorané pole	0,38
krytinová taška černá	0,94	zastavěné plochy	0,93

Zdroj: upraveno podle Fluke (2007)

Před začátkem snímání bylo třeba stanovit přibližné hodnoty teploty pozadí a co nejsprávnější hodnoty emisivity pro sledované typy aktivních povrchů (Tab. 4.8). Emisivita je definována jako poměr energie vyzářené objektem při určité teplotě k energii vyzářené černým tělesem o stejné teplotě (Lillesand a Kiefer 1994). Emisivita může nabývat hodnot 0 až 1, přičemž v případě černého tělesa je rovna 1,0. Pro reálná tělesa je tedy vždy nižší. Emisivita závisí na teplotě, vlnové délce, ale také fyzikálních vlastnostech a typu pokryvu aktivního povrchu.

Tato fáze termálního monitoringu je zpravidla velmi komplikovaná vzhledem k tomu, že aktivní povrchy v reálné krajině jsou obvykle velmi nehomogenní. Taktéž hodnoty emisivity pro vybrané povrchy se u různých zdrojů mohou poměrně výrazně lišit. Stanovení povrchové teploty pozadí je taktéž obtížné. Výběr přesných hodnot obou charakteristik je v kulturní krajině takřka nemožný. Řešení představuje dodatečné nastavení emisivity (případně pozaďové teploty) pro vybrané plochy až při procesu vlastního vyhodnocování termozáznamu. I tak bývá problémem stanovit hodnotu emisivity pro přírodní povrchy vyskytující se v kulturní krajině, kde převládají různé typy vegetace (např. nízký travnatý povrch, sporá vegetace, typy lesních porostů) a některé nekovové materiály (stavební materiály). Teplota pozadí byla proto obvykle nastavena orientačně podle aktuální venkovní teploty vzduchu, případně kontaktním teploměrem pro určitý povrch, ale tento způsob neposkytuje z objektivních důvodů zcela uspokojivé hodnoty. Nejen z těchto důvodů představují některé z prezentovaných charakteristik hodnoty relativní (amplituda, směrodatná odchylka).

4.3.1 Zpracování termálních snímků

Všechny termální snímky byly analyzovány v programu SmartView™ ver. 3.11.26.0 (Fluke 2007). Níže popsaný postup byl použitý pro analýzu celého souboru všech prezentovaných termálních snímků.

Načtení originálního snímku do základní obrazovky programu SmartView™ lze prostřednictvím funkce „Edit". Ta otevře pracovní okno, ve kterém lze provádět veškeré další operace se snímky. Jedná se o vlastní úpravy a vyhodnocování, ale i tvorbu tabulek teplotních charakteristik, horizontálních teplotních profilů i 3D modelů pole povrchové teploty, případně dalších analytických operací.

Pracovní okno umožňuje zobrazit záznam plně ve viditelném nebo termálním spektru nebo lze nastavit jejich vzájemný poměr (transparentnost). To je výhodné pro přesné slícování záznamů obou spekter a tudíž pro přesné vymezení experimentálních ploch.

Funkcí „Analýza" lze nastavit barevnou stupnici termálního pole, jako nejvhodnější se jeví základní modrá – červená, přičemž tmavě modrá vyjadřuje nejchladnější místa, přechází přes světle modrou, zelenou, žlutou a oranžovou až k červené, kdy červeně znázorněná místa jsou nejteplejší.

Záložka „Zobrazení značek" umožňuje dle potřeby aktivovat kurzor zobrazující nejteplejší a nejchladnější body na záznamu.

Dále byla individuálně nastavena emisivita podle charakteru analyzovaného povrchu, resp. podle toho, jaký byl převládající typ pokryvu na hodnocených dílčích plochách. Teplota pozadí byla upravována jen orientačně vždy podle aktuální venkovní teploty. Následně byl individuálně upravován rozsah teplotní stupnice ve °C. Při použití pouze jedné univerzální teplotní stupnice by tato musela mít velký rozsah. Bylo by tak obtížné rozlišit teplotní rozdíly mezi plochami, na kterých se povrchové teploty lišily jen minimálně. Snímky by byly prakticky monochromatické.

Nejdůležitějším krokem při analýze snímků byl výběr elementárních ploch, jejichž povrchová teplota byla sledována. To proto, že se vesměs jednalo o lokality, které měly představovat ve studovaném území teplejší nebo chladnější místa a současně představovala specifický typ aktivního povrchu.

Na každém snímku byly tedy postupně vybrány jednotlivé experimentální plochy a následně opět individuálně vykresleny jejich hranice (typ vegetace, plocha bez vegetace, půda, zastavěná plocha, komplexy budov, charakter městské zástavby, vodní povrch atd.).

Pro každou vybranou plochu byla vždy provedena korekce emisivity i pozaďové teploty a následně automatizovaně analyzován charakter pole povrchové teploty, tedy jeho průměrná, maximální a minimální teplota. Pro lepší informační hodnotu byly tyto údaje vždy vloženy do snímků graficky. Uvedené charakteristiky byly současně uloženy v tabelární formě a následně použity pro statistické zpracování a celkové vyhodnocení termálního chování jednotlivých typů povrchů.

Uvedený způsob zpracování byl aplikován na všechny snímky získané terénním šetřením. Pro zdůraznění teplotních rozdílů, které byly mezi sousedními povrchy často velmi výrazné, byly v některých případech sestrojeny horizontální teplotní profily a také 3D zobrazení teplotního pole. Uvedené 3D zobrazení současně umožnilo názornou vizualizaci teplotního pole lokalit, které se v krajině chovaly jako výrazné ostrovy tepla i chladu.

4.3.2 Analýza termálních snímků

Analýza termálních snímků představovala nejdůležitější rozhodující fázi pro analýzu termálního charakteru a chování sledovaných městských mikrostruktur.

Pro každou lokalitu byl vytvořen tabulkový soubor, který se stal podkladem pro vytvoření pasportu jednotlivých lokalit. Ten obsahoval název stanoviště, typ pokryvu experimentální plochy a charakteristiku jeho teplotního pole. Součástí pasportu byly termínové termální snímky s vymezením analyzovaných ploch a pro snadnější orientaci současně stejný snímek pouze ve viditelném spektru. Pasport obsahoval tabulku, ve které jsou uvedeny charakteristiky povrchové teploty experimentálních

ploch ve °C, a to průměrná (Tpr), maximální (Tmax) a minimální teplota (Tmin) spolu s amplitudou teploty (Ta) a směrodatná odchylka (s). Ta byla automaticky stanovená z teplotních hodnot všech pixelů na vymezené experimentální ploše.

Tabulky se staly základem pro popis termálního chování vybraných povrchů na studovaných lokalitách. Pro ty mikrostruktury, které vzhledem ke svým termickým vlastnostem představovaly výrazně teplý nebo chladný ostrov nebo kontrastní teplotní předěl, byl sestrojen horizontální teplotní profil nebo 3D graf teplotního pole.

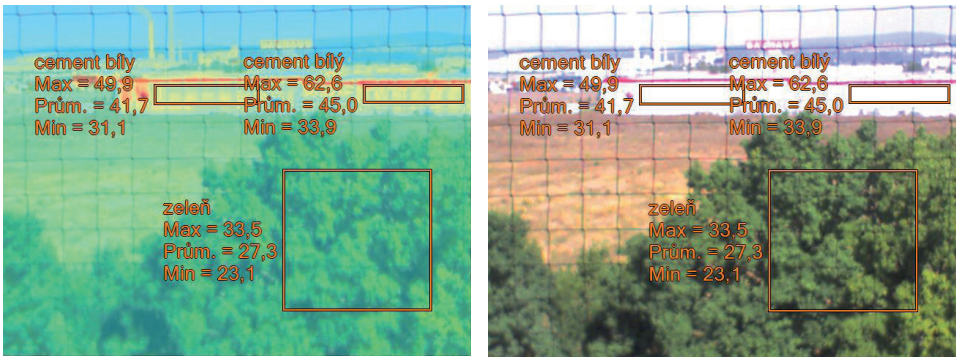
4.3.3 Analýza pole povrchové teploty vybraných mikrostruktur

Na 14 vybraných stanovištích na území města Plzně bylo monitorováno a následně vyhodnoceno celkem 39 experimentálních ploch. Podle aktivního povrchu se jednalo o 17 lokalit s umělým povrchem (cement, dlažba, asfalt, nekovové střechy), ve třech případech se jednalo o sporou vegetaci, na pěti lokalitách měl aktivní povrch charakter suché vegetace a v 5 případech to byla vodní plocha.

V další části je popsána podrobná analýza termálního monitoringu. Pro každé stanoviště je uveden jeho název a sledovaný typ aktivních povrchů. Snímky (v termálním a viditelném spektru) jsou datovány. Na snímcích jsou vždy vymezeny plochy, které byly předmětem analýzy a současně vybrané teplotní charakteristiky.

Tabulky, které jsou součástí studia termálního pole na všech stanovištích, zahrnují základní charakteristiky povrchové teploty ve dnech, kdy na nich byl realizován výzkum. Grafické a tabelární informace jsou doplněny textovým rozborem.

Název lokality:
Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na sever
Sledovaný povrch:
stěna obchodní haly, rozdíly v barvě fasády, barva fasády, zeleň vs zeď



Obr. 4.23: Povrchová teplota stěn budov a zeleně (stromová vegetace) ve °C na lokalitě Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na sever 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.9: Charakteristiky povrchové teploty (°C) cementové stěny a zeleně na lokalitě Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na sever

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
cement bílý	31,1	41,7	49,9	4,41	18,8
cement bílý	33,9	45,0	62,6	4,29	28,7
zeleň	23,1	27,3	33,5	1,76	10,4

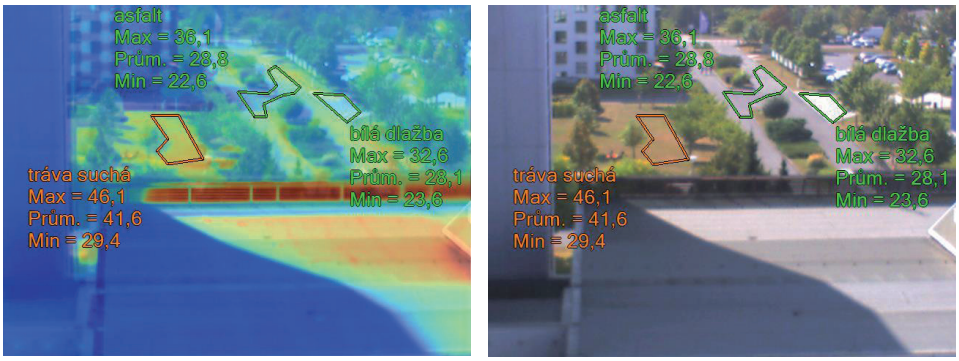
První typ povrchu snímaný ze stanoviště 1 představovaly betonové (cementová omítka) stěny obchodní haly. Ty se vyznačovaly vysokou teplotní amplitudou i hodnotami směrodatných odchylek, což svědčí o vyšší míře nehomogenity jejich povrchů, který může být způsoben např. skleněnými plochami (okny) (Tab. 4.9).

Lze říci, podobné povrchy budov obecně představují velmi teplé povrchy (ostrovy tepla).

Druhý typ povrchu snímaný ze stanoviště 1 představovala stromová vegetace (Obr. 4.23). Ta se v porovnání se stěnami budov vyznačovala výrazně nižší amplitudou povrchové teploty a nízkou hodnotou směrodatné odchylky. Tento povrch lze považovat jako homogenní (Tab. 4.9).

Lze říci, že stromová vegetace na této lokalitě představuje výrazný chladnější teplotní kontrast ke stěnám (povrchům) budov.

Název lokality:
Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na jih
Sledovaný povrch:
zeleň vs. suchý trávník okolo, vegetace, asfalt, bílá dlažba



Obr. 4.24: Povrchová teplota vybraných povrchů ve °C na lokalitě Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na jih 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

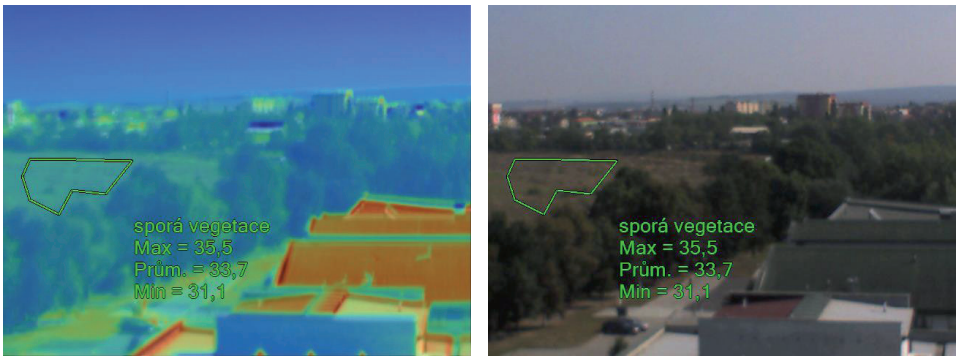
Tab. 4.10: Charakteristiky povrchové teploty vybraných povrchů ve °C na lokalitě Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na jih 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
asfalt	22,6	28,8	36,1	3,1	13,5
bílá dlažba	23,6	28,1	32,6	2,0	9,0
tráva suchá	29,4	41,6	46,1	3,2	16,7

Analyzované povrchy na této lokalitě byly dle svých fyzikálních vlastností velmi rozmanité. Svědčí o tom všechny sledované parametry. Na jedné straně podstatné rozdíly amplitud teploty, na straně druhé relativně nižší hodnoty směrodatných odchylek, což svědčí o tom, že jednotlivé plochy byly z hlediska svého složení homogenní.

Vzhledem k tomu, že uvedenými povrchy se v městské krajině setkáváme zcela běžně, je znalost rozdílů jejich termálního chování důležitá. Z hlediska ekohydrologického managementu městských mikrostruktur pak zásadní.

Název lokality:
Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na severovýchod
Sledovaný povrch:
sporá vegetace



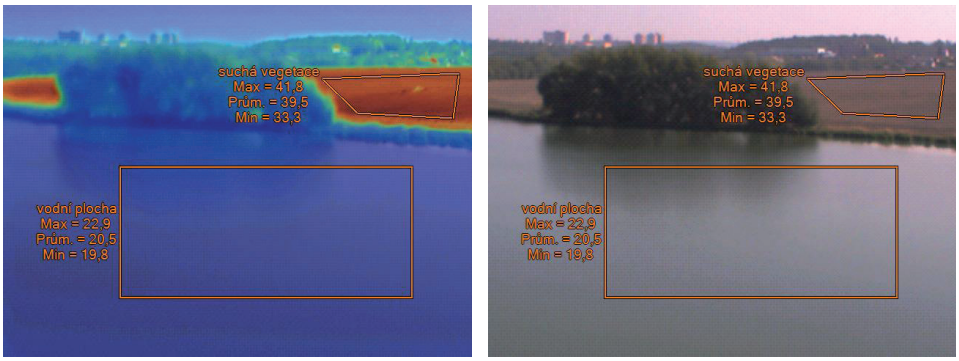
Obr. 4.25: Povrchová teplota sporé vegetace (nízký trávník) ve °C na lokalitě Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na severovýchod 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.11: Charakteristiky povrchové teploty sporé vegetace (nízký trávník) ve °C na lokalitě Plzeň, ZČU Univerzitní 22, směr na severovýchod 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
sporá vegetace	31,1	33,7	35,5	0,8	4,4

Hodnoty povrchové teploty dokladují obecně extrémní termální chování povrchů se sporou, v tomto případě spíše nízkou travnatou vegetací. Travnatý povrch zde byl vcelku homogenní, o čemž svědčí prakticky všechny charakteristiky prezentované v Tab. 4.11 (především směrodatná odchylka a amplituda teploty).

Název lokality:
Plzeň, Vlacha, zastávka ČD, směr VD České údolí
Sledovaný povrch:
voda, pole



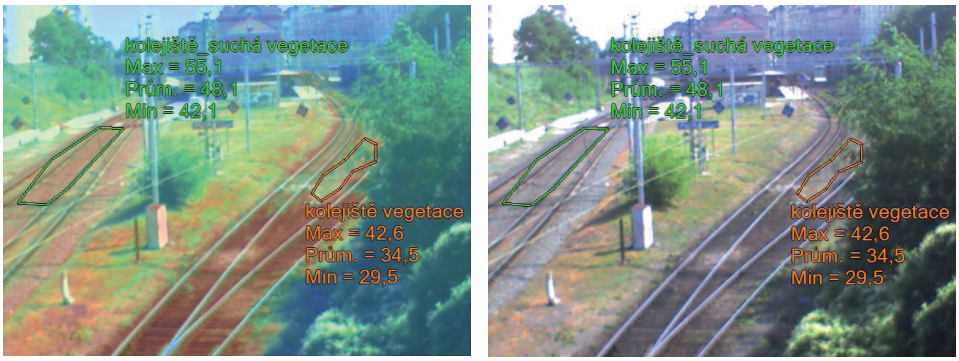
Obr. 4.26: Povrchová teplota vodní plochy a suché vegetace (pole) ve °C na lokalitě Plzeň, Vlacha, zastávka ČD, směr VD České údolí 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.12: Charakteristiky povrchové teploty vodní plochy a suché vegetace (pole) ve °C na lokalitě Plzeň Vlacha, zastávka ČD, směr VD České údolí 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Trp	Tmax	s	Ta
suchá vegetace	33,3	39,5	41,8	1,1	8,5
vodní plocha	19,8	20,5	22,9	0,7	3,1

Rozdílný stupeň homogenity analyzovaných povrchů dokazují hodnoty směrodatných odchylek a amplitud teploty. Vodní povrchy jsou charakteristické vysokou homogenitou, v tomto případě výrazně nižší extrémní teploty v porovnání se suchou vegetací velmi dobře dokladují obecně známý zchlazující vliv na teplotu přilehlé atmosféry. Relativně vysoké hodnoty v podstatě holé půdy bez vegetace naopak ukazují na zcela zřejmé zvýšení teploty k ní bezprostředně přiléhající přízemní vrstvy atmosféry.

Název lokality:
Plzeň Břeňkova, Most přes železnici u Techmanie, směr východ
Sledovaný povrch:
suchá vegetace v kolejišti



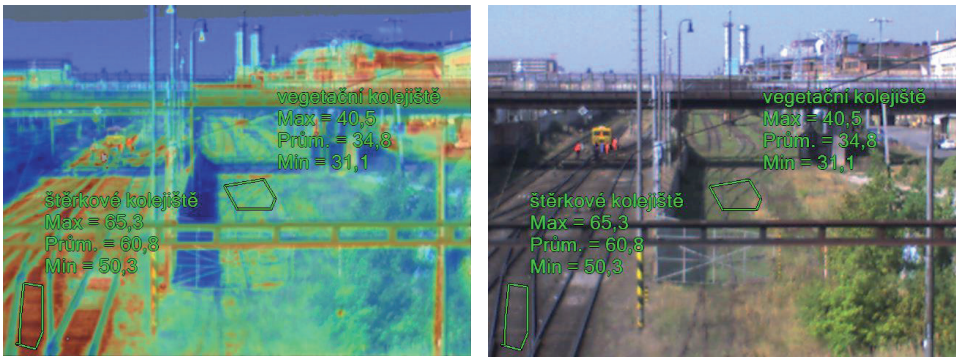
Obr. 4.27: Povrchová teplota suché a zelené vegetace v kolejišti ve °C na lokalitě Plzeň, Břeňkova, most přes železnici u Techmanie, směr východ 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.13: Charakteristiky povrchové teploty suché a zelené vegetace v kolejišti ve °C na lokalitě Plzeň, Břeňkova, most přes železnici u Techmanie, směr východ 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
suchá vegetace v kolejišti	50,3	60,8	65,3	2,3	15,0
vegetační kolejiště	31,1	34,8	40,5	1,7	9,4

V tomto případě je termální chování suché vegetace ještě výraznější, než v předchozím případě. Prakticky absence vegetace spolu s holou půdou se odrazila v celkově vysoké nehomogenitě tohoto povrchu a tak i vysoké hodnotě teplotní amplitudy i odchylky. Extrémní je hodnota maximální teploty povrchu kolejiště se suchou vegetací (65,3 °C).

Název lokality:
Plzeň, Břeňkova, Most přes železnici u Techmanie, směr západ
Sledovaný povrch:
vegetační a štěrkové kolejiště



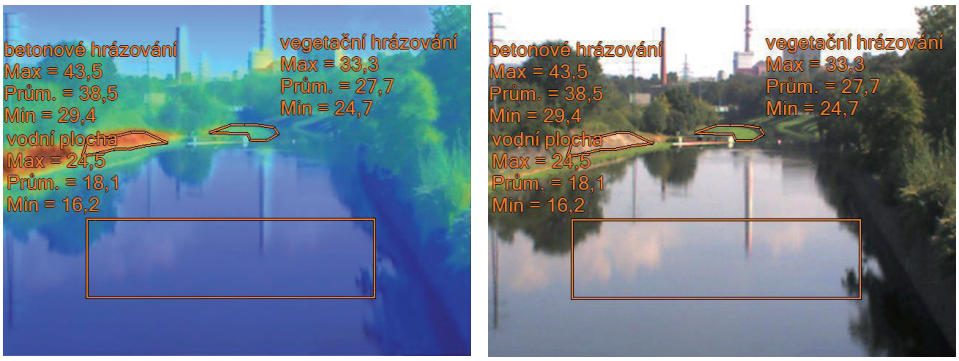
Obr. 4.28: Povrchová teplota vegetačního a štěrkového kolejiště ve °C na lokalitě Plzeň, Břeňkova, most přes železnici u Techmanie, směr západ 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.14: Charakteristiky povrchové teploty suché vegetace v kolejišti ve °C na lokalitě Plzeň, Břeňkova, most přes železnici u Techmanie, směr západ 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
štěrkové kolejiště	50,3	60,8	65,3	2,3	15,0
vegetační kolejiště	31,1	34,8	40,5	1,7	9,4

Povrchová teplota štěrkového kolejiště i další sledované teplotní charakteristiky jsou ještě extrémnější, než v případě kolejiště se suchou vegetací. Takové hodnoty jsou v podstatě charakterické pro všechny podobné povrchy, tedy holou půdu, sporou či suchou vegetaci a v hydroekologickém managementu města a jeho mikrostruktur by jim měla být věnovaná zvýšená pozornost. Vzhledem k okolnímu prostředí (povrchu) jsou pro vegetaci poměrně netypické i hodnoty zjištěné pro vegetaci v kolejišti.

Název lokality:
Plzeň, Saský most přes Mži, směr východ
Sledovaný povrch:
vodní plocha, betonové a vegetační hrázování koryta



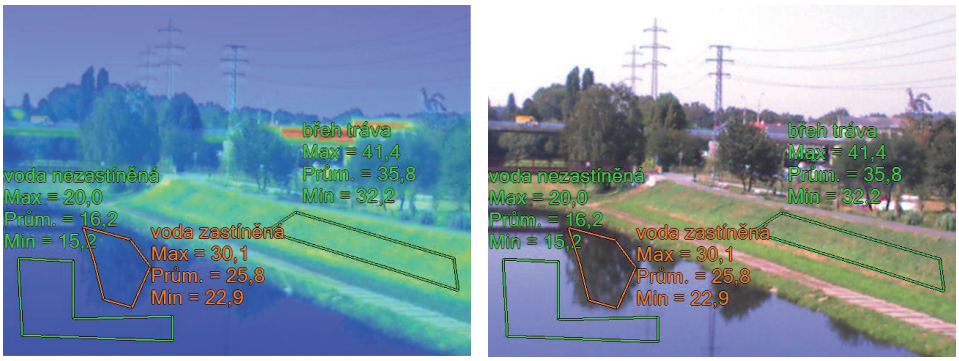
Obr. 4.29: Povrchová teplota vodní plochy, vegetačního a betonového hrázování ve °C na lokalitě Plzeň, Saský most přes Mži, směr východ 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.15: Charakteristiky povrchové teploty vodní plochy, vegetačního a betonového hrázování ve °C na lokalitě Plzeň, Saský most přes Mži, směr východ 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
betonové hrázování	29,4	38,5	43,5	3,9	14,1
vegetační hrázování	24,7	27,7	33,3	2,2	8,6
vodní plocha	16,2	18,1	24,5	1,6	8,3

Výsledek monitoringu na této lokalitě představuje názorný příklad rozdílů v termálním chování vodního povrchu v porovnání s umělým (v tomto případě betonovým) a vegetačním povrchem v krajině. Vodní povrch se prezentuje jako výrazně nejchladnější, obdobně se chová i břehová zelená vegetace. Obdobnou úlohu plní městská vegetace, jak je nakonec patrné z analýzy na jiných lokalitách města. Umělé či holé plochy patří opakovaně a z podstaty věci mezi ty teplejší plochy.

Název lokality:
Plzeň, Saský most přes Mži, směr severozápad
Sledovaný povrch:
voda, travnatý břeh



Obr. 4.30: Povrchová teplota vodní plochy a travnatého povrchu (břehu) ve °C na lokalitě Plzeň, Saský most přes Mži, směr severovýchod 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.16: Charakteristiky povrchové teploty vodní plochy a travnatého povrchu (břehu) ve °C na lokalitě Plzeň, Saský most přes Mži, směr severovýchod 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
břeh tráva	32,2	35,8	41,4	1,6	9,2
voda nezastíněná	15,2	16,2	20,0	0,8	4,8
voda zastíněná	22,9	25,8	30,1	1,8	7,2

Termální záznam demonstruje jednak relativně významné rozdíly mezi povrchovou teplotou zastíněné a osluněné vodní plochy, jednak rozdíl mezi chladnější vodní plochou a výrazně teplejší břehové vegetace (travnatý povrch). Vysoké hodnoty povrchové vegetace v tomto případě souvisejí se skutečností, že travnatý povrch není zcela homogenní, resp. jeho menší hustotou s podílem holé půdy.

Název lokality:
Plzeň, věž katedrály, směr jih, náměstí
Sledovaný povrch:
kašna s vodou



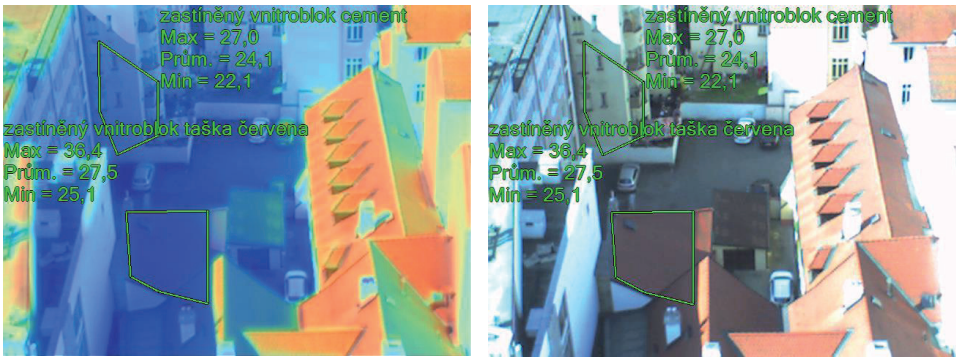
Obr. 4.31: Povrchová teplota vodní plochy a travnatého povrchu (břehu) ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr jih, náměstí 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.17: Charakteristiky povrchové teploty vodní plochy a travnatého povrchu (břehu) ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr jih, náměstí 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
kašna s vodou1	17,1	22,6	29,6	2,4	12,5
kašna s vodou2	20,6	23,4	31,3	2,8	10,7
průměr	18,9	23,0	30,5	2,6	11,6

V tomto případě termální záznam demonstruje úlohu vodních povrchů včetně umělých (kašna) jako těch, které se projevují zchlazujícím účinkem v prostředí, byť v prostorově velmi malém plošném rozsahu, jako jsou např. kašny ve městech.

Název lokality:
Plzeň, věž katedrály, směr západ
Sledovaný povrch:
vnitroblok vs. zastíněný vnitroblok



Obr. 4.32: Povrchová teplota zastíněného vnitrobloku ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr západ, náměstí 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.18: Charakteristiky povrchové teploty zastíněného vnitrobloku ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr západ, náměstí 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
zastíněný vnitroblok cement	22,1	24,1	27,0	1,0	4,9
zastíněný vnitroblok taška červena	25,1	27,5	36,4	1,9	11,3

Analýza dokladuje vliv vertikální členitosti městské zástavby na charakter pole povrchové teploty, v tomto případě u zastíněných ploch. Jak je patrné z tabulky 4.18, i u zastíněných povrchů má zásadní roli na jejich teplotě typ aktivního povrchu (materiál) a zcela zásadně i orientace ke světovým stranám.

Název lokality:
Plzeň, věž katedrály, směr severovýchod, Štruncovy sady
Sledovaný povrch:
rozdíly podle barvy střechy, expozice střech



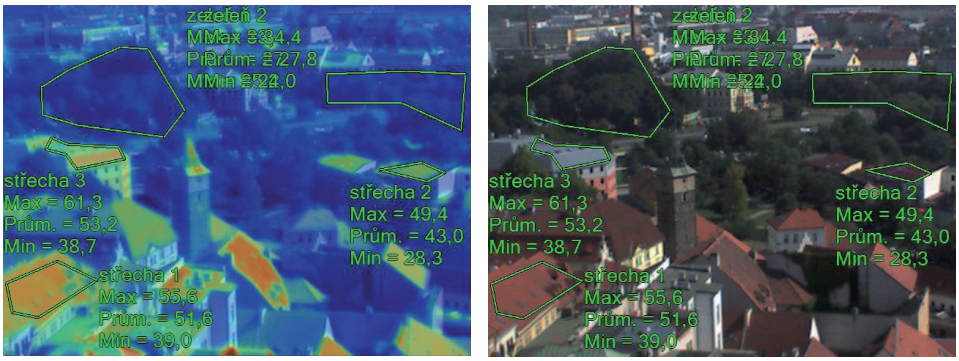
Obr. 4.33: Povrchová teplota střech ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr severovýchod, Štruncovy sady 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.19: Charakteristiky povrchové teploty střech ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr severovýchod, Štruncovy sady 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
střecha šedá	32,7	46,8	55,7	6,3	23,0
střecha taška červená1	38,1	65,7	84,8	5,9	46,7
střecha taška červená2	43,8	66,5	76,1	7,5	32,3
střecha taška světlá červená1	19,5	28,3	46,6	6,4	27,1
střecha taška světlá červená2	2,5	18,8	42,6	8,6	40,1

Analýza termozáznamu je velmi názorným příkladem termálního chování povrchů střech dle jejich materiálu. Ten bývá velmi rozdílný ve všech městech, odráží často historický vývoj zástavby. Velmi rozdílné jsou tudíž jejich teplotní charakteristiky, jak je zřejmé z tabulky 4.19. Vzhledem k vlivu povrchů střech na teplotu přiléhající atmosféry je jasné, že tyto mikrostruktury hrají důležitou úlohu v jejich ekohydrologickém managementu. Zcela extrémní je hodnota maxima (84,8 °C)v případě střechy pokryté červenou taškou, byť se jedná o hodnotu nekorigovanou na chybu kamery.

Název lokality:
Plzeň, věž katedrály, směr východ, vodárenská věž
Sledovaný povrch:
střechy, městská zeleň



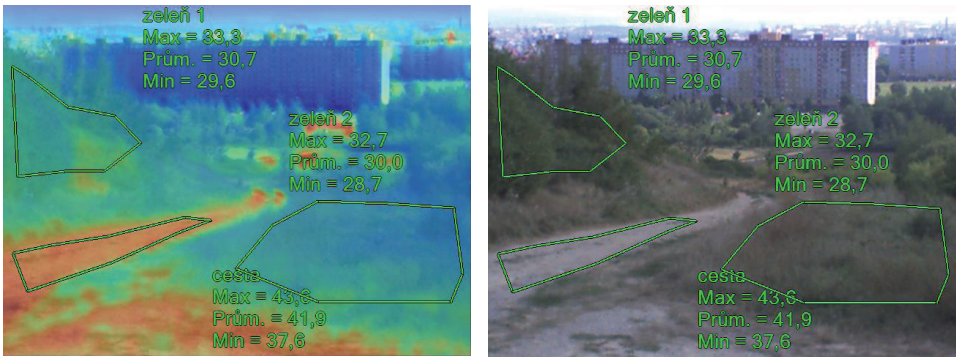
Obr. 4.34: Povrchová teplota střech a městské vegetace ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr východ, vodárenská věž 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.20: Charakteristiky povrchové teploty a městské vegetace ve °C na lokalitě Plzeň, věž katedrály, směr východ, vodárenská věž 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
střecha 1	39,0	51,6	55,6	3,4	16,6
střecha 2	28,3	43,0	49,4	5,3	21,1
střecha 3	38,7	53,2	61,3	5,4	22,6
zeleň 1	25,2	27,7	33,4	1,2	8,2
zeleň 2	24,0	27,8	34,4	1,1	10,4

Analýza termozáznamu opakovaně poukazuje na pozitivní úlohu městské vegetace ve smyslu ochlazujícího účinku v městském prostředí v období pozitivní radiační a energetické bilance. Svědčí o tom všechny sledované teplotní charakteristiky. Hodnoty teplotních amplitud pak dokazují relativně vysokou homogenitu vegetačního krytu a tudíž i jeho teplotního pole.

Název lokality:
Plzeň, Sylván, směr Vinice
Sledovaný povrch:
polní cesta (zemina) a vegetace



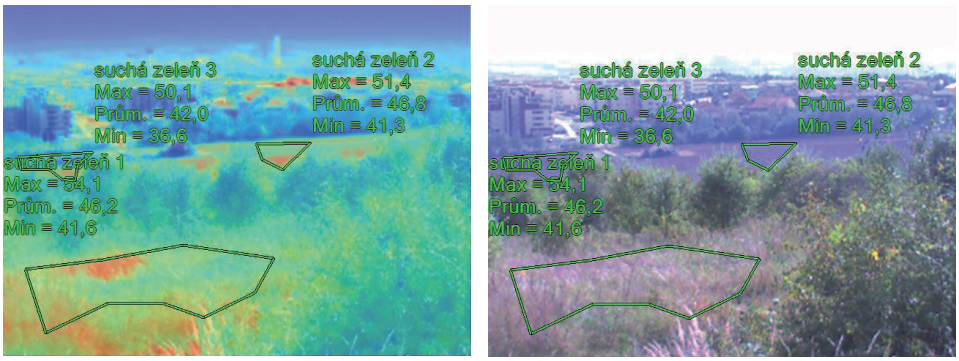
Obr. 4.35: Povrchová teplota holého povrchu (zemina) a vegetace ve °C na lokalitě Plzeň, Sylván, směr Vinice 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.21: Charakteristiky povrchové teploty a vegetace ve °C na lokalitě Plzeň, , Sylván, směr Vinice 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
cesta	37,6	41,9	43,6	0,9	6,0
zeleň 1	29,6	30,7	33,3	0,8	3,7
zeleň 2	28,7	30,0	32,7	0,7	4,0

Holý povrch (zemina, bez vegetace) i v tomto případě vykazuje vyšší povrchovou teplotu, než vegetace, byť se jedná o křoviny a neudržovaný travnatý povrch na okraji města. Analyzované plochy jsou zjevně vcelku homogenní z hlediska krytu aktivního povrchu, protože vykazují vcelku vyrovnané pole povrchové teploty. To nakonec dokladují i hodnoty směrodatných odchylek.

Název lokality:
Plzeň, Sylván, směr Vinice bytové a rodinné domy
Sledovaný povrch:
suché zelené plochy



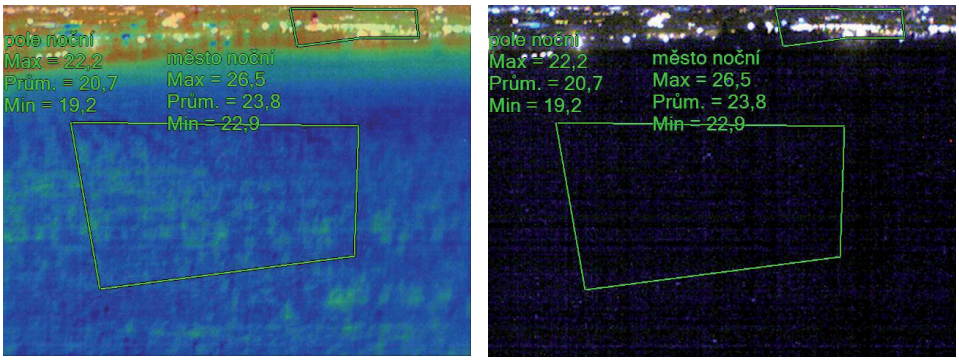
Obr. 4.36: Povrchová teplota holého povrchu (zemina) a vegetace ve °C na lokalitě Plzeň, Sylván, směr Vinice bytové a rodinné domy 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.22: Charakteristiky povrchové teploty a vegetace ve °C na lokalitě Plzeň, Sylván, směr Vinice bytové a rodinné domy 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tprum	Tmax	s	Ta
suchá zeleň 1	41,6	46,2	54,1	2,2	12,5
suchá zeleň 2	41,3	46,8	51,4	1,8	10,1
suchá zeleň 3	36,6	42,0	50,1	3,2	13,5

Snímek je příklad termálního chování ploch se sporou či částečně suchou vegetací v městské aglomeraci. Pro také plochy jsou charakteristické vyšší hodnoty povrchových teplot (tedy i vybraných teplotních charakteristik) v porovnání se zdravou zelenou vegetací. Prokazatelně charakteristická je nižší homogenita takových povrchů, což reprezentují vyšší směrodatné odchylky i amplitudy povrchové teploty (Tab. 4.22).

Název lokality:
Plzeň, Švabiny, směr centrum (noční hodiny)
Sledovaný povrch:
město, pole se strništěm



Obr. 4.37: Povrchová teplota městské zástavby a pole po sklizni ve °C na lokalitě Plzeň, Švabiny, směr centrum (noční hodiny) 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Tab. 4.23: Charakteristiky povrchové teploty holého městské zástavby a pole po sklizni °C na lokalitě Plzeň, Švabiny, směr centrum (noční hodiny) 13. 9. 2016 v tepelném (vlevo) a viditelném (vpravo) spektru

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta	Ta
město noční	22,9	23,8	26,5	0,4	3,6	2,7
pole noční	19,2	20,7	22,2	0,4	3,0	1,5

Analyzovaný termální záznam byl pořízený v nočních hodinách, tedy v období negativní radiační a energetické bilance aktivního povrchu. Dokumentuje změny v termálním chování umělých povrchů (v tomto případě městské zástavby) a plochy se sporou vegetací či holou půdou (pole po sklizni). Teplotní rozdíly mezi těmito povrchy se do jisté míry stírají s tím, že ale umělé po západu Slunce výrazně ochladily v porovnání s denní dobou. Na druhou stranu míra ochlazení pole po sklizni je nižší a akumulované teplo je formou dlouhovlnného tepelného záření emitováno do atmosféry pozvolněji.

4.3.4 Shrnutí

Ze získaných termálních záznamů pořízených na jednotlivých lokalitách byly zjištěny teplotní charakteristiky, a to povrchová teplota jako průměrná, minimální a maximální teplota, její amplituda a směrodatná odchylka. Výsledné teplotní charakteristiky pro vybrané typy povrchů jsou v Tab. 4.24.

Tab. 4.24: Teplotní charakteristiky povrchové teploty (°C) základních sledovaných typů aktivních povrchů na území města Plzně

Povrch	Tmin	Tpr	Tmax	s	Ta
zeleň	26,8	29,6	34,6	1,3	7,8
suchá zeleň	38,2	44,9	51,4	2,5	13,2
sporá zeleň	30,6	34,3	39,5	1,7	9,0
umělé povrchy	30,5	41,8	51,1	4,3	20,6
vodní plochy	18,4	21,2	27,1	1,9	8,7
průměr	28,9	34,4	40,7	2,3	11,8

Průměrná hodnota směrodatné odchylky pro všechny typy povrchů činí 2,3 °C. S touto hodnotou nejlépe korespondují povrchy, které charakterizuje suchá zeleň. Nejvyšší odchylka od průměru se vztahuje na umělé povrchy (4,3 °C) a nejnižší na zeleň, ať již se jednalo o travnaté povrchy nebo stromovou vegetaci. Průměrná hodnota teplotní amplitudy pro všechny měřené povrchy činila 11,8 °C. Tato hodnota je blízká vegetaci suché či sporé. Extrémně nadprůměrnou hodnotu teplotní amplitudy vykázaly umělé povrchy (20,6 °C). Průměrná povrchová teplota činila 34,4 °C, čemuž prakticky přesně odpovídala hodnota pro sporou zeleň a do jisté míry zelenou vegetaci. Nejnižší byla v případě vodních ploch.

Nejvyrovnanější režim povrchové teploty vykazují plochy pokryté vegetací. Totéž platí také pro vodní plochy. Výše zmíněné povrchy se vyznačují vysokou homogenitou ve smyslu aktivního povrchu a tak i teplotního pole. Naopak nejvýraznější pole teploty vykazují všechny umělé povrchy a povrchy se sporou vegetací, případně úplně bez vegetace.

V celkovém termálním obrazu města představují výrazně teplejší lokality všechny umělé povrchy a oblasti, kde se nachází méně vegetace nebo chybí úplně. Jako průměrně teplé až chladnější jsou území charakterizovaná zelenou vegetací a nejchladnější vodní plochy.

Ruční pozemní termální monitoring prokázal pozitivní vliv vegetačního krytu jako takového na vyrovnaný teplotní režim v krajině. Naopak upozornil na obecně známý fakt, že antropogenní povrchy, obnažené povrchy a povrchy se sporou vegetací reprezentují v krajině výrazně teplejší prostory, což se může v mnoha ohledech projevovat negativně.

4.4 Ekohydrologická charakteristika a management Ústí nad Labem

4.4.1 Základní územní a vývojový kontext ekohydrologického stavu města

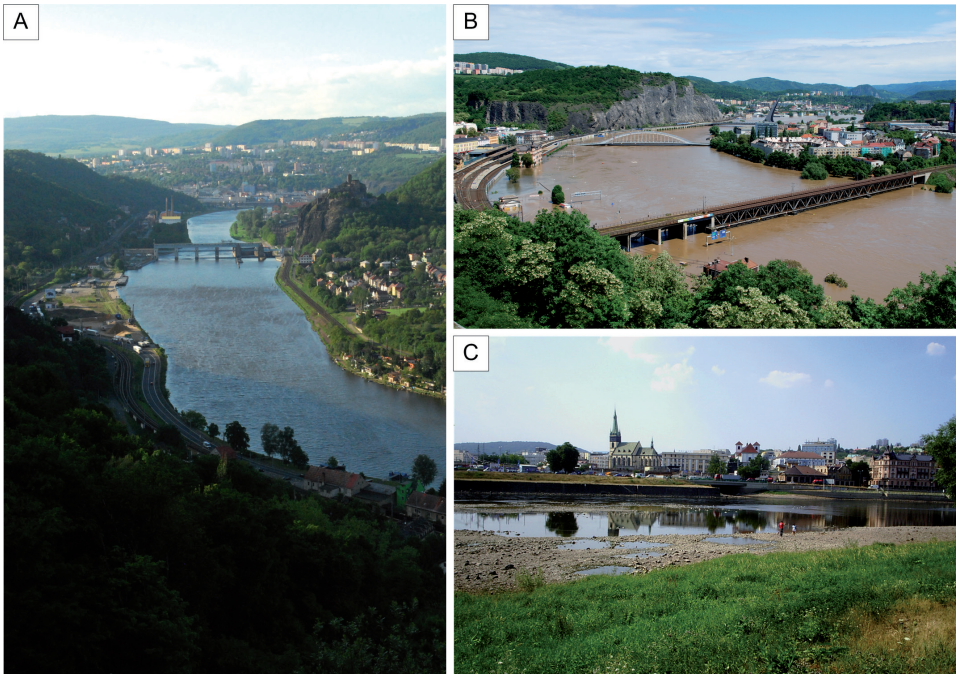
Ústí nad Labem (rozloha 93.96 km^2, 92 984 obyvatel k 1. 1. 2017) je populačně osmým největším českým městem a představuje administrativní, ekonomické a v mnoha ohledech též kulturní centrum severozápadní části Česka. Jeho lokace na řece Labi, v blízkosti surovinově bohatých území podkrušnohorských pánví a ve velmi dobré dostupnosti na severojižní rozvojové ose mezi Drážďany a Prahou představovala potenciál pro dynamický hospodářský rozvoj a územní růst od poloviny 19. století. Tehdy se město s pouhými 10 tisíci obyvateli začíná proměňovat ve významné průmyslové centrum a jeden z objemově nejvýkonnějších říčních přístavů v Evropě (Kaiser a kol. 1995). V roce 1900 se počet obyvatel přibližoval k 40 tisícům, v poválečných desetiletích překročil 60 tisíc a populačního maxima okolo 100 tisíc obyvatel (dle dat censu) město dosáhlo v roce 1991.

S populačním a hospodářským růstem souvisel též enormní růst zástavby (Anděl a kol. 1999), která pohlcovala menší sídla a v relativně nepříznivém terénu se rozšiřovala do starých říčních teras, plošin postvulkanického reliéfu Českého středohoří, ale též do strmých svahů, které tyto plošší polohy spojují s údolním dnem řeky Labe – maximální rozdíl nadmořských výšek na území města je bezmála 500 metrů (Obr. 4.38A). Poválečná výstavba měla převážně charakter residenčních komplexů reagujících na vysokou poptávku po bydlení a saturujících též chybějící historické obytné budovy, které zanikly při demolicích (srv. Krejčí 2013). Dále docházelo k extenzivnímu územnímu rozvoji již existujících průmyslových areálů. Tento rozvoj byl částečně omezen přírodními limity a existencí přírodně cenných území v blízkosti města, která podléhala legislativní ochraně přírody a krajiny. Zejména se jednalo o CHKO České středohoří vyhlášené v roce 1976, jehož hranice v podstatě těsně kopíruje intravilán města.

Po roce 1990 se města dotkly obecnější společenské a ekonomické procesy, které vedly k postupnému poklesu počtu obyvatel (vlivem suburbanizace i snížením přirozeného přírůstku) a k proměně či opuštění průmyslových areálů (strukturální změny, zánik průmyslových podniků vlivem slabé konkurenceschopnosti, reorientace na služby; srv. Koutský 2011).

V důsledku poklesu počtu obyvatel dále zůstalo nevyužito množství obytných budov, zatímco zástavba rodinných domů se postupně rozšířila do ploch extravilánu původně využívaných převážně jako trvalé travní porosty. Rozvoj residenční suburbanizace na katastrálním území města je patrný zejména ve směrech kopírujících labské koryto, kde přímo navazuje na historická menší sídla – nyní součásti města (Církvice, Sebuzín, Svádov), ale též ve vyšších polohách s dobrou dopravní dostupností (Skorotice na sz. okraji města; srv. Tab. 4.24 a Obr. 4.39 A). Mimo

katastrální území pak residenční suburbanizace na tyto směry v podstatě navazuje (Valtířov, Velké Březno v labském údolí; Chlumec, Malečov na sz-jv ose). V důsledku uvedených procesů utrpěla funkčnost urbanistické struktury města a infrastruktura v některých ohledech působí naddimenzovaně. Zároveň došlo k významnému poklesu podílu s kapacitou pro vsakování srážkové vody, neboť pouze část (po roce 2006) z dotčené výstavby byla ovlivněna povinnostmi plynoucími z vyhlášky č. 501/2006 Sb., *o odtoku a vsakování srážkových vod.*



Obr. 4.38: A – Dominantním prvkem krajiny Ústí nad Labem je zahloubené říční údolí Labe a s ním spojené převýšení na území města. Přes velikost svého povodí je Labe charakteristické rozkolísaností průtoků projevující se v extrémních případech katastrofickými povodněmi (B, rok 2013) či vyschlým korytem (C, rok 2003). Zdroj: foto Pavel Raška

Tab. 4.24: Vývoj počtu domů v hlavních lokalitách (samosprávných obvodech) residenční suburbanizace na katastrálním území města Ústí nad Labem

Lokalita	1991	2001	2011
Církvice	18	27	49
Sebuzín	119	139	153
Vaňov	186	212	241
Svádov	277	288	310
Skorotice	173	206	325

Zdroj: ČSÚ



Obr. 4.40: A – Residenční suburbanizace ve Skoroticích na sz. okraji města. B – Komerční suburbanzace v lokalitě Trmice sever.

Z pohledu ekonomické restrukturalizace představují, podobně jako v dalších městech, brownfieldy po těchto podnicích stále významnou rozlohu. Příkladem rozsáhlejších brownfieldů na území města jsou zejména některé části areálu Spolchemie v Předlicích či Tonasa v Neštěmicích. Podle inventarizace z roku 2010 (Bergatt Jackson a kol. 2010) se na území statutárního města nacházelo 83 brownfieldů s celkovou rozlohou 428 hektarů. Vzhledem k ekohydrologickým charakteristikám mají přitom tyto plochy velmi nevyhovující stav a v některých případech jsou zatíženy i starými ekologickými zátěžemi. Nepřipravenost opuštěných ploch pro okamžité využití pak nezřídka vede investory k preferenci lokalit na okraji města a to i v těch případech, kdy prvotně hledali vhodné lokality v intravilánu. Hlavními plochami komerční suburbanizace na území či v těsné blízkosti města jsou Trmice (Obr. 4.40 B).

Na druhou stranu po roce 1990 docházelo k částečné regeneraci některých ploch městské zeleně, jejichž vysokou relativní rozlohou se město Ústí nad Labem řadí k prvním mezi českými městy, avšak kvalita těchto ploch byla v minulosti kvůli nedostatečné údržbě a nesystémovému přístupu nízká (Anděl a kol. 1992). Po roce 1990 taktéž docházelo k více či méně úspěšným pokusům o regeneraci některých sídlišť (Hlaváček a kol. 2016).

4.4.2 Ekohydrologická charakteristika města Ústí nad Labem

Specifika přírodního prostředí a výše uvedené společenské a ekonomické procesy posledních desetiletí do značné míry určují současný ekohydrologický stav městské

krajiny Ústí nad Labem a jeho neuralgické body. Z pohledu využití území dle dat ČÚZK k roku 2015 představují největší podíl zastavěné a ostatní plochy (celkem 37 %). Z přírodě blízkých ploch zaujímají největší podíl lesní plochy (25 %) lokalizované zejména na svazích labského údolí a údolí jeho přítoků, a dále trvalé travní porosty (17 %) ve vyšších polohách na periferii katastrálního území města. Tyto plochy mají podstatný význam pro retenční schopnost území a pozitivně ovlivňují ekohydrologický charakter celého města. Jsou na nich také lokalizována v podstatě veškerá ochranná pásma vodních zdrojů na území města. Z přírodě blízkých ploch zaujímají podstatnou rozlohu též vodní plochy (5 %), především řeka Labe, jezero Milada v nedávno (2001–2010) rekultivovaném hnědouhelném lomu u Chabařovic a několik menších umělých vodních ploch převážně historického původu. Město na svém území dále eviduje několik desítek bodových vodních zdrojů (studny, vodojemy, kašny), jen malou část však v hlavních sídelních lokacích, kde se historické bodové zdroje zpravidla nedochovaly, případně zaniklé (zatrubněné) liniové zdroje nebyly v dostatečné míře nahrazeny novými bodovými zdroji. Podobně nezanedbatelná část menších vodotečí v intravilánu i extravilánu je v současnosti zatrubněna či regulována. Typickým případem zatrubnění vodotečí v zastavěném území je úsek Klíšského potoka mezi Bukovem a ústím do Bíliny. Zatrubnění toku ve 2. polovině 20. století bylo dalším krokem po regulaci koryta (první třetina 20. století) ve snaze omezit extrémní hydrologické situace a jejich socioekonomické dopady. Část zatrubněného úseku Klíšského potoka dnes představuje evidovaný nefunkční lokální biokoridor ÚSES (územní systém ekologické stability).

Ekohydrologické funkce modré a zelené infrastruktury jsou ovlivňovány několika významnými skutečnostmi (některé z nich jsou charakterizovány souhrnně v tabulce 4.25). V případě vodních toků má značný vliv povodňové nebezpečí (Obr. 4.39 B). To sice v případě Labe omezuje rozvoj zastavěného území do aktivní záplavové zóny, na druhou stranu u již existujících staveb vede k implementaci převážně technických opatření (např. „povodňová vana" pro silnici I. třídy č. 30), která nemohou podporovat ekohydrologické funkce vodního toku a jeho blízkého okolí.

Riziko povodní z přívalových dešťů u menších vodních toků vyplývá mj. z vysoké svažitosti území města, takže některé z toků překonávají na několika málo kilometrech řádově stovky výškových metrů. Na okraji intravilánu je lokalizováno přibližně deset kritických bodů koncentrace povrchového odtoku (Povodňový informační systém MŽP). Snahy o omezení škod způsobených lokálními povodněmi vedly již od 20. let 20 století k rozsáhlým regulacím koryt malých vodních toků, převážně hrazením, dlážděním dna a vyzděním stěn. Tím se však pouze zrychlil proces odtoku vody z území, navíc postupným zanášením většina z malých hrází ztratila svůj význam pro regulaci průtoků (Raška a Brázdil 2015).

Z hlediska ploch zeleně je nutné upozornit na skutečnost, že přes jejich plošný rozsah nejsou dostatečně propojeny a jejich stav kolísá od neudržovaných ploch

spontánní sekundární sukcese (a to i v centru města) po aranžovanou zeleň. V prvním případě se nezřídka jedná o synantropní zeleň na ruderálních stanovištích skládek, náspů, brownfieldů či demolované zástavby. Pokud jde o aranžovanou a parkovou zeleň v intravilánu, jen v omezené míře je doplněna vodními prvky (např. Městské sady). Lze se domnívat, že do určité míry jsou uvedené problémy a omezení v eko-hydrologické funkčnosti vodních ploch a toků, stejně jako u ploch zeleně zastřeny jinak pozitivním trendem ve vývoji jejich kvalitativních charakteristik (např. Kolektiv 2005) z pohledu chemických, fyzikálních a biologických vlastností (snížení množství polutantů, zvýšení diverzity ichtyofauny apod.).

Tab. 4.25: Vybrané klimatické a ekohydrologické charakteristiky města Ústí nad Labem

Charakteristika	ukazatel	hodnota
Krajinný pokryv	zastavěná plocha	6 %
	ostatní plocha	31 %
	lesní plocha	25 %
	vodní plocha	5 %
	zemědělská půda	33 %
Klimatická charakteristika (stanice Kočkov)	průměrná roční teplota vzduchu	8,4 °C
	průměrný roční srážkový úhrn	584,5 mm
Hydrologická situace Labe – stanice Ústí nad Labem	průměrný roční stav	248 [cm]
	průměrný roční průtok	296 [$m^3.s^{-1}$]
	1. stupeň povodňové aktivity	450 [cm], 819 [$m^3.s^{-1}$]
	rekurence povodní (od r. 1900)	Q_{100} – 2002 Q_{50} – 1845 Q_{20} – 1962, 1890, 2013 Q_{10} – 1920, 1940
Hydrologická situace Bílina – stanice Trmice	průměrný roční stav	114 [cm]
	průměrný roční průtok	6,5 [$m^3.s^{-1}$]
	1. stupeň povodňové aktivity	170 [cm], 19,7 [$m^3.s^{-1}$]

Zdroj: autor na základě dat ČHMÚ

V rámci ekohydrologického stavu území však zasluhují pozornost i další jevy, které se teprve v současnosti dostávají do pozornosti managementu města. Jak bylo naznačeno v teoretických kapitolách knihy a bude dále ukázáno v textu o Ústí nad Labem, zejména se jedná o – nejen pro česká města typický – pozdní a ne zcela důsledný nástup integrovaného přístupu k ekohydrologickému managementu

městské krajiny. Monitoring stavu jednotlivých složek životního prostředí a návrhová opatření ke zlepšení jejich stavu zpravidla vystupují odděleně, přičemž toto rozdělení do značné míry reflektuje organizační strukturu odborů magistrátu města a jim legislativně náležející agendu. Teprve v posledních letech, kdy byly srážkové extrémy způsobující lokální povodně doplněny opačným extrémem ve formě period sucha a vysokých teplot (např. letní období let 2003 či 2015), a to s výrazným vlivem na zdraví populace, začínají být diskutována integrovaná ekohydrologická opatření často rámovaná konceptem adaptace na klimatickou změnu. O tom vypovídá nejen podpora projektu, z nějž vychází tato publikace, ale i soubežného projektu *Podpora rozvoje adaptačních opatření a strategií ve městech* (http://www.ieep.cz/podpora-rozvoje-adaptacnich-opatreni-a-strategii-ve-mestech).

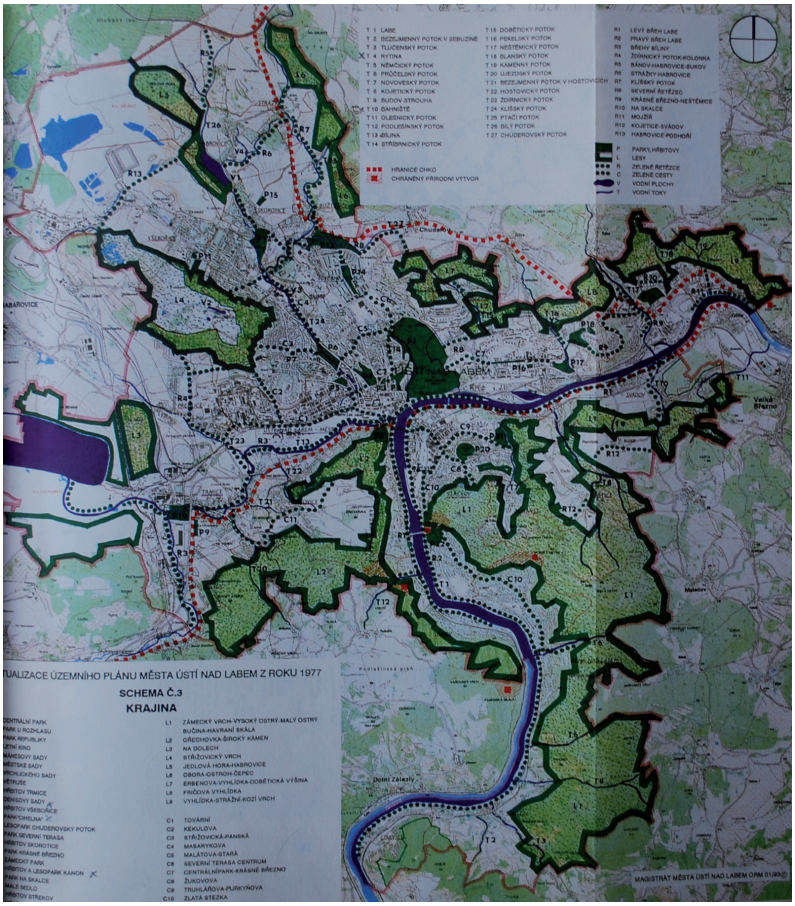
4.4.3 Reflexe ekohydrologické problematiky v městských strategiích a územně plánovací dokumentaci

Problémy životního prostředí Ústecké aglomerace – včetně ekohydrologické problematiky, byť ne takto explicitně nazvané – vedly přinejmenším od poslední třetiny 20. století ke zvýšenému důrazu kladenému na monitoring jeho složek a návrh možností zvýšení ukazatelů jejich kvality. Toto úsilí bylo samozřejmě podmíněno politickými a společenskoekonomickými prioritami charakteristickými pro různá období (socialistické, transformační a post-transformační) a celkově lze mluvit – alespoň na koncepční úrovni – o jeho stupňování.

První poválečný *Směrný územní plán města* z roku 1956 řešil prioritně bytovou výstavbu a občanskou vybavenost v kontextu tzv. „komplexní bytové výstavby", avšak již druhý *Směrný územní plán města* z roku 1962 obsahoval též ekologické, zejména hygienické aspekty rozvoje města a průmyslu a zasazoval problematiku města do širšího kontextu představ o rozvoji v Podkrušnohorských pánvích (Krejčí 2013). Podobně v roce 1967 byla publikována monografie *Koncepce tvorby životního prostředí města Ústí nad Labem* (Klaban a kol. 1967), která řešila problematiku životního prostředí s akcentem na přírodní podmínky jako rámec pro další rozvoj pracovního prostředí a vybavenosti města. V kapitole o přírodním prostředí je uvedena syntetická komentovaná mapa se zastoupením trvalé vegetace a vody s klasifikací dle jejich rekreačního využití a dále mapa čistoty vodních toků. V roce 1977 byl zpracován *Směrný územní plán města*, který dále zdůraznil ekologické otázky jako předpoklad pro zkvalitnění prostředí pro obyvatele.

V podmínkách demokratizace společnosti a decentralizace veřejné správy po roce 1989 byl v roce 1993 pod vedením J. Jehlíka (Kolektiv 1993) zpracován Územní plán města Ústí nad Labem – koncept aktualizace územního plánu z roku 1977. Explicitním rámcem pro tento dokument bylo řešení environmentální problematiky, které bylo deklarováno i přihlášením se ke zprávě komise G. H. Brundtlandové *Naše společná budoucnost* (1987). Jednalo se zřejmě o první dokument, který řešil ekologickou

problematiku *per se* a nejen jako rámec pro další rozvoj města. V části „Krajina" (Obr. 4.41) dokument klasifikuje územní prvky na příměstské lesy, volnou krajinu, zelené řetězce, zelené cesty, vodní prvky (zde je zdůrazněna jak mikroklimatická, tak ekologická funkce) a chráněné části krajiny, přičemž v návrhových opatřeních zvažuje jejich funkční propojenost (např. zelené řetězce a zelené cesty jako podpůrné prvky vodních toků a naopak). Autoři dále podrobně inventarizují a hodnotí stav vodotečí a navrhují revitalizaci některých z nich, případně převedení alespoň některých jejich zatrubněných úseků na povrch (Klíšský potok). Bohužel jen v některých ohledech byl tento dokument základem pro navazující územní plány a jejich implementaci do praxe. V určitých ohledech se uvedený dokument projevil v závazném Územním plánu města z roku 1996. Paralelně s gradací důrazu na ekologické a environmentální problémy města v jednotlivých plánech se však začal projevovat další trend, jímž je roztříštěnost v analytických i návrhových částech územního plánu (tak i v případě Územního plánu města z roku 2011).



Obr. 4.41 Ukázka prostorového mapy uspořádání krajiny z *konceptu aktualizace územního plánu z roku 1977*. Zdroj: Kolektiv (1993)

4.4.4 Diskuse současného stavu

Jak bylo naznačeno, současný pohled na ekohydrologickou problematiku města se vykazuje dvěma protichůdnými aspekty. Na jedné straně roste nejen v odborné komunitě vědomí závažnosti ekohydrologické problematiky, a to i ve vztahu k přírodním rizikům, kvalitě života, vnějšímu obrazu města, a proklamována je tedy i nutnost integrujících opatření. Na druhou stranu praktické naplňování těchto opatření v podobě územního plánu i technických či měkkých intervencí v městském prostoru je do značné míry omezeno rigiditou institucionálního systému v Česku. Územní plány v obecných částech prezentují komplexní pohled na řešení rozvoje města, jejich obsah ovšem sleduje normativní požadavky, a je tak opět výrazně složkový, do značné míry má evidenční (inventarizační) charakter a jen omezeně reflektuje vztahy mezi jednotlivými prvky životního prostředí města (předpokládáme, že to není pouze případ města Ústí nad Labem). Grafická část Územního plánu města Ústí nad Labem z roku 2011 tak například v části vodní hospodářství obsahuje hydrogeologické, hydrologické a hydrologické prvky v území, které pocházejí z existujících databází a představují zákonem dané limity pro různé druhy prostorově-funkčního využití území, podobně jako prvky územního systému ekologické stability, prvky územní ochrany přírody a krajiny apod. – modrá a zelená infrastruktura jsou převážně řešeny odděleně. Podobně odděleně se jednotlivé prvky objevují v části koordinačního výkresu – limity. Nezřetelné je syntetické hodnocení ekohydrologického stavu území ale i dalších složek životního prostředí města a není zcela zřejmé, zda a jakou měrou tento stav vstupuje do schématu prostorového uspořádání krajiny v koordinačním výkresu nebo jak je reflektován v samotném návrhu funkčního využití území. Omezená míra integrovaných přístupů však částečně plyne i z organizační struktury veřejné správy – jednotlivé odbory a jejich oddělení mají v gesci složkovou agendu plynoucí z legislativy, koordinační a implementační kompetence Odboru strategického rozvoje přitom nejsou zcela jasné.

Na strategické úrovni se částečně podařilo provázat jednotlivé problémy a možnosti jejich řešení ve *Strategii rozvoje města Ústí nad Labem 2015–2020*. Ta, zřejmě i díky interdisciplinární povaze pracovních skupin, uvádí u jednotlivých návrhových opatření vazbu na další cíle strategie a v kapitole *Využití potenciálu krajinných prvků* (kap. 4.6 Strategie) formuluje též cíle, které integrují rekreační, bioklimatické, ekohydrologické a další aspekty krajinných prvků. Otázkou zůstává, zda se podaří nalézt vhodné prostředky ke konkrétnímu naplňování stanovených cílů. Věříme, že příležitost bude otevřena zpracováním nového územního plánu v následujících letech.

4.4.5 Shrnutí – klíčové otázky

Shrneme-li výše uvedené prostorové, vývojové a institucionální podmínky města Ústí nad Labem z pohledu ekohydrologického stavu území, lze stanovit následující klíčové otázky pro další řešení:

a) jak stanovit kritéria pro rozlišení mezi nevyužitými či opuštěnými plochami intravilánu, které je vhodné připravit pro investiční rozvoj vnitřního města a těmi, které je vhodné revitalizovat pro zajištění základních ekohydrologických funkcí v krajině s ohledem na řešení tepelného ostrova v centru, snížení prašnosti, propojení páteřní zelené infrastruktury apod.;
b) jak zajistit protipovodňovou ochranu v urbanizovaném území při obnově ekohydrologických funkcí vodních toků a ploch, tedy jak hodnotit potenciální dopady hydrotechnických a přírodě blízkých opatření z pohledu snížení povodňového rizika, avšak v kontextu dalších environmentálních efektů (zde se nabízí např. možnost ekonomického hodnocení ekosystémových služeb v krajině, srv. Macháč et al. 2017);
c) jak nastavit péči o zeleň, u níž vlastnické poměry prozatím omezují koncepční údržbu – např. neexistence koncepčního i fyzického propojení zeleně na veřejných a soukromých plochách;
d) jak koordinovat značné množství dílčích činností, vztahujících se k prostorovému rozvoji a zlepšování stavu a vykonávaných – ve formě místní samosprávy i delegované státní správy – magistrátem města. Jaké specifické požadavky, které nevyplývají z legislativy, klást v tomto ohledu na zhotovitele územně plánovací dokumentace (např. v návrhu zadání územního plánu).

5 METODIKA TVORBY EKOHYDROLOGICKÝCH MAP

5.1 Tvorba katalogu mikrostruktur městské krajiny

5.1.1 Metodický postup

Prvním krokem tvorby ekohydrologických map Plzně a Ústí na Labem bylo navržení dvouúrovňová kategorizace územních jednotek městské krajiny. Úrovně odpovídají topické a chorické dimenzi městské krajiny, tak jak jsou zavedeny v krajinné ekologii nebo geografii (např. Zonneveld 1989, Makhdoum 2008). Vlastní terminologii dvou uvedených prostorových dimenzí, použitou při zpracování katalogu, geodatabáze a generování map, zavádíme takto:

a) Elementární plochy – územní jednotky topické úrovně, tedy jednotky, které mají homogenní ekohydrologické vlastnosti (např. trávník, vodní plocha, střecha budovy);
b) Mikrostruktury městské krajiny – územní jednotky chorické úrovně, tedy složené z kombinace elementárních ploch určité typické skladby a určitého využití, které mají souhrnně funkčně společné vlastnosti (např. rozvolněná zástavba rodinných domů nebo areály těžkého průmyslu).

Je třeba vysvětlit, že termín mikrostruktura městské krajiny v rámci řešení projektu používáme pro územní jednotku (segment městské krajiny) chorické, resp. mikrochorické dimenze (Zonneveld 1989, Makhdoum 2008), určitých ekohydrologických vlastností. Uvedené vymezení termínu „mikrostruktura" je tedy odlišné od chápání „mikrostruktury krajiny" v krajinné ekologii jako její kvalitativní vlastnosti určené prostorovým uspořádáním, tvarem plošek, spojitostí či funkčními vlastnostmi koridorů (Lipský 1995). Důvodů pro použití dvouúrovňové klasifikace městské krajiny je několik:

1. Kategorizace územních jednotek vychází z možností stanovení některých parametrů ekohydrologických vlastností pro typy elementárních ploch (např. infiltrace, evapotranspirace, potenciální znečištění vod) a některých parametrů pro funkční prostorové jednotky (např. typická úroveň znečištění odtékající vody, klimatické vlastnosti, doporučený typ managementu). Parametry na úrovni mikrostruktur mohou vycházet ze standardizace hodnot a tak vyjadřovat referenční hodnoty pro regulativy – např. stanovení koeficientu zeleně pro nově vznikající části zástavby (např. Útvar rozvoje hl. m. Prahy 2002).
2. Na chorické úrovni mikrostruktur městské krajiny můžeme organizovat hospodaření s vodou v decentralizované jednotce (např. Howe a Mitchell 2012). Doporučované nástroje ekohydrologického managementu jsou ve studiích a metodikách

navázány na typologii urbanistických ploch daného typu využití, např. veřejné plochy s převahou zeleně nebo bloky rozvolněné zástavby rodinných domů apod. (Pauleit a Duhme 2000, Woods-Ballard a kol. 2015, Faltermaier, a kol. 2016, Loos a van Vliet 2016, Novotná a kol. 2015). Můžeme tak k identifikaci typu mikrostruktur na území města zároveň prostřednictvím katalogu přiřazovat doporučované způsoby managementu. Zejména vycházíme z doporučeného managementu katalogu britské metodiky SuDS (Woods-Ballard a kol. 2015), německé metodiky Klima KONKRET (Faltermaier, a kol. 2016) a českých metodik (Novotná a kol. 2015, Stránský a kol. 2012).

3. Pro hydrologické modelování městské krajiny je vhodné co nejpřesněji identifikovat elementární plochy, tedy nepřímo určit konkrétní vlastnosti jednotlivých povrchů. Vzhledem k charakteru evidence druhu a způsobu využití pozemku nelze toto nahradit databází katastru nemovitostí, ani parametrizací na úrovni mikrostruktur, např. na základě funkčního vymezení území v územním plánu měst.
4. Pro identifikaci ekohydrologicky problémových lokalit (např. s vysokým přímým odtokem nebo velkým rizikem znečištění) je nutné pracovat se statistikou prostorových jednotek větších, než jsou elementární plochy nebo pozemky v katastru nemovitostí. Statistické vyhodnocení vlastností podle typů mikrostruktur umožňuje provádět také relativní hodnocení v rámci typů mikrostruktur (např. identifikaci nejméně kvalitních areálů obchodu a služeb apod.). Tento postup byl inspirován metodikou hodnocení měst Mnichova a Rotterdamu (Pauleit a Duhme 2000, Derkzen a kol. 2015).

Při tvorbě katalogu byly mikrostruktury městské krajiny kategorizovány do tří základních tříd:

I. plochy intravilánu: v zásadě jsou na ně aplikovatelná opatření pro hospodaření s dešťovými vodami ve městech (HDV),
II. plochy extravilánu: v zásadě jsou na ně uplatňována ekohydrologická opatření pro nezastavěné území,
III. linie koridorů: v zásadě se na ně aplikují nástroje HDV v případě ulic nebo revitalizační postupy pro vodní toky v urbanizovaných územích.

Uvedené rozdělení na třídy je orientováno především na výběr příslušného managementu území. Některé plochy třídy extravilánu (např. lesní plochy nebo travní porosty) byly identifikovány i v rámci kompaktní městské zástavby (de facto v intravilánu). Vymezení linií koridorů jako samostatných jednotek má svoje opodstatnění též z hlediska managementu. Vodní toky vyžadují samozřejmě vlastní ekohydrologické přístupy, ale do sítě zeleno-modré infrastruktury je možné zapojovat i uliční koridory. Pokud bychom vycházeli z vymezení mikrostruktur v souladu s jednotkami

územních plánů nebo urbanistických obvodů, nebylo by možné identifikovat samostatně ekohydrologickou kvalitu uličních koridorů. Přitom právě uliční koridory jsou linie, kterým by mělo plánované hospodaření s vodou ve městech věnovat speciální pozornost (Loos, van Vliet 2016, Faltermaier, a kol. 2016).

V každé třídě jsou navrženy typy mikrostruktur a případně jejich podtypy (Tab. 5.4) odpovídající funkčním kategoriím územních plánů (vycházeli jsme z kategorií územního plánu Ústí nad Labem se zohledněním územního plánu Plzně ve verzi platné do září roku 2016), se zjednodušením a úpravě zdůvodněné potřebami ekohydrologické praxe. Vlastní vymezování mikrostruktur bylo provedeno shlukováním parcel katastru nemovitostí tak, aby byly vymezeny jednotky mikrostruktur odpovídajícího využití a skladby jednotkových ploch. V intravilánu byla použita jako dělícím prvek mikrostruktur uliční síť. U koridorů bylo třeba provádět logickou segmentaci koridorů podle homogenních vlastností a délky na jednotlivé unikátní mikrostruktury. Přehled typů a parametry mikrostruktur městské krajiny a elementárních ploch jsou dostupné v „Katalogu mikrostruktur městské krajiny pro potřeby ekohydrologického managementu", který je přílohou této publikace.

Vytvořený katalog mikrostruktur městské krajiny dokumentuje každý z typů a podtypů na základě ekohydrologických vlastností a možností managementu. Ekohydrologické parametry byly přiřazeny jak městským mikrostukturám, tak elementárním plochám. Katalogizace elementárních ploch (Tab. 5.5) byla provedena se zohledněním existence možných parametrů dostupných v literatuře. Vlastní výčet kategorií elementárních ploch v katalogu je ovšem podrobnější, než bylo možné použít při tvorbě map. Nebylo například možné rozlišit typy dlažby, resp. povrchu chodníků a tak zpřesnit hodnoty infiltrace či odtoku. Katalog je ovšem možné využít pro podrobnější hodnocení vybrané lokality na základě terénního průzkumu.

Ekohydrologická parametrizace v katalogu městských mikrostruktur a elementárních ploch využívá klasických atributů (např. odtokového koeficientu), ale snaží se též klasifikovat další vlastnosti důležité pro hodnocení ekohydrologické kvality území (Tab. 5.1). Koeficient odtoku jsme volili podle přístupu normy ČSN 756101, v souladu s podobnými zahraničními metodikami jako hodnotu součinitele odtoku pro výpočet racionální metodou zohledňující sklon území, plochu povodí a intenzitu deště. Variantně se pro modelování odtoku používá metoda CN křivek (např. UDFCD 2016), která navíc zohledňuje charakteristiky půd, což je pro urbanizované povodí problematický parametr.

Jako nejsložitější se jeví parametrizace procesu evapotranspirace, který nejen ovlivňuje hydrologickou bilanci územních jednotek, ale zároveň má významný pozitivní klimatický efekt. Územní jednotky – městské mikrostruktury byly proto též kategorizovány podle přístupů požívaných v klimatologické zonaci měst (Stewart a Oke 2012). V současné době je snaha klasifikaci místních klimatických zón (LZC)

aplikovat také na modelování klimatu českých měst (Geletič a kol. 2016). Pro vlastní určení rozdílů v evapotranspiraci elementárních ploch se nejčastěji používá tzv. koeficient plodin (Crop coefficient), relativně vztažený podle metodiky FAO k hodnotám referenční evapotranspirace (Allen a kol. 1998, Bandaragoda a kol. 2003) nebo „Landscape coefficient" podle metodiky Water Use Classification of Landscape Plants (Costello a kol. 2000), případně „Plant factor" v metodice upravené i pro potřeby městské zeleně (Kjelgren a kol. 2016, Pittenger 2014). Uvedené metodiky stanovení koeficientů evapotranspirace jsou převážně určeny pro praxi zavlažování s cílem optimalizace výnosů, tedy nezohledňují skutečné možnosti evapotranspirace vegetačního krytu v podmínkách přirozené vláhové bilance půdy na plochách, které se uměle nezavlažují. Metodiky přitom pro detailní výpočet uvažují též hustotu vegetačního krytu, mikroklimatické podmínky (Costello a kol. 2000) a rozlišují hodnoty podle fáze vegetační sezóny (Bandaragoda a kol. 2003).

Výpočet evapotranspirace uvedenými metodami bylo nutné zjednodušit a upravit podle klimatických a vegetačních podmínek měst ve střední Evropě (např. Střelcová a Kučera 2005, Škripko 2009). Byly studovány možnosti použít další indexy vegetace, které jsou korelovatelné s hodnotami evapotranspirace a také zohledňují vliv intercepce, např. index listové plochy (LAI, Leaf area index) nebo normalizovaný vegetační index (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index), jejich přímé použití však vyžaduje buď podrobné multispektrální snímkování, nebo časově náročná terénní měření (Mikita a kol. 2014). Pro určení upraveného koeficientu evapotranspirace jsme použili „Plant factor" pro městskou vegetaci (Costello a kol. 2000, Bandaragoda a kol. 2003, Kjelgren a kol. 2016) se zohledněním tabulkových hodnot indexu listových ploch (Niehoff 2001, Škripko 2009).

Koeficienty evapotranspirace (Crop coefficent nebo Plant coefficient) určené pro praxi zavlažování jsou nastaveny tak, že má vyšší hodnotu (potřebu vody) trávník než porost stromů. V přirozených podmínkách je přitom vyšší evapotranspirace u stromů, což lze parametrizovat právě indexem listové plochy. Index listové plochy (LAI, Leaf area index), udává listovou plochu v m^2 na plochu půdy 1 m^2.

Výsledné hodnoty koeficientu evapotranspirace odpovídají experimentálně zjištěným hodnotám z české krajiny (např. Střelcová a Kučera 2005, Škripko 2009).

Pro vyjádření ekosystémových služeb zeleně bylo využito mezinárodně používaného indexu BAF (Biotope Area Factor, Kazmierczak a Carter 2010), upraveného s ohledem na možnosti identifikace ploch. Doplňkově pro mikrostruktury uvádíme hodnoty podle standardu zeleně pro město Praha, vyjádřené podrobně počítaným koeficientem zeleně (Útvar rozvoje hl. m. Prahy 2002). Alternativně je možné elementární plochy parametrizovat pomocí indexu Green Space Factor (Kruuse 2011, McCulloch a Robertson 2015), ten však nemá tabulkově uvedené doporučené hodnoty pro typy využití území na úrovni mikrostruktur. Na parametrizaci zeleně je možné následně navázat ukazatele ekosystémových služeb vegetace (Derkzen a kol. 2015).

Tab. 5.1 Parametrizace územních jednotek městské krajiny

Parametr	EP	MM	Zdroje parametrů
Koeficient odtoku	●	●	ČSN 756101, ASCE 2006, ODOT 2011
Koeficient infiltrace	●		Pauleit a Duhme 2000
Koeficient evapotranspirace	●		Allen a kol. 1998, Bandaragoda a kol. 2003, Costello a kol. 2000, Kjelgren a kol. 2016, Niehoff 2001, Škripko 2009
Riziko znečištění odtoku srážek	●	●	TNV 75 9011, Woods-Ballard a kol. 2015
Local climatic zone		●	Stewart a Oke 2012, Sailor 1993
Biotope Area Factor	●	●	Becker a kol. 1990, Kazmierczak a Carter 2010
Koeficient zeleně		●	Útvar rozvoje hl. m. Prahy 2002
Kategorie managementu SuDS		●	Woods Ballard a kol. 2015

EP – elementární plochy, MM – mikrostruktury města

Zdroj: vlastní zpracování

Ekosystémové služby vyjádřené v mapě pomocí hodnoty Biotope Area Factor (BAF) představují společenské užitky, které zeleň poskytuje. Opatření posilující množství zeleně v různých formách (např. zelené střechy, travnaté plochy, stromy a keře, mokřady) jsou významným nástrojem na zlepšení ekohydrologického stavu území. V tomto smyslu přinášejí ekosystémové služby např. snížení nákladů na čištění vody, snížení výše povodňových škod, snížení nákladů na klimatizaci či vytápění budov, obnovu zásob využitelných podzemních vod nebo zvýšení hodnoty nemovitostí a rekreačního potenciálu území. Ekosystémové služby lze vyjádřit v peněžních jednotkách pomocí nepřímých metod oceňování, jak podrobně na příkladech opatření prezentuje např. Adaptační strategie města Plzně s využitím ekosystémových přístupů (Lorencová a kol. 2017).

5.1.2 Parametry elementárních ploch a mikrostruktur městské krajiny

V následujícím přehledu jsou uvedeny parametry použité buď na úrovni elementárních ploch, nebo na úrovni mikrostruktur městské krajiny a vysvětlen způsob hodnocení parametrů ve vztahu k citovaným metodikám a zdrojům.

Koeficient odtoku – též součinitel odtoku, bezrozměrná veličina vyjadřující relativní podíl odtékající vody ze srážek (směrodatného deště uvažované periodicity v normě ČSN 75 6101). Konkrétní hodnoty jsou v katalogu rozlišovány podle svažitosti území. Rozsah hodnot: 0–1.

Koeficient infiltrace – vyjadřuje relativní potenciál vsakování srážkové vody, ovlivněný propustností povrchu (Pauleit a Duhme 2000). Podmínky infiltrace jsou dále závislé na vlastnostech půdní, resp. podpovrchové vrstvy, výšce hladiny podzemní vody a hydrogeologických podmínkách – tyto faktory však parametrizace podle elementárních ploch nemůže nezohledňovat. Rozsah hodnot: 0–1.

Koeficient evapotranspirace – vyjadřuje relativní míru evapotranspirace území. Hodnota vyjadřuje relativní vztah k tzv. referenční evapotranspiraci podle metodiky FAO, vycházející z potenciální evapotranspirace normovaného travního porostu (výška 0,12 m, plný zápoj a optimální vláhové podmínky během roku, Allen a kol. 1998, Kohut a kol. 2013). Koeficient evapotranspirace byl stanoven tabulkově na základě kalkulace hodnot „Plant factor" a „Leaf area index" (LAI) podle dostupných metodik (Costello a kol. 2000, Kjelgren a kol. 2016, Niehoff 2001), se zohledněním domácích podmínek (Střelcová a Kučera 2005, Škripko 2009). Rozsah hodnot: 0,05–1,5.

Riziko znečištění odtoku srážek – orientační míra rizika znečištění srážkových vod při odtoku z daného povrchu. Obecné kategorie vztažené ke znečištění nerozpuštěnými látkami, toxickými kovy a ropnými uhlovodíky (TNV 75 9011, Woods-Ballard a kol. 2015). Specifické chemické složení znečištěné vody se parametrizací nerozlišuje, i když je pro způsob čištění vody v praxi důležité. Zde můžeme odkazovat na podrobnější zdroje (viz Tab 5.2 a Tab 5.3, Stránský a kol. 2012, Novotná a kol. 2015). Rozsah hodnot: 1–3.

Local climatic zone (LCZ) – typologie povrchů území měst pro potřeby klimatických studií používaná celosvětově, zde aplikovaná jako převodní klíč k typům mikrostruktur městské krajiny. Jednotlivé „místní klimatické zóny" (Local climate zone, LCZ) jsou uváděné v kategoriích 1 až 10 (zástavba), A až G (typy ploch bez zástavby). V klasifikačním systému jsou používané též kombinace typů. Zdrojová dokumentace (Stewart a Oke 2012) uvádí tabelární přehled řady klimatických parametrů jednotlivých typů. V závorce jsou v katalogu mikrostruktur uvedeny typické hodnoty albeda, tedy míry odrazivosti povrchu. Jde o poměr odraženého záření a dopadajícího elektromagnetického záření (hodnoty v %).

Biotope Area Factor (BAF) – referenční index vyvinutý pro potřeby hodnocení kvantity zelené infrastruktury území. Jeho hodnota pro území se stanoví na základě výpočtu započitatelné zeleně, který vychází z váhy Biotope Area Factor, uvedeného v parametrizaci elementárních ploch. Hodnoty Biotope Area Factor pro mikrostruktury (nebo jinak vymezené plochy ve městě) se v praxi počítají jako vážené rozlohou území (Becker a kol. 1990, Kazmierczak a Carter 2010). Použití BAF bylo v metodice tvorby map přizpůsobené možnostem identifikace typu elementárních ploch. Biotope Area Factor pro mikrostruktury v katalogu uvádí doporučovanou minimální hodnotu množství zeleně daného typu území podle metodiky výpočtu BAF. Rozsah hodnot pro elementární plochy: 0–1.

Koeficient zeleně – koeficient vztažený k funkčním plochám, převzatý z Metodického pokynu k Územnímu plánu sídelního útvaru hlavního města Prahy (Útvar rozvoje hl. m. Prahy 2002). Koeficient zeleně stanovuje minimální podíl započitatelných ploch zeleně v území, v praxi je hodnota závislá na podlažnosti budov a koeficientu zastavěné plochy. Započet ploch zeleně v území vyplývá z podrobné kalkulace zeleně na rostlém terénu a ostatní zeleně mimo rostlý terén, např. na budovách nebo ve zpevněných plochách apod. Teoretický rozsah hodnot: 0,1–0,8.

Kategorie SuDS – odkaz typu mikrostruktury městské krajiny na typy územních jednotek města (Typ 1 až 9), uvedené v britském manuálu SuDS (Woods-Ballard a kol. 2015, s. 175–176). V podrobném manuálu jsou uvedeny doporučené postupy hospodaření s vodou v daném typu území (Woods-Ballard a kol. 2015, s. 178–202).

Zavedené parametry byly použity přímo pro hodnocení obou zájmových měst prostřednictvím samostatných mapových výstupů, a tedy jsou součástí dále představené metodiky tvorby map v prostředí GIS. Některé parametry jsou pouze odkazovány v katalogu mikrostruktur městské krajiny pro potřeby referenčního hodnocení území v další praxi.

Tab. 5.2: Klasifikace míry znečištění odtoku srážek z různých typů ploch

Typ plochy		Hrubé nečistoty, splaveniny	Jemné částice	Těžké kovy	Uhlovodíky	Organické znečištění BSK_5	Živiny N, P	Patogenní mikroorganismy
střechy	zelené	0	0	0	0	1	1	0
	inertní	1	1	1	1	1	1	1
	s kovovými částicemi do 50 m^2	1	1	1	1	1	1	1
	s kovovými částicemi 50–500 m^2	1	1	2	1	1	1	1
	s kovovými částicemi nad 500 m^2	1	1	3	1	1	1	1
parkoviště	málo frekventované, osobní auta	2	1	1	1	1	1	1
	vysoce frekventované, osobní auta a busy	2	2	2	2	1	1	1
	nákladní auta	3	3	3	3	1	1	1
silnice, dopravní komunikace	málo frekventované	2	1	1	1	1	1	1
	středně frekventované	2	2	2	2	1	1	1
	vysoce frekventované	2	3	3	3	1	1	1
komunikace pro pěší a cyklisty		2	1	1	1	1	1	1
manipulační plochy u skladišť		3	3	3	3	1	1	1
komunikace zemědělských areálů		3	3	2	2	3	3	3

0 neznečištěné 1 mírně znečištěné 2 středně znečištěné
3 silně znečištěné 1 v závislosti na znečištění ovzduší

Zdroj: zpracováno podle Stránský a kol. (2012)

Tab. 5.3: Doporučené způsoby vsakování odtoku srážek z různých typů ploch

Způsob vsakování		Povrchové					Podzemní	
Vsakovací vrstva		souvislá vegetační			nesouvislá vegetační	bez vegetační vrstvy		
Prostorový typ vsakování		Plošné	Decentrální	Centrální	Plošné	Plošné	Liniové	Bodové
Typ vsakovacího systému		Široké plochy a zatravněné příkopy	Průlehy a průlehy-rýhy	Systém průlehů, vsakovací nádrže	Zatravňovací dlaždice	Propustné plochy	Štěrkové příkopy a podpovrchové potrubí	Vsakovací šachty
střechy	zelené	3	3	3	◯	◯	3	3
	inertní	3	3	3	◯	◯	3	2
	s kovovými částicemi do 50 m^2	3	3	2	◯	◯	2	2
	s kovovými částicemi 50–500 m^2	3	3	2	◯	◯	1	0
	s kovovými částicemi nad 500 m^2	3	2	2	◯	◯	0	0
parkoviště	málo frekventované, osobní auta	3	3	2	2	2	1	1
	frekventované, osobní auta a busy	3	2	2	1	1	0	0
	nákladní auta	0	0	0	0	0	0	0
silnice, dopravní komunikace	málo frekventované	3	3	2	2	2	1	1
	středně frekventované	3	3	2	0	0	0	0
komunikace pro pěší a cyklisty		3	3	2	2	2	2	1
komunikace zemědělských areálů		1	0	1	0	0	0	0

0 nepřípustné 1 problematické 2 podmíněně přípustné
3 přípustné ◯ nepoužívá se

Zdroj: zpracováno podle Stránský a kol. (2012)

Tab. 5.4: Kategorizace mikrostruktur městské krajiny

Třídy mikrostruktur	Typy mikrostruktur	Podtypy mikrostruktur
I. Plochy intravilánu	A. Plochy rezidenční	1. Kompaktní městská zástavba
		2. Městská zástavba
		3. Rozvolněná městská zástavba
		4. Zástavba rodinných domů
		5. Rozvolněná zástavba rodinných domů
		6. Venkovská zástavba
	B. Plochy rekreační a komunitní	1. Veřejné plochy s převahou zeleně
		2. Veřejné plochy s převahou nepropustných ploch
		3. Plochy individuální rekreace
		4. Zahrádkové osady
	C. Plochy občanského vybavení	1. Areály ochodů a služeb rozsáhlé
		2. Areály obchodů a služeb malé a střední
		3. Školní areály a sportovní zařízení
	D. Plochy výroby a skladování	1. Areály těžkého průmyslu
		2. Areály lehkého průmyslu, drobné výroby a skladování
	E. Plochy dopravní infrastruktury	1. Plochy silniční infrastruktury
		2. Plochy železniční infrastruktury
	F. Plochy technické infrastruktury	1. Plochy technické infrastruktury
		2. Plochy vodohospodářské infrastruktury
		3. Plochy odpadového hospodářství
II. Plochy extravilánu	G. Lesní plochy	
	H. Sady a zahrady	
	I. Trvalé travní porosty	
	J. Orná půda	
	K. Vodní plochy	1. Rybníky
		2. Umělé nádrže
	L. Mokřady	

III. Koridory	M. Hlavní silniční koridory	1. Městské hlavní komunikace
		2. Hlavní silnice a dálnice mimo intravilán
	N. Vedlejší silniční koridory	1. Ulice s převahou dopravní funkce
		2. Ulice s převahou komunitní funkce
		3. Vedlejší silnice mimo intravilán
	O. Železniční koridory	
	P. Biokoridory a vodní toky	1. Říční koridory
		2. Potoční koridory
		3. Koridory zeleně a efemerního odtoku

Zdroj: vlastní zpracování

Tab. 5.5: Kategorizace elementárních ploch

Základní typologie ploch	Podtyp plochy	komentář/dílčí klasifikace
1. Střechy	1a. Střechy, půdorys do 100 m^2	dle sklonu, dle materiálu, zelené
	1b. Střechy, půdorys nad 100 m^2	dle sklonu, dle materiálu, zelené
2. Nepropustné a omezeně propustné plochy	2a. Asfaltové, betonové plochy, dlažba se zálivkou spáry	dle frekvence parkování
	2b. Dlažba s pískovými spárami	dle frekvence dopravy či parkování
3. Polopropustné plochy	3a. Komunikace ze zatravňovacích a vsakovacích tvárnic	dle frekvence dopravy či parkování
	3b. Upravené štěrkové plochy	dle frekvence dopravy či parkování
4. Neupravené plochy bez vegetace	4. Neupravené a nezastavěné plochy	
5. Urbanistická zeleň	5a. Trávníky	zalévané nebo bez zálivky
	5b. Plochy keřů	zalévané nebo bez zálivky
	5c. Plochy stromů	zalévané nebo bez zálivky
	5d. Plochy záhonů	zalévané nebo bez zálivky
6. Vodní plochy	6. Vodní plochy	větší plochy jako mikrostruktura
7. Trvalé travní porosty	7. Trvalé travní porosty	samostatná mikrostruktura
8. Pole	8. Pole	samostatná mikrostruktura
9. Lesy	9. Lesy	samostatná mikrostruktura

Zdroj: vlastní zpracování

5.2 Metodika tvorby map pro ekohydrologický management měst

Pro účely aplikace opatření ekohydrologického managementu v urbánním prostoru bylo nutné vymezit a rozlišit mikrostruktury (MS) a elementárních plochy (EP) v zájmovém území a tyto unikátní plochy posléze na základě dostupných metodik a norem parametrizovat tak, aby vznikla souvislá datová polygonová vrstva pokrývající území celého řešeného prostoru. Postupu od zajištění datových odkladů k syntetickým mapovým výstupům je věnována tato kapitola. Celý proces bude demonstrován na případové studii města Ústí nad Labem. Hlavním sledovaným zřetelem procesu zpracování dat byla především datová dostupnost (práce nad daty, které jsou k dispozici městům a obcím) a co možná nejjednodušší zpracování ve smyslu volby dostupných GIS nástrojů a programového prostředí (produkty ESRI). Dále v kapitole bude operováno se základní terminologií a principy zpracování prostorových dat (viz Burrough a kol. 2015).

5.2.1 Popis datových sad využitých ve studii

Tabulka 5.6 sumarizuje datové vstupy, které byly zajištěny před analytickou částí práce. Jedná se o data z pravidla dostupná samosprávám větších měst na základě licenční smlouvy nebo se jedná o původní data spravovaná samotnou institucí (data územního plánu, územně plánovací dokumentace nebo funkčního využití).

Datové vstupy lze rozdělit dle využití na podklady pro vymezení elementárních ploch (EP) a podklady pro vymezení mikrostruktur (MS). Pro vlastní mikrostruktury byly využity veřejně dostupné datové sady RÚIAN obsahující identifikační údaje parcel, staveb a funkčního využití ploch. Dále bylo operováno s vrstvou stávajícího funkčního využití dle územního plánu města Ústí nad Labem, který vymezuje funkční zóny města (např. residenční, rekreační a další plochy). Vedle těchto polygonových (plošných) dat bylo pracováno s liniemi toků a polygony (plochami) stojatých vod a větších toků z veřejně dostupné databáze DIBAVOD spravované VÚV TGM v Praze.

V případě vymezení a parametrizace elementárních ploch byla situace datově náročnější, nicméně byl hledán podklad, který by byl obecně dostupný a umožňoval rozlišení a vymezení minimálně vegetace a zastavěného území. Pro účely kategorizace základních tříd krajinného pokryvu bylo vybráno aktuální dostupné ortofoto (ČÚZK 2015) v kombinaci s individuálně získaným ortofotem mimo vegetační období (ČÚZK 2014). V tomto bodě je nutné podotknout, že v současnosti mnohé obce disponují detailnějšími zdroji využitelnými v práci. Jako příklad mohou sloužit různé úrovně technické mapy nebo individuálních pasportů ploch zeleně, infrastruktury, komunikací, ad. V naší studii záměrně předpokládáme absenci takových zdrojů. Vedle informace o krajinném pokryvu bylo třeba uvažovat ještě zdroj výškových dat pro určení odtokových poměrů. V tomto případě je v dispozici dostačující digitální

model reliéfu páté generace (DMR 5G, pouze terén) a pro odvození výšek zeleně a budov digitální model povrchu první generace (DMP 1G, terén s např. střechami budov a korunami stromů). Digitální model reliéfu a povrchu byly k dispozici v podobě bodových vrstev obsahujících informaci o nadmořských výškách – z tohoto důvodu byly oba datové zdroje pro další využití zpracovány do souvislé rastrové podoby (interpolovány) Spline metodou s rozšířením pro tvorbu hydrologicky korektního souvislého povrchu (Topo to Raster).

Tab. 5.6: Datové sady využité v procesu zpracování a analýzy mikrostruktur a elementárních ploch

	Rok pořízení	Charakteristika	Zdroj	Využití
Ortofoto	2014	Rozlišení 0,25 m, podzim - barevná škála 8 bit, S-JTSK, rastr	ČÚZK, 2014	Klasifikace ostatních povrchů
	2015	Rozlišení 0,25 m, zachycuje vegetační období, barevná škála 8 bit S-JTSK, rastr	ČÚZK, 2015	Klasifikace zeleně
DMR 5G	2013	TIN, střední chyba: 0,18 v odkrytém terénu, 0,3 v zalesněném terénu	ČÚZK, 2013a	Reálná výška vegetace, budov (sklonitost střech)
DMP 1G	2013	TIN, střední chyba: 0,4 m pro přesné ohraničené objekty, 0,7 pro nepřesně ohraničené objekty	ČÚZK, 2013b	
RÚIAN	2016	Polygonová vrstva parcel, bodová vrstva funkčního využití	ČÚZK, 2016a	Rozlišení mikrostruktur
ZFP	2011	Polygonová vrstva základních funkčních ploch dle ÚP v S-JTSK	Magistrát města Ústí n. L., 2016	
DIBAVOD	2010	Polygonová vrstva vodních ploch	VÚV TGM, 2010	Identifikace vodních ploch

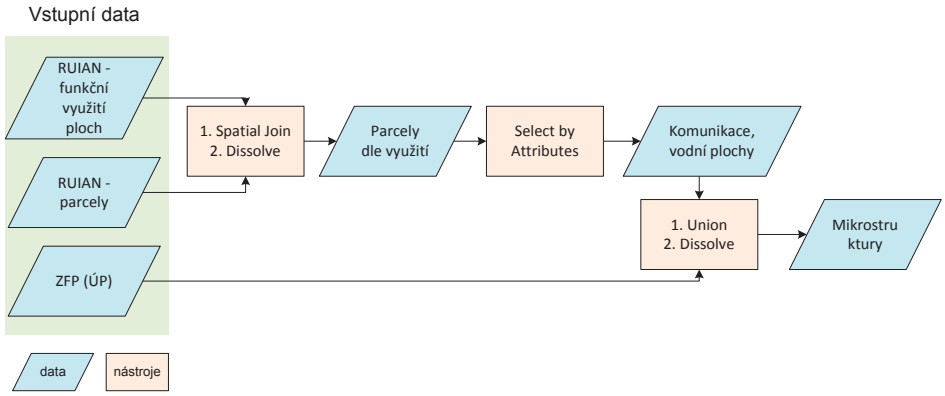
Zdroj: vlastní zpracování

5.2.2 Metodika vymezení a parametrizace mikrostruktur

Rekapitulace pravidel pro vymezení mikrostruktur

Urbánní a periurbánní mikrostruktury v pojetí této studie představují chorickou jednotku složenou z často různých elementárních ploch (více viz kapitola 5.1). Pro účely praktické aplikace v územním plánování a logice srážkoodtokových poměrů ve městě byly mikrostruktury vymezeny na základě dvou pravidel: (1) komunikace a vodní toky (včetně efemerních vodních toků) tvoří hranice mikrostruktur a zároveň jsou samostatnými mikrostrukturami dělenými v případě ulice křižovatkou

a (2) funkční využití území dle územního plánu dále štěpí vzniklý blok mikrostruktury z předešlého na dílčí části (např. dále dělí polygon mikrostruktury na blok domů a navazující lehkou průmyslovou výrobu).



Obr. 5.1 – proces vymezení mikrostruktur. Zdroj: vlastní zpracování

Rozdělení zájmového území na jednotlivé mikrostruktury – hrubé dělení

S ohledem na výše popsaná pravidla je tedy nutné celkový prostor rozdělit na dílčí mikrostruktury. V prostředí geografických informačních systémů (GIS) se bude jednat o několik kroků s využitím elementárních nástrojů GIS.

Vlastní vymezení mikrostruktur (Obr. 5.1) z prostorových dat proběhlo v prvním kroku přiřazením atributové informace o způsobu a druhu využití pozemku parcelám z bodové vrstvy RÚIAN pomocí prostorového sjednocení (Spatial Join). Tímto bylo docíleno parcelní situace, která byla dále obohacena o způsob a druh využití veškerých parcel v zájmovém území.

Tyto plochy byly následně sloučeny (Dissolve) za účelem vytvoření souvislé vrstvy silnic, ulic a vodních toků. Vrstva vodních toků a komunikací byla takto upravena, aby respektovala pravidla pro vymezení uvedená výše, přičemž koridory představují prvek dělící celé území na mikrostruktury (úseky koridorů dále tvoří samostatné mikrostruktury). Po tomto prvním dělení prostoru následovalo druhé dělení pomocí funkčního využití, prakticky provedené sjednocením (Union) a zjednodušením (Dissolve) vrstvy funkčního využití.

Navazující jemné dělení, čištění a určení typu a podtypu mikrostruktur

Tento hrubý výstup byl postupně topologicky překontrolován (překryvy a nesouvislé vedení hranice mezi polygony) a byla ověřena logika vymezení v prostoru. Případné chyby byly manuálně opraveny. Dílčí část mikrostruktur vymezující uliční síť a silnice byly manuálně rozděleny dle křižovatek. Výsledná vrstva byla doplněna o atributové informace z vrstvy funkčního využití pro určení typu a podtypu mikrostruktury dle publikovaného katalogu mikrostruktur městské krajiny pro potřeby ekohydrologického

managementu (Kopp a kol. 2016a). Zařazení mikrostruktur bylo ověřeno, obdobně jako vymezení nad ortofotosnímkem, a současně byly sloučeny mikrostruktury do 100 m^2 odporující minimální mapované jednotce o tomto prostorovém rozlišení.

Přiřazení hodnot rizika znečištění jednotlivým podtypům mikrostruktur

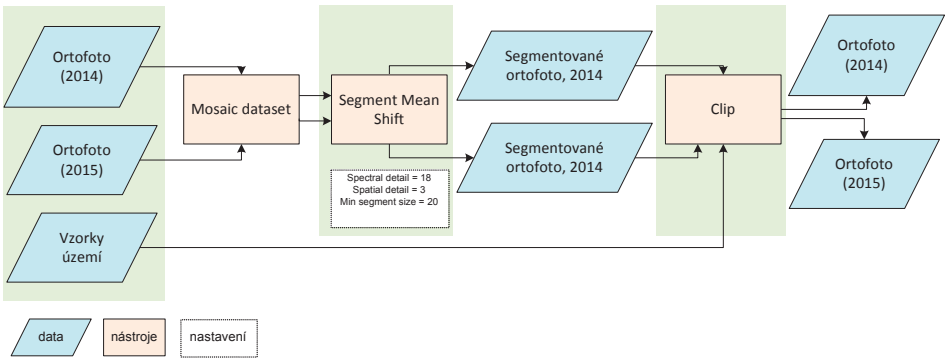
Kategorizované mikrostruktury byly následně parametrizovány (viz kap. 5.1) dle rizika znečištění. Výsledná hodnota charakterizující potenciál znečištění na základě charakteru ploch byla přiřazena na základě shody kategorizace mikrostruktur a katalogu mikrostruktur (Kopp a kol. 2016a).

5.2.3 Metodika vymezení a parametrizace elementárních ploch

Na základě předpokladu co možná největší datové dostupnosti, časové a hardwarové nenáročnosti zpracování bylo pro vymezení elementární ploch – skladebných článků mikrostruktur – rozhodnuto o použití a klasifikaci dostupných ortofotosnímků. Tento postup nebývá častý s důvodu absence blízkého infračerveného pásma, které se obecně využívá pro detekci zeleně, nicméně vhodnou kombinací několika datových sad lze docílit výsledku dostačujícího pro vymezení požadovaných elementárních ploch v případě absence přesných pasportů (zeleně, dopravy, ad.), jak bude demonstrováno dále.

Základní úprava ortofotosnímků – předzpracování

Poskytnuté ortofotosnímky byly v prvním kroku mozaikovány (spojeny) do souvislého snímku pokrývajícího zájmové území. Následně proběhla segmentace snímku, která vymezila obecnější plochy pro další klasifikaci (využívá se pro sloučení podobných pixelů, tak aby se odstranil jemný šum ve snímku) současně se zachováním co možná největšího detailu snímku (Obr. 5.2), tento krok byl aplikován pro zpřesnění následné klasifikace (viz Gao 2009).



Obr. 5.2 – Segmentace ortofotosnímků. Zdroj: vlastní zpracován

Běžným problémem při využití dat dálkového průzkumu země je nutnost detekce a odstranění stínů. Zastíněné plochy v případě klasifikace ztrácejí vypovídající

hodnotu o třídě pokryvu z podstaty zkreslení spektrální informace. V případě této studie byly k dispozici dvě sady ortofotosnímků a odstranění zastínění bylo řešeno klasifikací zastíněných ploch v prvním snímku a nahrazení (doplnění) chybějící informace z klasifikovaného druhého snímku (Obr. 5.5). Pro potlačení případné chybovosti byl využit digitální model povrchu a terénu při tvorbě masky pro klasifikaci (bude rozvedeno dále).

Metody klasifikace typů elementárních ploch

Pro účely klasifikace elementárních ploch (určení typu povrchu) bylo využito neřízené klasifikace pomocí ISOADATA algoritmu. Důvody pro tuto cestu sumarizuje Tab. 5.7. V našem případě šlo především o jednoduchost a rychlost použití v rámci klasifikace. V rámci klasifikace ISOADATA nejsou nutné detailní znalosti území jako v případě řízené klasifikace. Je pouze stanoveno rozmezí počtu klasifikovaných tříd a dále jejich případné shlukování na základě podobnosti spektrální odezvy.

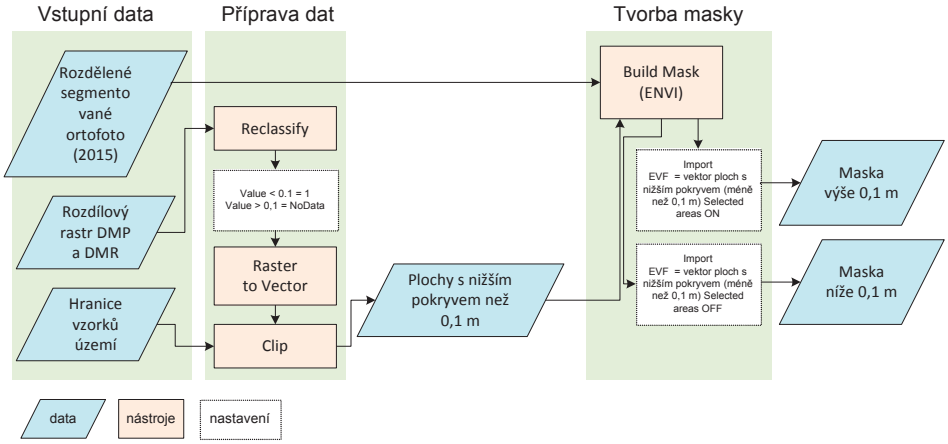
Tab. 5.7 – Srovnání metod řízené a neřízené klasifikace

	Výhody	Nevýhody
Řízená	přesnější	přesnost závisí na trénovacích plochách (uživateli)
		vyžaduje znalost území
		časově náročnější
Neřízená	rychlé a jednoduché	spektrální informace ne vždy odpovídá logickému řazení do tříd
	není potřeba znalost území	potřeba interpretace výsledků
	snížení míry subjektivity	spektrální informace se může měnit v čase (nelze použít stejné nastavení pro různé snímky)

Zdroj: Tempfli, 2009

Rozdělení zpracování a klasifikace ortofotosnímků

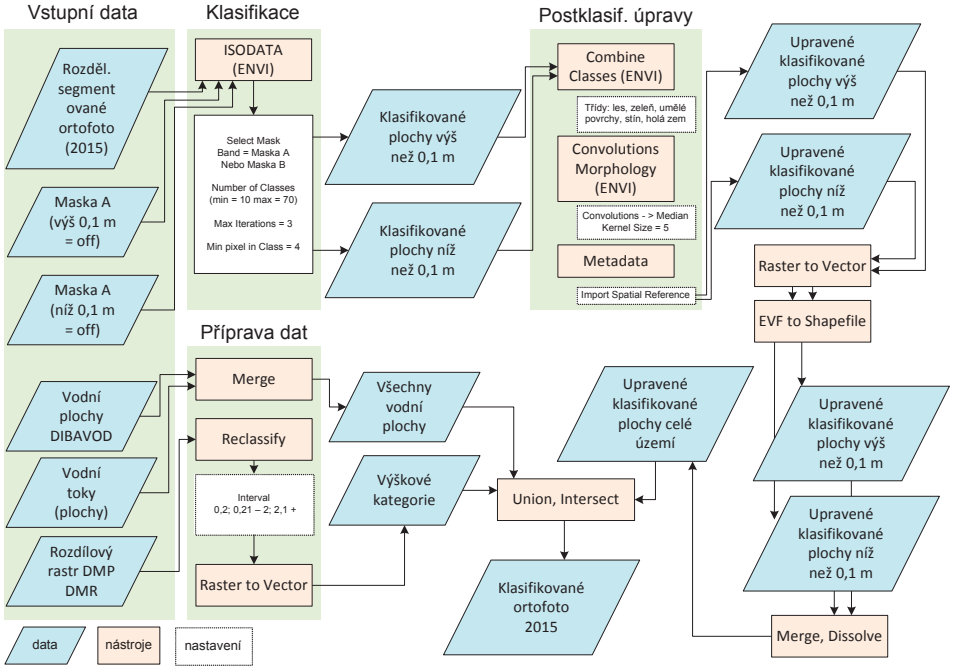
Pro snížení výpočetní náročnosti bylo zájmové území rozděleno do osmi kvadrantů, které byly klasifikovány zvlášť. V úvodním kroku klasifikace bylo nutné rozlišit zastíněné části lesa a budov od luk, trvalých travních porostů a asfaltových povrchů komunikací. Informace z rozdílového rastru (rozdíl výšek mezi digitálním modelem povrchu a terénu) o plochách nižších než 0,1 m vstupovala do další klasifikace jako maska (Obr. 5.3) pro níže položené objekty (typicky silnice). Hodnota 0,1 m byla zvolena s ohledem na odchylku vstupních modelů povrchu a terénu odvislou od interpolace a vlastní chybovosti surových dat. Maskování proběhlo u ortofotosnímku z roku 2015 z důvodu snímkování ve vegetačním období.



Obr. 5.3 – Postup tvorby masek ortofotosnímků. Zdroj: vlastní zpracování

ISODATA klasifikace

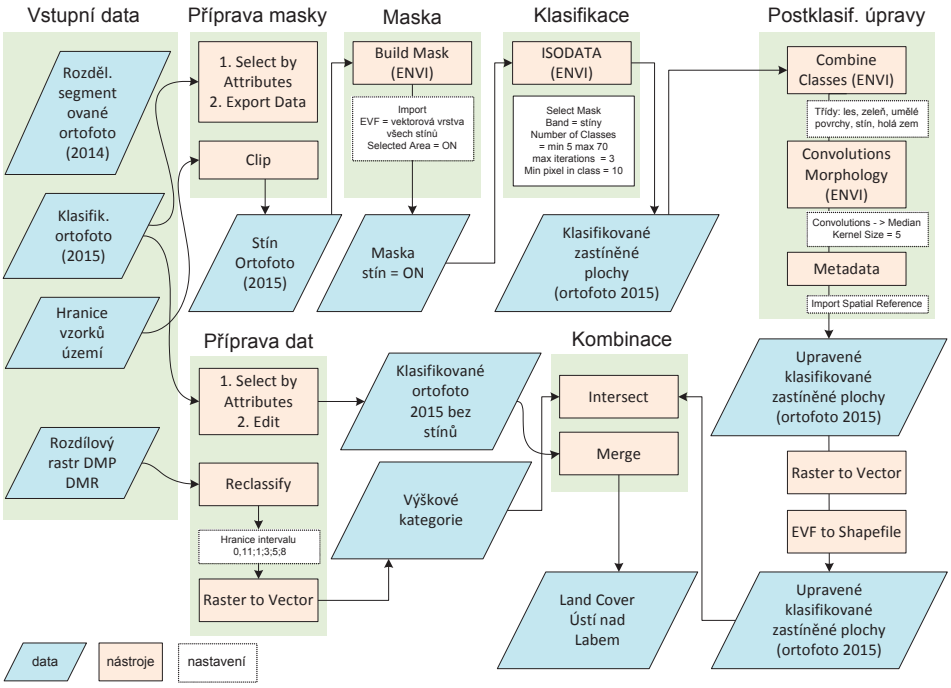
V dalším kroku byly maskované rastry klasifikovány (Obr. 5.4) metodou ISODATA – neřízenou klasifikaci. Bylo zvoleno nadbytečné množství výsledných tříd pro klasifikaci a jejich následné slučování, tak aby byla v co největší míře omezena chybná klasifikace pixelu. Následně byla stejným způsobem klasifikována maskovaná data, přičemž v obou případech ostatní pixely společně s klasifikovanou vrstvou stín byly sloučeny a soužily jako vstup do třetí fáze klasifikace (Obr. 5.4).



Obr. 5.4: Příprava, klasifikace a postklasifikační úpravy nad ortofotosnímkem 2015. Zdroj: vlastní zpracování

Před vlastní třetí fází klasifikace byly výstupy z obou výše popsaných klasifikací upraveny sloučením tříd (Combine Classes). Sloučení spočívá ve vizuální identifikaci tříd nad ortofotem a jejich přiřazení k jedné z výsledných tříd kategorizace: stín, ostatní do tříd zeleň, les, umělý povrch, a holá zem.

Následně bylo aplikováno shlazení výsledku mediánovým filtrem 5 x 5, který přičlenil na základě převažující hodnoty osamocené pixely k celku tak aby nenarušovaly kompaktnost výsledku. Následně byl tento výstup převeden do vektorového formátů a importován do prostředí ArcGIS, kde byl sloučen na základě kategorií (sloučení kvadrantů pro vytvoření souvislého pokryvu zájmového území).



Obr. 5.5 – Kombinace a klasifikace ortofota 2015 a 2014. Zdroj: vlastní zpracování

Tento vektorový výstup v kategorii stín sloužil jako vstup (Obr. 5.5) a podklad pro další klasifikaci, konkrétně klasifikaci zastíněných ploch z ortofota 2015 nad ortofotem 2014 (důvody pro takový postup byly popsány výše, tento krok je možné suplovat přesnými daty městských pasportů). Druhý jmenovaný vstup byl využit pro doklasifikování zastíněných ploch (ortofoto z 2014 bylo nasnímáno v jinou dobu, stín je tedy jinak orientovaný). Obdobná klasifikační procedura v tomto případě proběhla s maskou stínů z podkladu 2015.

V případě, že i po tomto procesu byly stále některé mikrostruktury pokryté z více než 30 % kategorií stínu, byly takto označeny v mapových výstupech a vyloučeny z dalšího zpracování. Výsledky této klasifikace byly obdobně exportovány do vektorového formátu a sloučeny s již existující vektorovou reprezentací kategorií povrchu.

Výsledky klasifikace byly dále manuálně kontrolovány nad ortofotosnímkem. V případě nalezení nesrovnalostí byly manuálně upraveny. Následně byla výsledná klasifikace doplněna o objekty vodních ploch a toků z databáze DIBAVOD, která byla shledána přesnou a dostačující pro účely klasifikace. Přiřazením hodnot výšek z rozdílového rastru (DMP 1G, DMR 5G) bylo doklasifikováno na výsledných osm tříd pokryvu: budovy, komunikace (do 0,2 m), travnaté plochy (do 0,2 m), keře (0,2–2 m), les (více než 2 m), voda (stojatá a tekoucí) a stín.

Zhodnocení přesnosti klasifikace elementárních ploch

V průběhu klasifikace byly identifikovány problémy v klasifikaci spektrálně podobných tříd (např. některé typy střech a silnice, ornice a lomy). Z tohoto důvody byly tyto (viz výše) vyloučeny z první a druhé fáze klasifikace a byly řešeny dále ve fázi třetí, kde jim byla věnována příslušná pozornost. V případě neurčení ve třetí fázi, jak bylo zmíněno výše, byly případně diskvalifikovány z následných analýz. Problematika zastínění většího počtu mikrostruktur, respektive vysokého podílu zastínění u některých mikrostruktur, byla řešena kombinací s druhým ortofotem (2014), díky čemuž se snížil počet ploch identifikovaných jako stíny o 77 %. V převážné většině šlo o umělé povrchy z důvodu zastínění v intravilánu města. Prostorovým sloučením vybraných kategorií využití pozemků z databáze RÚIAN byla hrubě ověřena přesnost klasifikace na úrovni 81% shody (v případě kategorie travnaté plochy 92%).

Parametrizace elementárních ploch

Elementární plochy byly následně parametrizovány na základě sumarizace hodnot uvedených v katalogu mikrostruktur (Kopp a kol. 2016a), kde hodnoty vycházejí z technických norem a publikací. Prakticky se jedná o přiřazení hodnot jednotlivým plochám pro jejich následné vizualizace a analýzy.

V případě koeficientu odtoku byly dle normy rozděleny a kombinovány plochy dle jejich pokryvu (druhé v páru odpovídá katalogové parametrizaci: budovy – střechy; komunikace – nepropustné a částečně propustné plochy, asfaltové plochy; holá zem – neupravené plochy bez vegetace; tráva – urbanistická zeleň, trávníky; keře – plochy keřů; vodní plochy – vodní plochy stojaté (zvláštní kategorie tekoucích vod byla vymezena zvlášť); lesy – lesní plochy) a sklonitosti. Rastr využitý pro výpočet sklonitosti byl odvozen z DMR 5G. Těmto kombinacím odpovídala hodnota parametrizace z technické normy (ČSN 756101). Obdobným způsobem bylo nakládáno (zde již bez kombinace se sklonitostí) s koeficientem infiltrace, faktorem evapotranspirace, rizikem znečištění a podílem ekologicky aktivních ploch (Biotope Area Factor – BAF).

5.2.4 Postup výpočtu indikátorů zapojených ve studii

Výpočet indikátorů pro mikrostruktury

Finální datová syntéza využívala údajů z parametrizovaných elementárních ploch a parametrizace rizika znečištění u mikrostruktur. V případě koeficientu odtoku,

koeficientu infiltrace, faktoru evapotranspirace a podílu ekologicky aktivních ploch (BAF) byly hodnoty pro individuální mikrostruktury počítány jako vážený průměr hodnoty elementární plochy s příslušným koeficientem vztažené k rozloze takové elementární plochy zastoupené v mikrostruktuře. Pro jednotlivé koeficienty byly vyexportovány individuální rastry nesoucí tyto hodnoty a dále zpracovány pomocí zonální statistiky v prostředí ArcGIS. Individuální rastry tedy nesly informaci o indikátoru, který byl pomocí nástroje zonální statistiky vážen. Rozdílný přístup byl zvolen u kvantifikace rizika znečištění, kdy bylo záměrem kombinovat informaci o riziku daném parametrizací mikrostruktury, elementární plochy a koeficientu odtoku. V tomto případě byl počítán součin jednotlivých faktorů a následně došlo k výpočtu váženého průměru za individuální mikrostruktury.

Ekohydrologické kvality koridorů vodních toků

Specifickou kategorií sledovanou v mapovém výstupu č. 3 bylo zmapování ekohydrologické kvality koridorů vodních toků. Ke klasifikaci byla použita metodika založená na hodnocení míry zhoršení ekohydrologické kvality (Kopp a Holický 2011). V tomto případě byly využity data DIBAVOD o říční síti ve studovaném území. Veškeré dotčené toky (i často marginální) byly rozděleny na polygonové segmenty o délce 100 m a byly jim přiřazeny atributy vztahující se ke kvalitě toku.

Následně byly přiřazeny jednotlivým segmentů toků hodnoty na škále 1–4 za sledované dílčí ukazatele uvedené v Tab. 5.8, resp. Tab. 5.9. Jednotlivé dílčí parametry byly klasifikovány v přírodním nebo v přírodě blízkém stavu (1) až po silně nepříznivý (4). Podrobnější vysvětlení je v citované metodice (Kopp a Holický 2011). Diverzita dnových struktur nebyla v případě případové studie Ústí nad Labem zkoumána. Výsledné hodnocení (průměr jednotlivých parametrů za segment) bylo vizualizováno v mapovém výstupu č. 3.

Tab. 5.8: Bodové hodnocení ekohydrologické kvality toků

Parametr	Bodové hodnocení – míra zhoršení ekohydrologické kvality			
	1	2	3	4
úprava koryta	žádné	nepřímé	přímé	silné přímé
diverzita dnových struktur	vysoká	střední	nízká	žádná
změny podélného sklonu	žádné	nevýznamné	významné	velmi významné
zdroje znečištění	žádné	nevýznamné	významné	velmi významné
břehová vegetace	přírodě blízká a spojitá	nepůvodní nebo nespojitá	ojedinělá	žádná
kvalita využití kontaktních ploch (viz Tab. 5.9)	velmi příznivá	příznivá	nepříznivá	velmi nepříznivá

Zdroj: Kopp a Holický (2011)

Tab. 5.9: Kvalita využití kontaktních ploch

body	velmi příznivá	příznivá	nepříznivá	velmi nepříznivá
	1	2	3	4
kategorie	např. lesy, rákosiny	např. louky, vodní, plochy	např. orná půda	např. sídla, zastavěné plochy, apod.

Zdroj: Kopp a Holický (2011)

5.2.5 Specifika tvorby map ekohydrologického managementu pro město Plzeň

Metodika tvorby výsledných map pro město Plzeň byla specifická především v rámci vymezování elementárních ploch. Důvodem byla odlišná skladba vstupních geodat, která byla k dispozici (Tab 5.10). Předně nebylo možné využít dvou sad ortofoto snímků z vegetačního a nevegetačního období, eventuálně s různým stupněm osvitu slunce a tedy jinou intenzitou stínů vrhaných objekty na snímku. Na druhou stranu výsledky automatické klasifikace bylo možné zpřesnit dostupnými geodaty Správy informačních technologií (SIT) města Plzně týkající se pasportizace městské veřejné zeleně, jejíž součástí byla polygonová vrstva s podrobnou kategorizací převažujících typů zeleně (tráva, keře, stromy). Dostupná byla také vrstva budov z 3D modelu města a rovněž podrobná vrstva všech komunikací, vhodná pro vyčleňování nepropustných ploch. Bohužel tato vrstva obsahovala větší množství topografických chyb, díky kterým nemohla být bez pracné manuální korekce součástí dalšího zpracování v GIS. Po většinu času tak měla spíše informační charakter, zejména při vytyčování ploch mikrostruktur. Vrstva budov z 3D modelu města vhodně doplnila budovy z databáze RÚIAN. Téma budov se poté dále finalizovalo manuálními korekcemi na podkladě leteckých snímků pro celé město.

Ortofoto bylo po segmentaci kategorizováno neřízenou klasifikací pomocí již odzkoušeného ISOADATA algoritmu. Výsledkem byl raster s celkem 10 kategoriemi, který byl dále zjednodušen pomocí nástrojů softwaru ArcGIS – *Resample* a *Boundary Clean*. Zjednodušený a klasifikovaný raster byl podroben zonálním statistikám spolu s vektorovými vrstvami z pasportu zeleně, DIBAVODU a upravené vrstvy budov a komunikací. Výsledkem byla základní statistika zastoupení jednotlivých kategorií z automatické klasifikace, v již určených typech ploch ze vstupních vrstev. Na základě statistických výsledků byla kategorizace rasteru zjednodušena na propustné plochy (zeleň, holá půda, vodní plochy), nepropustné plochy a neurčené plochy. Následně byl celý raster s ohledem na výpočetní výkon rozdělen na 6 samostatných částí, pokrývajících jednotlivé segmenty města. Jednotlivé části se převedly do vektorové podoby pomocí nástroje *Raster to Polygon* (se zapnutou možností „Simplify polygon"). Vzniklé vektorové vrstvy se poté updatovaly geodaty

z dostupných detailnějších vrstev (pasport zeleně, vodní plochy, upravená vrstva budov, vrstva komunikací) a vzhledem k obtížně interpretovatelným výsledkům klasifikace z extravilánu města bylo také použito funkčního využití parcel z databáze RÚIAN pro kategorie les, orná půda a vodní tok. Následně došlo k opětovnému spojení všech dílů a manuální korekci některých obtížně určitelných elementárních ploch (původní kategorie neurčené plochy). Výsledek byl opět převeden na raster (rozlišení pixelu 0,5 m) v 9 kategoriích elementárních ploch (voda, orná/holá půda, stromy, tráva, keře, zeleň, nepropustné plochy, budovy a ostatní/neurčené). Kategorie „zeleň" byla dále zpřesňována pomocí analýz DMP a DMR (viz výše), tak aby mohlo dojít k jejímu rozklasifikování do kategorií stromy, tráva a keře.

Mikrostruktury na území města Plzně jsme vymezovali především na podkladu grafických dat katastru nemovitostí, konkrétně dat katastrální mapy ve formátu SHP (http://services.cuzk.cz/shp), které se aktualizují jedenkrát týdně, a dat map KM-D ve formátu SHP s databází RÚAN o obcích (http://services.cuzk.cz/shp/), které se aktualizují čtvrtletně. Zpracovávaná data byla vztažena k 1. dubnu 2017. Dále jsme využili digitální vektorovou vrstvu územního plánu z roku 2010 – funkční využití ploch a ortofotomapu ČUZK z roku 2014 s rozlišením 0,25 m a databázi DIBAVOD (http://www.dibavod.cz/).

Vlastní analýza elementárních ploch i mikrostruktur probíhala v podstatě stejným způsobem jako pro území Ústí nad Labem. Jen pro některé operace jsme museli území Plzně rozdělit na více částí z důvodu zpracovávání velkého množství dat a velikosti datových souborů.

Tab. 5.10. Specifické datové sady využité v procesu zpracování a analýzy elementárních ploch pro město Plzeň

	Rok pořízení	Charakteristika	Zdroj	Využití
Ortofoto	2014	Rozlišení 0,25 m, jaro – barevná, zachycuje vegetační období, škála 8 bit, S-JTSK Krovak EastNorth, rastr	ČÚZK, 2014	Klasifikace všech povrchů
Pasport zeleně	2010 – 2016	Polygonová vrstva veřejných ploch zeleně s vlastní kategorizací	SIT města Plzně, 2016	Klasifikace zeleně, testování výsledků automatické klasifikace
Technická mapa	2010 – 2016	Polygonová vrstva komunikací města s vlastní kategorizací	SIT města Plzně, 2016	Vymezování mikrostruktur, po úpravě vrstva komunikací
3D model města		Multipatch vrstva budov	ÚKRMP, 2017	Klasifikace budov

Zdroj: vlastní zpracování

6 ZÁVĚRY

6.1 Využití ekohydrologických map Ústí nad Labem

Cílem této kapitoly je souhrnně představit výzkumné výsledky s ohledem na konkrétní situaci ve městě Ústí nad Labem, nastínit možnosti využití získaných výsledků a představit rámcové podmínky, na nichž bude efektivita využití výsledků záviset.

6.1.1 Obsah map

Výsledkem geoinformatických postupů a kartografické vizualizace jsou tři tematické mapy, znázorňující dílčí charakteristiky ekohydrologické kvality mikrostruktur městské krajiny Ústí nad Labem. Všechny tyto mapy vycházely z katalogu ekohydrologických mikrostruktur a parametrizovaných elementárních ploch města.

První mapa s názvem *Ekohydrologická zonace a mikrostruktury města Ústí nad Labem – Koeficient odtoku, infiltrace a evapotranspirace* znázorňuje koeficient odtoku, infiltrace a evapotranspirace pro jednotlivé mikrostruktury. Výsledná mapa umožňuje identifikovat plochy s nevhodnou bilancí některých složek odtokového režimu a prostorové rozložení těchto ploch. Jedná se v první řadě samozřejmě o komunikace, z nichž většina vznikala v době, kdy technické možnosti i přístupy k řešení neřešily problém retence vody v městském prostředí. Z plošných mikrostruktur (Obr. 6.1 A a B) se jedná především o prostory nádražních komplexů, výrobních areálů (širší zóna podniků v areálu Spolchemie) a residenčních ploch panelových sídlišť (zejména Krásné Březno, Neštěmice či Dobětice). Skutečnost, že typ lokality a jejího využití nemusí implikovat nevhodnou bilanci odtokového režimu, lze přitom doložit například na poměrně dobře řešených plochách sídliště Severní Terasa. Mikrostruktury, které naopak vykazují vhodnou bilanci některých složek odtokového režimu, jsou představovány především reálnou přirozenou vegetací v zázemí intravilánu (svahy labského údolí) a několik větších parkových ploch v intravilánu (Obr. 6.1 C). Je přitom potřeba upozornit na skutečnost, že mapa znázorňuje plochy (mikrostruktury) určitého minimálního měřítka. Pro detailní pohled na charakteristiky povrchu je nutné využít geodatabáze elementárních ploch, které mohou zahrnovat i velmi malé plošky s pozitivními, či negativními ekohydrologickými vlastnostmi (např. Obr. 6.1 D). Mapa zároveň doplňuje souhrnnou informaci o stavu ekohydrologických mikrostruktur pro jednotlivá katastrální území. V územně-plánovacích činnostech a urbanistických zásazích výsledně mapa umožňuje specifikovat ekohydrologická opatření s ohledem na charakter (podpora infiltrace, snížení odtoku, příp. obojí) a prostorovou konfiguraci (možnost propojit zásahy v různých územích) řešených ploch.

Druhá mapa s názvem *Nepřímé vlastnosti ekohydrologických mikrostruktur města Ústí nad Labem – Riziko znečištění odtékající vody a ekosystémové služby* znázorňuje

riziko znečištění jako součin rizika znečištění za elementární plochu s koeficientem odtoku a rizikem znečištění za celou mikrostrukturu. K tomu je doplněn tzv. *Biotope Area Factor* (BAF). Výsledná mapa znázorňuje doprovodné (nepřímé) vlastnosti ekohydrologických mikrostruktur města, které mohou mít významný vliv na odtokovou bilanci, kvalitu vody a další environmentální a hygienické (např. zmírnění projevu klimatických extrémů, redukce koncentrace polutantů) a společenské (rekreační, estetické) funkce městské krajiny. Nejhůře klasifikované plochy do značné míry odpovídají lokalitám zmíněným u předchozí mapy, nicméně zvláště doplnění indikátoru BAF přináší možnost identifikovat plochy s nízkým podílem zeleně a tedy i konkretizovat opatření v již vytipovaných plochách s nevhodnou bilancí složek odtokového režimu. Zároveň je potřeba věnovat pozornost plochám, které dosahují vysoké míry rizika znečištění a přitom mají vysoký podíl ekologicky efektivních ploch (BAF). Tyto plochy jsou totiž na jednu stranu významné z hlediska infiltrační kapacity a retence vody v území, na druhou stranu není zřejmé, do jaké míry se podílejí na odbourávání znečištění či naopak na jeho persistenci v území.



Obr. 6.1: A – Západní nádraží na levém břehu Bíliny představuje soubor zhruba dvaceti kolejových drah. B – panelové sídliště Krásné Březno a Neštěmice jsou jedny z hlavní residenčních zón města. C – Hoření (v popředí) a labské údolí jižně od centra (v pozadí) představují významné plochy zeleně na území města. D – jedna z několika mála vegetačních střech je umístěna na stravovacím zařízení ústecké univerzity.

Třetí mapa s názvem *Návrh lokalizace ekohydrologických opatření města Ústí nad Labem – Ekohydrologická kvalita vodních toků a lokalizace problematických*

ploch sleduje pětinu nejhůře hodnocených ploch dle jednotlivých podtypů za sledované faktory rizika znečištění a BAF. V případě, že se jednalo o stejnou plochu v obou faktorech, je vyznačena jako zvláštní skupina (tedy nízký BAF a vysoké riziko znečištění). Dále představuje doplnění mapy ekohydrologických mikrostruktur o charakteristiku modré infrastruktury (vodní plochy a linie). Výsledná mapa lokalizuje plochy potenciálně vhodné k realizaci ekohydrologických opatření. Taktéž znázorňuje segmenty vodních toků dle jejich ekohydrologických charakteristik, a umožňuje tak zvážit lokalizaci zásahů jednak za účelem zajištění podélného kontinua samotné vodoteče (např. typicky střídání kvality segmentů v případě Klíšského potoka, Bíliny) a jednak pro tvorbu páteřní sítě přírodě-blízké infrastruktury zlepšující podmínky v přímo sousedících mikrostrukturách.

6.1.2 Podmínky efektivního využívání map

Ačkoliv výsledné mapy představují doposud neexistující podklad s vysokou mírou podrobnosti a širším spektrem relevantních ekohydrologických charakteristik, jejich efektivní využití může narážet na limity institucionálního i realizačního charakteru.

Z hlediska institucionálního je potřeba odkázat na již diskutovaná kritická místa integrovaného přístupu k rozvoji území (viz kap. 4.4). Především se jedná o možnost koordinace množství složkových agend, vyplývajících z legislativních a dalších závazných procesů a úkolů, a realizovaných jednotlivými odbory magistrátu města. Zatímco překryv v řešené problematice je logický, neboť složky v krajině pochopitelně interagují, překryv v kompetencích či zodpovědnostech je situace, jíž se ve veřejné správě snažíme pokud možno vyhýbat. V důsledku je velmi náročné prioritizovat cíle, které spadají do kompetencí různých odborů (stavební činnost, podpora sektorů ekonomiky, ochrana před povodněmi, údržba zeleně), avšak realizují se ve stejném prostoru a v každodenní praxi, a vytvářejí tak konflikty využívání území. Náročný úkol definovat zodpovědnost za průřezová témata rozvoje města se konečně projevuje i v nejednoznačném přístupu k požadavkům na zpracování územně-plánovací dokumentace nad rámec povinných součástí plynoucích z Vyhlášky č. 135/2001 Sb., o územně plánovacích podkladech a územně plánovací dokumentaci, a Zákona č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu. Lze si například položit otázku, zda by syntetické mapy ekohydrologických mikrostruktur města měly být požadovaným podkladem pro zpracování ÚPD nebo alespoň (pokud existují) disponibilním podkladem pro zhotovitele ÚPD.

Ve vztahu k realizačním podmínkám využití zpracovaných map ekohydrologických mikrostruktur městské krajiny je nutné upozornit na konkrétní limity, které v daném městě a podmínkách mohou limitovat realizaci územně-plánovacích i fyzických (revitalizačních, technických) opatření. Zejména se pochopitelně jedná o ta místa, která svou stávající ekohydrologickou kvalitou nevyhovují. K těmto limitům náleží

vymezené území aktivní záplavové zóny (Bílina a Labe), území s kanalizační infrastrukturou (viz odkaz Statutární město Ústí nad Labem 2017b), vhodnost infiltračních opatření dle hydrogeologických podmínek (nutno brát ohled zejména na pestrou litologii zahrnující svrchně křídové sedimenty, neogenní vulkanity, kvartérní fluviální, eolické i holocenní antropogenní sedimenty), vlastnické vztahy (pozemky v majetku města, viz odkaz Statutární město Ústí nad Labem 2017a) a rozvojové plochy dle územního plánu (viz odkaz Statutární město Ústí nad Labem 2017c).

6.2 Využití ekohydrologických map Plzně

Na základě vlastního metodického postupu vznikly pro území Plzně tři základní mapy s ekohydrologickým obsahem, které tvoří samostatné výstupy aplikovaného výzkumu. Další mapy bude možné vygenerovat z vytvořené geodatabáze podle potřeb specializovaných studií pro praxi managementu města Plzně.

Na katastrálním území města Plzně bylo popsaným pracovním postupem vymezeno 7 494 mikrostruktur. Ze statistiky jejich kategorií vyplývá, že 20 % povrchu území města tvoří lesy a 7 % travnaté pozemky. Z urbanizovaných ploch mají největší zastoupení mikrostruktury typu areály výroby a skladování (7,2 %), zástavba rodinných domů (3,7 %), veřejné plochy s převahou zeleně (3,1 %) a rozvolněná městská zástavba (3,1 %). Mikrostruktury s převahou rezidenční funkce tvoří 12 % ploch. Z hlediska počtu mikrostruktur bylo vymezeno nejvíce jednotek v kategorii vedlejší silniční koridory (4,6 %), ale průměrná plošná velikost těchto mikrostruktur je také nejmenší, v průměru 8 800 m^2.

Mapa *Ekohydrologická zonace a mikrostruktury města Plzně – Koeficient odtoku, infiltrace a evaporanspirace*, ukazuje relativní rozložení tří složek hydrologické bilance za vymezené mikrostruktury města Plzně. Odtokové a infiltrační podmínky jsou podle tohoto výstupu negativně ovlivněny velkým podílem nepropustných ploch komunikací, parkovišť a rozsáhlých střech budov především v areálech výroby a skladování. Vysoký povrchový odtok a nízkou míru infiltrace vykazují rozsáhlé plochy průmyslu v sektoru areálu Škoda a v navazující průmyslové zóně Borská pole. V této části města jsou další nepříznivě hodnocené plochy obchodních center Area Bory, Bauhaus a NC Bory. Významně vysoký povrchový odtok vykazují také průmyslové plochy Slovan a navazující areál OC Olympia. Další území degradované nepropustnými plochami je areál Prazdroje, navazujících ploch teplárny a zejména lokalita výroby a skladování mezi seřaďovacím nádražím a Jateční ulicí. Mapa prvků hydrologické bilance ovšem ukazuje i nepříznivé hodnoty v dalších lokalitách obchodních center (např. OC Tesco Plzeň a Berounka park Plzeň). Celkově se v rozložení bilančních prvků projevuje radiální uspořádání města s vyšší hustotou zástavby v centru města. Rozdíly v podmínkách evapotranspirace jsou v detailu rozlišení mikrostruktur určovány přítomností parkových ploch, např. parkového

okruhu v centru města v kontrastu s okolní zástavbou. Relativně příznivě se také projevuje výšková zástavba sídlišť, např. Košutky a Bolevce, v těch lokalitách, kde byla ponechána vyšší rozloha městské zeleně.

Ukazatele rizika znečištění odtékající vody a BAF (Biotope Area Factor) samostatně znázorňuje mapa *Nepřímé vlastnosti ekohydrologických mikrostruktur města Plzně – Riziko znečištění odtékající vody a ekosystémové služby*. Mapa odráží rozložení ploch z hlediska odtoku a evapotranspirace se zohledněním jejich pratických aplikací pro územní plánování. Na mapě je zvýrazněn vliv nepříznivě vysokého rizika znečištění v případě mikrostruktur, které mají funkce negativně ovlivňující kvalitu odtékající vody (např. areály těžkého průmyslu).

Mezi jednotlivými mikrostrukturami každého z typů a podtypů můžeme vidět rozdíly, které ukazuje mapa *Návrh lokalizace ekohydrologických opatření města Plzně – Ekohydrologická kvalita vodních toků a lokalizace problematických ploch*. Tato mapa vizualizuje pětinu nejhůře hodnocených ploch dle jednotlivých podtypů mikrostruktur za sledované faktory rizika znečištění odtoku a BAF (Biotope Area Factor). Vliv různého zastoupení zeleně je patrný na klasifikaci jednotlivých typů zástavby a uličních koridorů podle BAF.

V mapě je též znázorněna ekohydrologická kvalita mapovaných drobných vodních toků. Zatímco širší pásy říčních niv vytvářejí na území Plzně často důležité koridory s ekosystémovou funkcí, drobné vodní toky jsou v některých případech významně degradovány (např. Božkovský potok, Litický potok nebo Vejprnický potok). Naopak příznivě se projevují prostory bývalých rybníků, dnes mokřadní biotopy s funkcí biocenter a retence vody, na Lučním potoce v úseku mezi Valchou a hranicí administrativního území Plzně.

Ekohydrologická opatření na území města by se měla soustředit na možnou revitalizaci vybraných úseků drobných toků a zlepšení situace v některých úsecích říčních koridorů. Systémová řešení pomocí nástrojů hospodaření s dešťovou vodou by se měla podle nejhůře vyhodnocených ploch na mapě Plzně zaměřit na rozsáhlé průmyslové a obchodní areály. V těchto areálech by zvýšení prvků zeleně, povrchové retenční nádrže nebo využití vegetačních střech (Obr. 6.2) přineslo nejen snížení přímého odtoku do kanalizačního systému, ale také podpořilo evapotranspiraci a tak pomohlo redukovat nejvýznamnější plošné prvky městského tepelného ostrova. V bytové zástavbě je třeba cílit projekty do lokalit s horším hodnocením a hustší zástavbou se zohledněním možností vsakování, které například v centru města není možné. Městská správa má větší možnosti zlepšit ekohydrologické parametry při rekonstrukci zejména těch ulic, které jako nepříznivě hodnocené vizualizuje mapa *Návrhu lokalizace ekohydrologických opatření města Plzně*.



Obr. 6.2: Příkladem vhodného řešení v rámci obchodních areálů je extenzivní vegetační střecha OC Kaufland (Plzeň – Roudná). Zdroj: foto Václav Čubr ENVIC

6.3 Využití výsledků pro ekohydrologický management měst

V rámci výzkumu byl vytvořen katalog mikrostruktur městské krajiny, byla zpracována geodatabáze městských mikrostruktur založená na struktuře a parametrech jejich elementárních ploch a dále byly klíčové ekohydrologické vlastnosti vizualizované v souboru tří map pro města Plzeň a Ústí nad Labem. Využití uvedených výsledků výzkumu pro ekohydrologický management měst je možné rozdělit na dva okruhy a jednotlivé možnosti:

1. Přímé využití vytvořených map a katalogu mikrostruktur
    - Identifikace problémových lokalit ve městě z hlediska jednotlivých parametrů ekohydrologické kvality (vysoký povrchový odtok, nízká infiltrace, nízká evapotranspirace, vysoké riziko znečištění odtoku, nízké zastoupení zeleně, nízká ekohydrologická kvalita vodního toku).
    - Identifikace problémových lokalit ve městě z hlediska ekohydrologické kvality podle konkrétního typu mikrostruktur definovaného katalogem (např. areály obchodů a služeb, které nejvíce potřebují zlepšení).
    - Stanovení základní strategie rozvoje vybrané lokality, urbanistického obvodu apod. na základě hodnocení území na mapách a ve vazbě na doporučený management v katalogu.
    - Hodnocení ekohydrologické kvality v rozvojových lokalitách, kde je potřeba identifikovat změnu kvality nebo posoudit interakci s okolními

mikrostrukturami (např. možnost komplexního řešení nakládání se srážkovými vodami).
- Vizuální hodnocení území města s ohledem na adaptační opatření na změnu klimatu (např. lokalizace domova seniorů s ohledem na možnosti termoregulace vegetací).
- Mapy mohou posloužit jako podklad k diskusi s veřejností, při vzdělávání a osvětě jako součást procesu zavádění nových přístupů k hospodaření s vodou ve městech.

2. Navazující využití vytvořených geodat a geodatabáze
   - Databáze umožňuje pořídit výpis parametrů vybrané mikrostruktury, všech mikrostruktur daného typu nebo dané polohy (např. konkrétního katastrálního území, urbanistického obvodu) nebo vyhledat mikrostruktury podle definovaných vlastností.
   - Další syntetické mapy lze vytvářet s využitím geodat z jiných geodatabází: např. potenciál infiltrace podle hydrogeologických poměrů (Novotná a kol. 2015), eroze zemědělské půdy (VÚMOP), opatření na zemědělské a orné půdě, klasifikace hydromorfologických typů vodních toků (portál Voda v krajině, MŽP), povodňové modely měst atd.
   - Vytvořená geodata (např. rastr elementárních ploch) mohou být využita jako vstupní data pro softwarové aplikace modelování odtoku při tvorbě generelů odtokových poměrů resp. generelů hospodaření s dešťovou vodou. Přesné modelování odtoku by mělo vycházet z přesných dat o struktuře povrchu města, tato data není vhodné suplovat kategoriemi pozemků katastru nemovitostí nebo typologií využití území podle územního plánu.
   - Klasifikace mikrostruktur podle kategorií LCZ (lokální klimatické zóny) a podle potenciálu evapotranspirace lze využít při tvorbě klimatických studií města, resp. jako vstupy do klimatického modelování jejich území.
   - Geodatabáze může posloužit při návrhu a stanovení podmínek rozvoje lokalit územního plánu měst.
   - Hodnocení úrovně zeleně v mikrostrukturách lze využít ke standardizaci míry zeleně (např. stanovení závazných hodnot pro jednotlivé typy mikrostruktur).
   - Provedené hodnocení ekohydrologické kvality umožňuje geostatistické vyhodnocení, které je využitelné pro stanovení indikátorů rozvoje města.
   - Geodata mohou být zpřístupněna prostřednictvím mapového portálu na webu města nebo v tematickém informačním systému.

Při využití výsledků výzkumu je třeba zohlednit některé aspekty řešení, které limitují použití výstupů v praxi, resp. vedou k dalšímu návaznému zpracování tak,

aby byly výsledky pro využití v praxi přesnější. Doporučujeme při využití výsledků zohlednit:

- Území města se vyvíjí v čase, klíčové podklady (např. ortofota) byly k dispozici většinou v aktualizaci z let 2014–2015, některé rozvojové lokality mají už v době vydání map jiné parametry. Je tedy žádoucí při pozdějším využití data aktualizovat.
- Podkladová data a zvolený postup mají svoje omezení (neúplnost ploch budov v databázi RÚIAN, problém stínů na ortofotosnímcích, třídění do kategorií mikrostruktur ve vazbě na katastrální plochy apod.). Výsledné hodnocení je platné v měřítku podrobnosti hodnocení celého území města, pro detailnější výběr a návrh opatření je třeba posoudit lokalitu podrobnějšími metodami.
- Podrobnost hodnocení elementárních ploch na základě dostupných geodat je omezená. Pro plošné zpracování celého území měst je žádoucí pořídit letecké multispektrální snímkování, pro potřeby sledování vývoje města pak plánovat jeho periodické opakování.
- Ekohydrologické posouzení jednotlivých lokalit je třeba zpřesňovat především hydrogeologickým průzkumem, podrobnějším mapováním typů povrchů, včetně materiálu střech, infiltračními zkouškami, empirickým posouzením kvality vody, dendrologickým průzkumem, hydrobiologickým průzkumem apod.
- Vytvořené mapy hodnotí jednotlivé mikrostruktury města, resp. jejich elementární plochy, ale nehodnotí prostorové vztahy mezi nimi. Pro projektové studie je nutné modelování odtoku v rámci zájmového území i s ohledem na jeho napojení na kanalizační systém a povrchové svodnice.
- Hodnocení mikrostruktur se soustředilo na urbanizované plochy v krajině, i když bylo do map zahrnuto celé území měst v administrativních hranicích. Výběr opatření na zemědělské a lesní půdě je vhodné čerpat z map jiných projektů (např. projekt Voda v krajině, MŽP).
- Při výběru zlepšujících opatření je třeba postupovat podle doporučovaných manuálů a norem (viz kap. 3.3 a 3.4). Zároveň je třeba posuzovat další aspekty definované územním plánem, např. zohledňovat urbanistické, dopravní, infrastrukturní, majetkové a další limity využití území. Tyto aspekty mapy neznázorňují, ale mohou být vizualizované na dalších specializovaných mapách současně s využitím vytvořených geodat.
- Výstupy našeho aplikovaného výzkumu (tuto publikaci, „Katalog mikrostruktur městské krajiny pro potřeby ekohydrologického managementu" – v příloze a specializované ekoyhdrologické mapy měst Plzně a Ústí nad Labem) je vhodné využívat současně, aby měl uživatel úplné detailní informace potřebné pro praxi.

6.4 Závěry a doporučení pro ekohydrologický management měst

V rámci aplikovaného výzkumu byl proveden rozbor vývoje, současného stavu a plánování ekohydrologického managementu řešených měst. Stav ekohydrologického managementu našich měst vykazuje některá pozitiva, ale také nedostatky v kontextu světových trendů péče o vodu v urbanizované krajině. Situace v řešených městech je jistě i odrazem společenského, legislativního a ekonomického vývoje v Česku (Stránský a Kabelková 2015). Pokud budeme posuzovat úroveň ekohydrologického managementu Plzně a Ústí nad Labem podle teorie „kontinua vývoje měst" australské koncepce Water sensitive urban design (Howe a Mitchell 2012, Urich a kol. 2017), nachází se města z převážné většiny hodnocení ve 4. fázi (město koridorů vodních toků), přičemž současné plánovací procesy ukazují na patrnou snahu uplatnit nové přístupy k ekohydrologickému managementu a pokračovat ve vývoji směrem k citlivému hospodaření s vodou (Kopp 2016). Městské správy dnes zabezpečují hospodaření s vodou na úrovni potřebné ke kvalitnímu životu obyvatel, zároveň zohledňují rizika a snaží se reagovat na celosvětovou výzvu adaptace na změny klimatu. Deklarované vize a cíle (např. ve strategických plánech) budou ovšem prosazovány jen tehdy, pokud budou existovat dostatečně velké hybné síly plánovaných změn a zároveň se podaří překonávat překážky v pokroku na městské nebo celostátní úrovni (Kopp 2016). Hnací silou změn jsou podle našich zkušeností v současné době:

a) aktivní jednotlivci v městské správě či v dalších organizacích pečujících o životní prostředí města,
b) změny legislativní a technologické (např. norma TNV 75 9011, nabídka technologií zelených střech apod.),
c) jednotlivé projekty města, realizované převážně jako adaptačních opatření na změnu klimatu,
d) aktuální politická preference adaptačních opatření na změnu klimatu na evropské, státní i částečně na městské úrovni.

Zároveň existuje řada překážek a omezení, která proces změn limitují. Tyto překážky nejsou unikátem jen vývoje českých měst, ale v různé podobně se s nimi setkávají také v zahraničních městech (Ferguson a kol. 2013, Koppenjan 2015). Na základě zahraničních zkušeností můžeme také přistupovat k hledání nástrojů k dosažení pokroku (Tab. 6.1).

Tab. 6.1: Zavádění nových přístupů k ekohydrologického managementu měst – překážky a nástroje k dosažení pokroku

Překážky a omezení v procesu změn	Nástroje k dosažení pokroku
1) Vize nejsou přijímány společností	Komunikace potřeb, vizí a opatření, participativní plánování, green marketing
2) Nástroje udržitelného rozvoje jsou přehlíženy na úkor krátkodobých řešení	Výchova a vzdělávání k udržitelnému rozvoji, kontrolní mechanismy strategických plánů, hodnocení dlouhodobé návratnosti investic
3) Současné ekonomické paradigma je limitující	Zavedení komplexního pojetí hodnoty do praxe, změna hodnocení užitků, nové ekonomické nástroje (granty, ekolabeling)
4) Nejednotné prosazování vize z hlediska sektorů nebo městských obvodů	Dlouhodobé politické závazky a konsensus, koordinace sektorových plánů a postupů, integrace pravidel do územního plánu
5) Neexistují potřebné organizační vazby, nejsou definovány nové kompetence	Využití nových nástrojů a znalostí pro efektivnější fungování, hledání synergií, redefinování kompetencí, vznik partnerství, koordinačních a poradních skupin
6) Dědictví minulosti omezuje nové přístupy	Změny legislativy, vytváření nových pravidel, vysvětlení kolektivních výhod změny, demonstrace fungování nových technologií
7) Nedostatečné odborné kapacity lidských zdrojů	Vzdělávání, kolektivní učení, sdílení zkušeností, management zdrojů
8) Nedostatečné informace o stavu a vývoji města	Posílení ekohydrologického monitoringu, otevřený informační systém, nastavení a sledování indikátorů vývoje

Zdroj: vlastní zpracování na základě rozborů Ferguson a kol. (2013), Koppenjan (2015), Kopp (2016)

ad 1) Vize nejsou přijímány společností

Nové koncepce hospodaření s vodou ve městech se zatím v Česku jen pozvolna dostávají do popředí pozornosti strategického plánování. Pokud jsou nové přístupy v hospodaření s dešťovou vodou ve strategiích deklarovány, tak především v souvislosti s tématem adaptace měst na klimatické změny. Ovšem ani otázky klimatických změn a adaptace nejsou podle dostupných výzkumů v obecném povědomí obyvatel ani u městských správ hodnoceny v mnoha případech jako důležité (viz kap. 3.4.1). Voda je tradičně ve městech chápána především jako surovina, hrozba nebo případně rekreační prvek. Domácí hospodaření s vodou, snaha o budování vlastních retenčních prvků, komunitní péče o vodní prvky městské krajiny jsou zatím ve fázi unikátních případů, iniciovaných aktivními jednotlivci. Aktivně k problému přistupuje jen menší část městské populace.



Obr. 6.3: Úspěšné projekty je třeba propagovat, využít k výchově a osvětě. Zdroj: foto Jan Kopp

Je třeba, aby byly nové trendy hospodaření se srážkovou vodou propagovány všemi vhodnými způsoby. Působení environmentální výchovy by se mělo na téma hospodaření s vodou zaměřit nejméně takovým úsilím, jako na tradiční témata (např. třídění odpadu). K tomu lze doporučit, aby se nové ekohydrologické technologie demonstrovaly již provedenými instalacemi, příklady dobré praxe. Město zároveň může úspěšné projekty využít při rozvoji vlastní propagace, jak vnitřní směrem k obyvatelům města, tak vnější směrem k vytváření pozitivní image města pro firmy, nové obyvatele nebo návštěvníky (Obr. 6.3). Environmentální („green") marketing je možné založit na budování image města environmentálně udržitelného (Blue-geen city, Water sensitive city, Smart city apod.).

ad 2) Nástroje udržitelného rozvoje jsou přehlíženy na úkor krátkodobých řešení

Rozhodování o změnách v hospodaření s vodou, tak jako obecně u všech nových technologií, je ovlivňováno výší investic v počáteční fázi. Dlouhodobá návratnost projektů je problematicky dokazatelná, zejména v případě technologií nedostatečně prověřených časem. Zde je třeba využívat zkušeností ze zahraničních měst, které již realizovaly své projekty dříve, a poučit se z jejich zkušeností z provozu (např. Berlin Senate for Urban Development 2010). Hodnocení udržitelného rozvoje vodního hospodářství měst by mělo principiálně zohledňovat i přínosy sociální a environmentální

(European Sustainable Cities Platform 2016). Je třeba tedy využívat nové přístupy k posuzování investic (holistickým pohled na hodnoty) a využívat ve strategickém plánování měst nové indikátory „pokroku v péči o vodu." Tyto indikátory jsou již vyvíjeny a testovány v zahraničí (např. Urich a kol. 2017, viz kap. 3.3). Jejich použití v našich městech je podmíněno také ochotou investovat do podrobnějšího monitoringu hospodaření s vodou v městské krajině. Města by měla svůj udržitelný rozvoj podporovat aplikací vhodných nástrojů (Vejchodská 2009, Hollar 2016). Tomu by měl předcházet výběr vhodných nástrojů ovlivnění veřejnosti (normativní, ekonomické, etické nástroje). Výsledkem by měl být soubor nástrojů tvořený např. citlivým mixem finančního zvýhodňování nových přístupů, zavedením stavebních regulativů a rozvojem environmentální osvěty.

ad 3) Současné ekonomické paradigma je limitující

Příkladem ekonomického nástroje je podpora privátního decentralizovaného zpracování dešťových vod je na státní úrovni grantový program „Dešťovka", případně diskutované zpoplatnění odvádění dešťových vod do kanalizace bez výjimek. Návrhy ekonomických nástrojů měst, které mohou stimulovat prosazování ekohydrologických opatření do praxe, by měl vycházet z ekonomických analýz. Pokud ale chceme provádět objektivní analýzu nákladů a přínosů nových ekohydrologických opatření, musíme rozvíjet metody oceňování nepřímých užitných hodnot přírodních statků. Metody integrace ekologických hodnot do ekonomických výpočtů jsou také v Česku předmětem zájmu ekologické (obecněji environmentální) ekonomie, která se snaží uvést do praxe přímé i nepřímé techniky jejich oceňování (Seják 2005). Ekonomické oceňování ekosystémových přínosů je vhodné zapojit do systému environmentálního vzdělávání a výchovy. Lidé často více vnímají peněžní hodnoty např. „velký strom ušetří ročně náklady na čištění odpadních vod o 270 Kč", než hodnoty typu „velký strom sníží ročně odtok do kanalizace o 8000 litrů" (Lorencová a kol. 2017).

ad 4) Nejednotné prosazování vize z hlediska sektorů nebo městských obvodů

Městská správa je v otázkách péče o vodu poznamenána dělením kompetencí mezi různé resorty (sektory péče, odbory úřadů). Jedná se především o sektory vodního hospodářství, životního prostředí, výstavby a územního rozvoje. Prosazení integrovaného přístupu, nutného pro zavádění nových holistických přístupů, je potom obtížnější jak na úrovni plánování, tak při vlastní realizaci ve městech. Další nejednotnost postupů v rámci území města je v praxi dána odlišností ve výkladu pravidel a v jejich prosazování mezi jednotlivými úřady městských obvodů. Koordinace postupů není jednoduchá z mnoha důvodů (např. účelově vázaným využití dotačních prostředků nebo finančně či účelově omezeným zadáním studií). Aby bylo hospodaření s vodou koordinováno, je třeba věnovat maximální pozornost komunikaci uvnitř městské správy a harmonizovat přístupy k legislativě (Vítek a kol. 2015).

Jednotlivé dílčí koncepce a generely by měly na sebe navazovat a navzájem se podporovat. Na prosazování jednotlivých sektorových zájmů by měla panovat odborná a politická shoda. Prosazování sektorových cílů, např. rozvoj veřejných prostranství v sektoru životního prostředí, by mělo být podporováno také z dalších sektorů, např. využití pro místní retenci vody v sektoru správy infrastruktury a využití retence pro zálivku v sektoru péče o zeleň a zároveň v koordinaci s omezením parkovacích míst v sektoru dopravy. Projektové dokumentace by měly vznikat jako komplexní studie řešení, takže při rekonstrukcích podzemních sítí či opravě vozovky by se zároveň měly investovat také nové prvky umožňující retenci vody nebo rozvoj městské zeleně. Výběr a zdůvodnění optimálního řešení může vznikat za přispění analytických nástrojů na rozhodování, které umožňují kalkulovat a porovnávat více parametrů z různých sektorů péče o oběh vody v městské krajině (Philip a Salian 2011).

ad 5) Neexistují potřebné organizační vazby, nejsou definovány nové kompetence

Územní integrace v rámci povodí je v otázkách péče o vodu zajišťována vodohospodářským plánováním podle Rámcové směrnice o vodě. Plánování měst je však s tímto procesem propojeno jen okrajově. Je třeba posílit spolupráci uvnitř města i se zainteresovanými subjekty vodního hospodářství celých povodí. Nové přístupy k ekohydrologickému managementu vyžadují hlubší kooperaci mezi městem, vodohospodářskými organizacemi, podnikatelským sektorem a výzkumnými organizacemi. Důležitý je přenos zahraničních zkušeností s péčí o vodu, který zatím v našich městech probíhá prostřednictvím jednotlivých projektů (např. projekty REURIS, UrbanAdapt v Plzni). Lze jen doporučit, aby byla přenosu zkušeností věnována pozornost jak ze strany akademické veřejnosti a odborníků v praxi, tak také z oblasti městské správy a politiky. Přenos poznatků a výměna zkušeností pak může probíhat formou diskusních platforem resp. i nově konstituovaných „vodních aliancí." V jejich rámci mohou být definovány nové vztahy a navrženo lepší vymezení kompetencí pro komplexní řešení péče o vodu ve městech. Důležité je již ve fázi realizace projektů nastavit další péči o nové vodohospodářské prvky, aby byly předem projednány jasné kompetence a zajištěno financování údržby.

ad 6) Dědictví minulosti omezuje nové přístupy

Zavádění nových přístupů do praxe hospodaření s vodou ovlivňuje předchozí vývoj (Stránský a Kabelková 2015). Dědictví minulosti se projevuje v mnoha aspektech – např. složitou organizační strukturou městské správy v otázkách vody, resp. správou vodního hospodářství v Česku obecně (Kopp 2015). Dále je třeba vnímat technologický vývoj městské infrastruktury, takže se decentralizovaná ekohydrologická opatření jen těžko prosazují jako efektivní v urbanizovaném území vybaveném centralizovanými způsoby nakládání se srážkovými vodami. Především však dědictví minulosti funguje jako určitá myšlenková bariéra zavádění nových přístupů do tradiční praxe.

Konzervatismus je pochopitelný, protože existuje nízká úroveň zkušeností s novými postupy a pro stávající chod podle zažitých pravidel má praxe nastavené šablony postupů mnohem lépe. Překonání těchto bariér lze docílit sdílením zkušeností, vzděláváním pracovníků městské správy s využitím příkladů z jiných měst, včetně zahraničních (Obr. 5.8). Realizace demonstračních projektů ve vlastním městě by měla přinést více efektů – získání nových zkušeností z realizace a provozu (pečlivě monitorovaného), možnost propagace mezi veřejností („green marketing"), možnost testování pro výzkumné organizace a také získání objektů k praktické výchově pro příslušné profese. Náklady na demonstrační objekty nelze proto posuzovat jen kalkulací finančních úspor podle stávajících provozních hledisek. Na investicích do demonstračních objektů by se měly podílet také firmy, které tím získávají nejlepší reklamu svých produktů.



Obr. 6.4: Změna přístupu – Landschaftspark Duisburg-Nord je příkladem konverze starého průmyslového areálu na území rekreace, kultury a rozsáhlých ploch zeleně. Zdroj: foto DerHexer, www.wikimedia.org, licence CC-BY-SA

ad 7) Nedostatečné odborné kapacity lidských zdrojů

Decentralizované nakládání se srážkovými vodami je umožněno technologickým pokrokem. V praxi je u nás možné pozorovat nárůst nabídky nových technologií na podporu hospodaření s vodou, která se začínají prosazovat jako alternativy ve stavebnictví, architektuře, domácím nebo průmyslovém vodním hospodářství nebo v péči o zahrady. Klasickým příkladem jsou zelené (vegetační) střechy, u kterých existuje rostoucí nabídka, převážně ze západní Evropy importovaných stavebních

technologií. Zároveň v některých případech probíhá dokonce inovativní vlastní vývoj, příkladem jsou umělé retenční a zatravňovací koberce z recyklovaného materiálu (systém BRENS). Poptávka po nových technologiích na trhu je však zatím omezena mimo jiné řadou nejistot u zákazníků a nízkou mírou ekonomické motivace tato opatření realizovat. Limitem případného rozšíření do praxe ve větší míře může být ovšem omezené kapacita projektové přípravy a vlastní instalace pro nedostatek profesně zdatných pracovníků specializovaných firem. Znalost nových technologií musí být zařazována do profesní výchovy již na středních školách (např. na stavebních oborech). Nedůvěra v použití nových technologií pro investice města by měla být odstraňována cíleným vzděláváním pracovníků městské správy. V kontextu domácí legislativy a podle potřeby českých měst lze upravit a využívat mezinárodní výukové moduly pro zavádění udržitelného hospodaření s vodou ve městech (Philip a Salian 2011).

ad 8) Nedostatečné informace o stavu a vývoji města

Zpracování ukázalo, že města nejsou dostatečně vybavena informacemi o svém území, potřebnými pro cílené prosazování nových způsobů hospodaření s dešťovou vodou. Chybí informace o kvalitě vody odtékající z povrchu města, znalosti hydrogeologických poměrů v jednotlivých částech území, není dostatečný monitoring klimatických poměrů ovlivněných městskými povrchy, nejsou k dispozici přesná geodata o využití ploch ve městě. V rámci výzkumu jsme získali některé zpřesňující informace, zejména o prostorovém rozložení prvků hydrologické bilance a dalších souvisejících ekohydrologických parametrů. Byl založen hydrologický monitoring, který by měl v dlouhodobém provozu doplnit stávající měření v síti hydrologických stanic v Plzni. Na základě našich zkušeností doporučujeme další péči věnovat monitoringu kvality vody a odtoku z malých povodí města. Pro hydrologická modelování v rámci studií odtokových poměrů měst bude třeba dále získat podrobnější znalosti o hydrogeologických podmínkách vsakování, zvláště pro rozvojové lokality. Samostatnou pozornost si zaslouží správa městských geodat. Data přejímaná z různých systémů státních institucí nejsou v některých případech dostatečně kvalitní pro další analýzy nebo chybí jejich aktualizace. Města by měla investovat do leteckého multispektrálního snímkování, které může přinést kvalitní informaci o struktuře využití povrchů ve městě (viz např. Sulzer 2017). Při opakovaném snímkování je tak možné například sledovat vývoj ploch zeleně, stavebních parcel nebo zastavěných ploch a tak zpřesňovat vstupní data pro tvorbu hydrologických nebo klimatických modelů měst.

Městská data orientovaná na péči o vodu by měla být poskytována veřejnosti a profesním skupinám zájemců v otevřeném informačním systému. Informační systém zaměřený na hospodaření s vodou na území města, konkrétně orientovaný například na nakládání se srážkovými vodami, jejich využitím, vliv na kvalitu a kvantitu

vody povrchové, podpovrchové i v atmosféře zároveň může sloužit k environmentální výchově nebo systematickému sledování indikátorů udržitelného rozvoje města. Bez trvalého monitoringu není možné přesně plánovat ani sledovat, zda se plánované cíle naplňují. Informační systém by měl pomoci propojovat informace z různých sektorů na bázi integrující role vody v městské krajině (vodní hospodářství, krizový management, ekosystémové služby, psychosociální a kulturní aspekty, ekonomické souvislosti). Informační systém může zčásti fungovat v dynamickém režimu, tedy napojený na online monitoring aktuálního stavu vybraných hydrologických či klimatických prvků.

Uvedená doporučení by měla pomoci překonávat překážky při zavádění nových přístupů v ekohydrologickém managementu do praxe českých měst. V této monografii jsou publikované výstupy grantového projektu TAČR TD03000343 „Ekohydrologický management mikrostruktur městské krajiny" (2016–2017). Na projekt bude z naší strany navazovat další prohlubující výzkum ekohydrologie měst, zaměřený jak na některé teoretické otázky, tak na praktické potřeby městského managementu. Víme, že naše studie jsou jen dílčím krokem na delší cestě ke zlepšení systému hospodaření se srážkovými vodami v urbanizovaném území. Budeme potěšeni, když na pokračování této cesty potkáme další aktivní spolupracovníky.

SUMMARY

Aims of the publication

The publication „Ecohydrological management of the urban landscape's microstructures", which is elaborated by team of authors from two geographical workplaces (in Pilsen and Usti nad Labem) and a few external co-workers, presents along with maps one of the key outputs of the project under Technology Agency of the Czech Republic (TAČR TD03000343). First goal of the publication is to present a thorough analysis of ecohydrological management in a context of current global trends as well as the situation in Czech cities. Second goal was to summarize recommended approaches for Czech cities. Experience from Pilsen and Usti nad Labem were especially taken into consideration. Third goal is to present a methodological approach how to create a catalogue of urban microstructures and topical ecohydrological maps that are used to evaluate spatial structure of a city and to locate problematic places in terms of ecohydrological quality. We expect this publication contributes to a better understanding of a development and as well as current situation of ecohydrological management in Czech cities. It can especially be useful for institutions dealing with strategic and spatial planning. A part of the book focused on methodology brings instructions how to process similar topical maps in other cities.

Analysis of ecohydrological management in cities

At the turn of 21st century, ecohydrology was described as an interdisciplinary field connecting technically oriented water management with ecological care for water environment. Today, ecohydrology is perceived much broader, as a field integrated water management, hydrology, ecology, economics, and management and planning, building management and environmental education into modern system of water care within the cities in 21st century (Wagner and Zalewski 2012). That is why it could be considered as „ecohydrological land management" (Kopp 2016).

With respect to our primary goal – a topical map of the area in terms of run-off, infiltration and evapotranspiration – it was necessary to study thouroughly hydrologic balance of surfaces in the city. While we were analysing ecohydrological characteristics of urban landscape (chapter 2.1), we were discussing how particular aspects influenced specification of hydrological balance of various land cover types in both urban and suburban landscapes. In this analysis, a research focused on ecohydrological conceptions in various cities, published in foreign literature, has been done (chapter 2.2). Our project is based mainly on Australian concept Water sensitive urban design (Morison and Brown 2011, Howe and Mitchel 2012) and British concept Sustainable drainage systems (Woods-Ballard

et al 2015). These concepts (and a few more others) have inspired us to analyse principles, tools and remedies of ecohydrological management of cities (chapter 3.3). In our analysis, we focused more on a linkage between a choice of tools and appropriate measures in the context of urban areas' use categories. We have focused in detail on conditions influencing implementation of new green elements with respect to a site, need for irrigation and influence on hydrological and energy balance of these areas (chapter 3.4).

Strategic approaches to planning of new ecohydrological management tools come up from the cities' adaptation to climate changes. We pay attention to adaptation strategies, because they are significant motivation factor for urban planning (chapter 3.5). Strategic and urban planning bring about opportunities to implement new water management measures in cities. We analyze them in chapter 3.6 and then draft a proposal as a planning practice for our cities. Ecohydrological management approaches have been consulted with stakeholders and experts from Olomouc, Ostrava, Prague, Trnava, Vienna, Graz, Würzburg, Erlangen, and also from smaller towns such as Bílina or Náchod. Particular practical experience about water management implementation in cities are presented in separated part of our analysis (chapter 3.7).

A following part of the methodological approach is focused on studying of condition in case study cities. The concept of development stage of the city published in Water sensitive cities (Howe and Mitchell 2012) was used to evaluate a level of ecohydrological management in Pilsen. Basic ecohydrological characteristics of Pilsen (chapter 4.1) and Ústí nad Labem (chapter 4.4) were put together based on results from researches that had been done by authors previously. Besides that, an analysis of accessible planning documentation and other sources about ecohydrological state if the urban landscape have been used.

The project payed a special attention to enhance a monitoring in the area of the Pilsen city. According to financial possibilities, three measurement kits H40(G)-TSH22 Fielder have been purchased to measure water level properly. Authors decided to install those water level measurement kits on three particular places based on field search and follow-up evaluation. Their goal is to observe how different objects (elementar units, urban microstructures, catchment area) respond on precipitation events (chapter 4.2). Linkages between temperature regimes and characteristics of surfaces of particular urban landscape's microstructures have been evaluated via one-off thermal monitoring of different locations in Pilsen (chapter 4.3). Thermal camera Fluke Ti55 was used to measure those places in days with radiation type of weather, during which significant differences between surface temperatures at various types of surfaces occur.

Evaluation of urban microstructures and maps processing

In context of the project goals, a two-level categorization of urban landscape units have been proposed. A catalogue of urban landscape units has been processed. Two levels according to prevailing functional use in an urban plan have been distinguished: (1) elementar surfaces with homogeneous land cover and (2) urban landscape microstructures. A detail analysis of accessible ways of parametrisation was made and final results were used to create the catalogue of urban microstructures (chapter 5.1). These parametres procesed in the catalogue were used as attribute values of urban units and thus topical maps have been generated.

A few key aspects have to be considered when the catalogue of urban microstructures have been processed:

1. It was necessary to use all existed geodata. Administration of both cities provided useful data for the project's purposes (e.g. functional use of urban plan, administrative borders of urban units, greenery register, area surfaces in the cadastre, ortophotomaps, and technical maps). Alongside, it remembered, that sets of accessible geodatas from two cities are different. 5th generation digital model of the surface (DMR 5G), 1st generation digital model of the surface (DMP 1G) and ortophotomap pictures have been purchased. Moreover, free accessible cadastre data and register of identification of addresses and realities were involved and processed.
2. Very important part of the work was to analyse professional studies and manuals on ecohydrological measures. There are digital maps accessible in the Czech Republic that are used for practical proposals to care for water in the landscape. Their usage in cities is, however, limited, especially for territory outside of built-up area. In this research the authors thus focused on specifying qualities of built-up urban areas.
3. Ecohydrological parametres attributed to various types of elementary surfaces and microstructure categories have been used as a fundament for ecohydrological evaluation of whole urban teritorries. Particular ecohydrological parametres were set based on comparing of foreign methodology approaches as well as Czech norms and standards. Some parametres of ecohydrological qualities are more suitable for certain types of elementary units. These parametres are for example runoff coefficient, infiltration, evapotranspiration, potential water pollution. Considering a level of urban microstructures, parametres or categories related to recommended management are rather applied (e.g. Biotope area Factor).
4. To make outputs as practical as possible for urban development, they take into account links to urban planning and other management processes. That's why

basic proposals related to ecohydrological management are mentioned in the urban microstructure catalogue.

Geodata were processed via software ESRI ArcGIS 10.3 in the initial phase, when topical maps were creating. The whole area was segmented into particular functioning units (urban microstructures), where single units were divided by network of streets or watercourses. Besides segmentation of these structures, an appropriate key approach to divide street network into particular segments has been defined. Elementary areas were processed automatically, which was necessary due to the extent of the area. Alongside with semi-automatic division of the area, an uncontrolled automatic classification of ortophotomap pictures was made, which help to quantify a share of particular categories of urban land cover. Land cover outputs were then used for another step: to identify elementary units (a mosaic of elementary units creates a microstructure). A detailed procedure of the geodata processing, their analysis and final maps generating is thoroughly described in chapter 5.2. Such a procedure could be used as an instruction for making similar types of maps in other cities.

Conclusion of the work has two parts: first, it is a comment how to use own topical maps (chapter 6.1) and second, a recommendation for ecohydrological management of cities (chapter 6.2). These conclusions are targeted not only to meeting needs in case cities (Pilsen and Usti nad Labem), but they can be used to develop ecohydrological management in other Czech cities.

Based on our research, following stakeholders are considered to fuel ecohydrological implementation into a real practice in Czech cities: proactive individuals in municipal administration and other organizations, legislative and technological progress, project and political support of climate change's adaptation remedies on European, state or municipal levels. On the other hand, there are plenty of obstacles and limitations, resulting from a complicated organizational structures of cities, a low level of promotion, a conservative approaches, limitations in both human capitals as well as finances and unrecognized ecosystem services. Based on published instructions, we can look for tools to make progress.

LITERATURA

ALLEN, R.G., P., L.S., RAES D., M. SMITH, M. (1998): Crop Evapotranspiration – Guidelines 157 for computing water requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56. FAO, Rome.

ANDĚL, J. a kol. (1992): Generel životního prostředí okresu Ústí nad Labem. VÚVA, Ústí nad Labem.

ANDĚL, J. a kol. (1999): Geografie města Ústí nad Labem. AUP 44, Studia Geographica I. UJEP, Ústí nad Labem.

ANTROP, M. (2004): Landscape change and the urbanization process in Europe. Landscape and Urban Planning, 67, 9–26.

ANTROP, M., EETVELDE, V. V. (2000): Holistic aspects of suburban landscapes: visual image interpretation nad landscape metrics. Landscape and Urban Planning, 50, 43–58.

ARNOLD, CH. L. JR., GIBBONS, C., J. (1996): Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. Journal of the American Planning Association, 62, 2, 243–258.

ASCE (2006): Standard Guidelines for the Design of Urban Stormwater Systems ASCE/EWRI 45-05. American Society of Civil Engineers, Reston.

BANDARAGODA, CH., TARBOTON, D., BALDWIN, C. (2003): Technical Design Memo on Evapotranspiration. Water Resource Inventory Area 1, Washington.

BECKER, W. a kol. (1990): The Biotope Area Factor as an Ecological Parameter. Principles for Its Determination and Identification of the Target. Becker Giseke Mohren Richard, Landschaft Planen & Bauen, Berlin.

BERGATT JACKSON, J., BERGATT, W., VOTOČEK, J. (2010): Analýza brownfieldů v ORP Ústí nad Labem a ve Statutárním městě Ústí nad Labem. Výzkumná zpráva projektu Cobraman, Ústí nad Labem.

BERLIN SENATE FOR URBAN DEVELOPMENT (2010): Rainwater Management Concepts. Greening buildings, cooling buildings. Planning, Construction, Operation and Maintenance Guidelines. Berlin Senate for Urban Development Communications, Berlin.

BIRKMANN, J., VOLLMER, M., SCHANZE J. (eds.) (2013): Raumentwicklung im Klimawandel. Herausforderungen für die räumliche Planung. Forschungsberichte der ARL 2/2013. ARL, Hannover.

BOLGER, B. L., PARK, Y.-J. UNGER, A. J. A., SUDICKY, E. A. (2011): Simulating the pre-development hydrologic conditions in the San Joaquin Valley, California. Journal of Hydrology, 411, 3–4, 322–330.

BOURAKOVSKY, A. (2007): Influence of watershed suburbanization on leaf litter decomposition and microbial activity in four streams in southeastern New Hampshire. Thesis, University of New Hampshire, Durham, NH.

BRASSEUR, G. P., JACOB, D., SCHUCK-ZÖLLER, S. (2017): Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer, Berlin.

BURROUGH, P. A., MACDONNELL, R., LLOYD, C. D. (2015): Principles of geographical information systems. Oxford University Press, Oxford.

BREJCHOVÁ VELEBNÁ, E., KARLOVÁ, J., PIKLOVÁ, L. (eds.) a kol. (2015): Adaptace na změnu klimatu ve městech pomocí přírodě blízkých opatření. Útvar koncepce a rozvoje města, Plzeň.

BREZONIK, P. L., STADELMANN, T. H. (2002): Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. Water Research, 36, 1743–1757.

BROWN R., ASHLEY R., FARRELLY, M. (2011): Political and Professional Agency Entrapment: An Agenda for Urban Water Research. Water Resource Managemen, 25, 4037–4050.

BURIAN, S. (2011): Využití pnoucích dřevin. In: Zelené fasády. Společnost pro zahradní a krajinářskou architekturu, Praha.

BURIAN, S. a kol. (2016): Standardy pro navrhování, provádění a údržbu zelených střech. Odborná sekce Zelené střechy při Svazu zakládání a údržby zeleně, Brno.

BURNS, D., VITVAR, T., MCDONNELL, J., HASSETT, J., DUNCAN, J., KENDALL, C. (2005): Effects of suburban development on runoff generation in the Croton River basin, New York, USA Journal of Hydrology, 311, 266–281.

CIZEK, A. R., HUNT W. F. (2013):Defining predevelopment hydrology to mimic predevelopment water quality in stormwater control measures (SCMs). Ecological Engineering, 57, 40–45.

CONDON, P. M. 2010. Seven rules for sustainable communities: design strategies for the post-carbon world. Island Press, Washington.

COSTELLO, L. R. MATHENY, N. P. CLARK, J. R., JONES, K. S. (1999): A guide to estimating irrigation water needs of landscape plantings in California. The Landscape Coefficient Method and WUCOLS III. University of California Cooperative Extension. California Department of Water Resources.

ČERNOHORSKÁ, H. (2010): Vliv technické infrastruktury na vegetační úpravy vybraných veřejných prostorů v Brně – Židenicích. Diplomová práce. Mendelova univerzita v Brně, Lednice.

ČIHÁK, J., DURAS, J. (2005): Bolevecké rybníky. In: Životní prostředí města Plzně, díl 3. OŽP města Plzně, Plzeň, 8–12.

ČSN 73 6110 (2006): Projektování místních komunikací. Česká technická norma. Český normalizační institut.

ČSN 75 6760. (2014): Vnitřní kanalizace. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha.

ČSN 75 9010. (2012): Vsakovací zařízení srážkových vod. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha.

DANIELS, T. L. (2014): The environmental planning handbook: for sustainable communities and regions. APA Planners Press, Chicago.

DERKZEN, M.L., VAN TEEFFELEN, A. J. A., VERBURG, P. H. (2015): Quantifying urban ecosystem services based on highresolution data of urban green space: an assessment for Rotterdam, the Netherlands. Journal of Applied Ecology, 2015, 1020–1032.

DHI (2015): Storm Water Runoff from Green Urban Areas Modellers' Guideline. Report for Water Snsitive Cities, DHI.

DIN 1986-100 (2016): Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke

DUNNET, N. a KINGSBURY, N. (2004): Planting green roofs and living walls. Timber Press, Portland.

DURAS, J. (2002): Voda v krajině. In: Životní prostředí města Plzně, díl 1. OŽP města Plzně, Plzeň, 16–19.

DURAS, J. (2003): Jakost vody. In: Životní prostředí města Plzně, díl 2. OŽP města Plzně, Plzeň, 30–32.

DURAS, J. (2010): Zajímavosti a aktuality kolem vody. In: Životní prostředí města Plzně, díl 5. c OŽP města Plzně, Plzeň, 23–26.

EEA (2010): Evropské životní prostředí – stav a výhled 2010: shrnutí. Evropská agentura pro životní prostředí, Kodaň.

ELEMER, V., FRAKER, H. (2012): Water, neighborhoods nad urban design: micro-utilites and the fifth infrastructure. In: HOWE, C., MITCHELL, C. (eds.) (2012): Water Sensitive Cities. IWA Publishing, London, 193–207.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1993): The Watershed Protection Approach: Annual Report 1992. United States Environmental Protection Agency 840-S-93-001. USEPA Office of Water, Washington, DC.

EUROBAROMETR (2016): Eurobarometer. https://ec.europa.eu/commfrontoffice/publicopinion/index.cfm/Chart/index

EUROPEAN SUSTAINABLE CITIES PLATFORM (2016): The Basque Declaration. New Pathways for European Cities and Towns to create productive, sustainable and resilient cities for a liveable and inclusive Europe. 8th European Conference on Sustainable Cities & Towns.

FALTERMAIER, M. STOCK, H., TONNDORF, T. (eds.) a kol. (2016): Stadtentwicklungsplan Klima KONKRET Klimaanpassung in der Wachsenden Stadt. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin.

FARRELLY, M. AND BROWN R. (2011): Rethinking urban water management: Experimentation as a way forward? Global Environmental Change, 21, 721–732.

FERGUSON, B. C., FRATZESKAKI, N., BROWN, R. (2013): A strategic program for transitioning to a Water Sensitive City. Landscape and Urban Planning, 117, 32–45.

FLUKE (2007): IR FlexCam Thermal Imager. Getting Started Guide. Fluke Corporation, Everett.

FLUKE (2007): SmartViewTM. Application Software. Ver. 2.1.

FORMAN, R.T.T., GODRON, M. (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha.

FRANK, S. (2013): Vliv zrychleného odtoku v urbanizovaném území na zásoby podzemní vody. Urbanismus a územní rozvoj, 16, 3, 8–13.

GAO, J. (2009): Digital Analysis of Remotely Sensed Imagery. McGraw-Hill Companies.

GELETIČ, J., LEHNERT, M., DOBROVOLNÝ, P. (2016): Land Surface Temperature Differences within Local Climate Zones, Based on Two Central European Cities. Remote Sensing, 8, 10, 788.

GIORDANO, F., CAPRIOLO, A., MASCOLO, R.A. (2013): Planning for adaptation to climate change. Guidelines for municipalities. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.

GLYNWED (2011): Dešťová retenční nádrž RN, RTI ZČU Plzeň. Glynwed.

GREŠKOVÁ, A. (1996): Ekohydrológia – environmentálne orientovaný hydrologický výskum. Geografia, 4, 4, 128–131.

GRIMM, K. (2010): Integratives Regenwassermanagement. Magistrat der Stadt Wien, Wien.

HAMATA, M. (ed.). (2000): Zakládání a údržba zeleně I. Česká zemědělská univerzita, Praha.

HANEL, M., KAŠPÁREK, L., MRKVIČKOVÁ M. a kol. (2012): Odhad dopadu klimatické změny na hydrologickou bilanci a možná adaptační opatření. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha.

HAŠOVÁ, E. (2017): Využití ortofotomap k analýze odtokových poměrů v urbánním prostoru Ústí nad Labem. Diplomová práce. UJEP v Ústí nad Labem, Přírodovědecká fakulta, Katedra geografie, Ústí nad Labem.

HEISIGOVÁ, M., BÍM, J., BYLINOVÁ, A. (eds.) (2014): Hospodaření s dešťovými vodami v urbanizovaném území. Evropský sociální fond a MS architekti.

HLADNÝ, J., NĚMEC, J. (eds.) a kol. (2006): Voda v České republice. Constult, Praha.

HLAVÁČEK, P., RAŠKA, P., BALEJ, M. (2016): Regeneration projects in Central and Eastern European post-communist cities: Current trends and community needs. Habitat International, 56, 31–41.

HLAVÍNEK, P., ZELEŇÁKOVÁ, M. (eds.) (2015): Storm Water Management. Examples from Czech Republic, Slovakia and Poland. Springer, Cham, Heidelberg, New York, Dordrecht, London.

HOANG L, FENNER R, SKENDERIAN M. A. (2016): Conceptual Approach For Evaluating The Multiple Benefits Of Urban Flooding Management Practice. Journal of Flood Risk Management, 2016, 1–17.

HOANG, L., FENNER, R. A. (2015): System interactions of stormwater management using sustainable urban drainage systems and green infrastructure, Urban Water Journal, 13, 7, 739–758.

HOBAN A., WONG T., BREEN P. (2006): Water sensitive urban design for resilience to climate change. Proceedings of the 1st Australian International Hydropolis Conference, Perth, Australia.

HOLLER, J. (2016): Zelené střechy. Analýza možností podpory zelených střech. Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, Plzeň.

HOSTÝNEK, J. (2007): Podnebí. In: Matušková, A., Novotná, M. (eds.): Geografie města Plzně. Západočeská univerzita, Plzeň, 52–64.

HOWE, C., MITCHELL, C. (eds.) (2012): Water Sensitive Cities. IWA Publishing, London.

HRABĚ, F. (2003): Trávy a trávníky. Co o nich ještě nevíte. Petr Baštan, Olomouc.

CHARLESWORTH, S., BOOTH, C. (2017): Sustainable Surface Water Management: A Handbook for SUDS. John Wiley & Sons, Chichester.

JANAUER, G. A. (2000): Ecohydrology: Fusing concept and scales. Ecological Engineering, 16, 9–16.

JØRGENSEN, S. E. (2000): Management and conservation of water resources in urban areas. UNEP Industry and Environment. January, 32–35.

JUST, T. a kol. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. ČSOP, MŽP a Ekologické služby, s.r.o., Praha.

KABELKOVÁ, I., HAVLÍK, V., KUBA, P., SÝKORA, P. (2010): Posuzování dešťových oddělovačů jednotných stokových systémů v urbanizovaných územích. Metodická příručka. Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost.

KAISER, V. a kol. (1995): Dějiny města Ústí nad Labem. Město Ústí nad Labem.

KAZEMIA, F., BEECHAMA, S., GIBBSA, J. (2011): Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. Landscape and Urban Planning, 101, 139–148.

KAZMIERCZAK, A., CARTER, J. (2010): Adaptation to climate change using green and blue infrastructure. A database of case studies. University of Manchester, Manchester.

KEMEL, M. (1996): Klimatologie, meteorologie, hydrologie. ČVUT Praha, Praha.

KES (2015): Češi považují změnu klimatu za hrozbu (tisková zpráva). Masarykova univerzita, katedra environmentálních studií, Brno.

KJELGREN, R., BEESON, R. C., PITTENGER, D. R., MONTAGUE, D. T. (2016): Simplifield landscape irrigation demand estimation: slide rules. Applied Engineering in Agriculture, 32,4, 363–378.

KLABAN, J. a kol. (1967): Koncepce tvorby životního prostředí města Ústí nad Labem. Městský národní výbor Ústí nad Labem.

KLEINOD, B (2004): Zeleň na dvoře, návrh, projekt, rozpočet. Grada, Praha.

KLEMENT, V., PRCHALOVÁ, R. (2013): Lyzimetrická sledování: výsledky lyzimetrických měření Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského za 25 let sledování. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Havlíčkův Brod.

KOHUT, M., ROŽNOVSKÝ, J., KNOZOVÁ, G. (2013): Měření výparu z vodní hladiny výparoměrem GGI-3000 v České republice. Práce a studie ČHMÚ 35, ČHMÚ, Praha.

KOLAŘÍK, J. (ed.). (2010): Péče o dřeviny rostoucí mimo les. ČSOP, Vlašim.

KOLAŘÍK, J. (ed.). (2013): Výsadba stromů, Standardy péče o přírodu a krajinu. Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha.

KOLB, W. (2016): Dachbegrünung. Planung, Ausführung, Pflege. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

KOLB, W. (ed.). (1990): Extenzivní ozeleňování střech: pracovní aktiv Praha 20. 6. 1989. Výzkumný a šlechtitelský ústav okrasného zahradnictví, Průhonice.

KOLEKTIV (1993): Územní plán města Ústí nad Labem – aktualizace územního plánu z roku 1977, koncept. Odbor rozvoje města, Magistrát města Ústí nad Labem.

KOLEKTIV (2005): Ústí nad Labem – Životní prostředí 2005. Odbor životního prostředí, Statutární město Ústí nad Labem.

KOMÍNKOVÁ, D., HANDOVÁ, Z., NÁBĚLKOVÁ, J., CALETKOVÁ, J. (2007): Syndrom urbanizovaných toků a nový pohled na revitalizaci městských toků. Vodní hospodářství, 2007, 2, 39–42.

KOPP, J. (2002): Hydroekologické směry hodnocení povodí v České republice. Folia Geographica, 6, Prešovská Univerzita, Prešov, 264–271.

KOPP, J. (2004): Ekohydrologické hodnocení povodí v příměstské krajině – případová studie povodí Lučního potoka. Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Praha.

KOPP, J. (2007): Vodstvo. In: Matušková, A., Novotná, M. (eds.): Geografie města Plzně. Západočeská univerzita, Plzeň, 65–71.

KOPP, J. (2011): Průvodce naučnou stezkou Údolím Mže a Berounky. Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, Plzeň.

KOPP, J. (2012a): Ekohydrologické důsledky rozvoje příměstské krajiny v Česku. In: Koutský, J., Raška, P. (eds.): Výzkum regionálního rozvoje – vybrané přístupy a témata. Univerzita J.E. Purkyně, Ústí nad Labem, 157–175.

KOPP, J. (2012b): Přírodní rizika - příklady pro rozvoj matematického myšlení. In: Sborník z konference Fénix 2012 – Kvantitativní a ekonomická gramotnost na vysokých a středních školách. Západočeská univerzita, Plzeň.

KOPP, J. (2015): Integrované přístupy ke strategickému plánování měst – nové trendy péče o vodu. Regionální rozvoj mezi teorií a praxí, 4, 21–29.

KOPP, J. (2016): Aktuální trendy ekohydrologického managementu měst – případová studie Plzně. Trendy v podnikání, 6, Special Issue, 51–62.

KOPP, J. HOLICKÝ, J. (2011): Vliv česko-bavorské hranice na ekohydrologickou kvalitu vodních toků. In: Dokoupil, J., Kopp, J. (eds.): Vliv hranice na přírodní a socioekonomické prostředí česko-bavorského pohraničí. Západočeská univerzita, Plzeň, 56–76.

KOPP, J., FRAJER, J., NOVOTNÁ, M. (2017): New types of ponds? Changing of quantity and function of water bodies in rural built-up areas (Pilsen Region, Czechia). European Countryside, 9, 1, 145–162.

KOPP, J., FRAJER, J., PAVELKOVÁ, R. (2015): Driving forces of the development of suburban landscape - a case study of the Sulkov location west of Pilsen. Quaestiones Geographicae, 34, 51–64.

KOPP, J., NOVOTNÁ, M. (2008): Krajinně-ekologické a environmentální změny na Plzeňsku v transformačním období. Geografické informácie, 12, 16–23.

KOPP, J., NOVOTNÁ, M., MATUŠKOVÁ, A. (2013): Rezidenční suburbanizace v plzeňském městském regionu v krajinně-ekologickém kontextu. In: Ouředníček, M., Špačková, P., Novák, J. (eds.): Sub urbs: krajina, sídla a lidé. Academia, Praha, 150–174.

KOPP, J., RAŠKA, P., NOVOTNÁ, M., DOLEJŠ, M., VYSOUDIL, M., FRAJER, J. (2016a): Tvorba katalogu mikrostruktur městské krajiny pro potřeby ekohydrologického managementu na příkladu Plzně a Ústí nad Labem. In: Geografické myšlení jako aktuální společenská výzva. České Jihočeská univerzita, Budějovice, 26–34.

KOPP, J., RAŠKA, P., VYSOUDIL, M., DOLEJŠ, M., VEITH, T., NOVOTNÁ, M., FRAJER, J. (2016b): Katalog mikrostruktur městské krajiny pro potřeby ekohydrologického managementu. Západočeská univerzita v Plzni a Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Plzeň a Ústí nad Labem.

KOPP, J., ROUBAL, Z. (2007): Změny přírodního prostředí. In: Matušková, A., Novotná, M. (eds.): Geografie města Plzně. Západočeská univerzita, Plzeň, 81–93.

KOPPENJAN, J. F.M. (2015): Public–Private Partnerships for green infrastructures. Tensions and challenges. Current Opinion in Environmental Sustainability, 12, 30–34.

KOUTSKÝ, J. (2011): Staré průmyslové regiony – vývojové tendence, možnosti rozvoje. Univerzita J. E Purkyně, Ústí nad Labem.

KRÁLOVÁ, I. (2007): Urbanisticko-krajinářský vývoj Plzně. In: Matušková, A., Novotná, M. (eds.): Geografie města Plzně. Západočeská univerzita, Plzeň, 110–112.

KRAVČÍK, M., POKORNÝ, J., KOHUTIAR, J., KOVÁČ, M., TÓTH, E. (2007): Voda pre ozdravenie klímy – Nová vodná paradigma. Společnost ENKI, o.p.s., Třeboň.

KREJČÍ, J. (2013): Ústí nad Labem – Rozvoj města 1950–2010. Ústecká vlastivěda IX. Statutární město Ústí nad Labem.

KRETOVÁ, H., NOVÁKOVÁ, J. (2006): Možnosti revitalizace drobných vodních toků – řešení na příkladu svou případových studií. Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava, Řada hornicko-geologická, LII (1), 31–44.

KRUSCHE, P., KRUSCHE, M., ALTHAUS, D., GABRITEL, I. (1982): Ökologisches bauen. Herausgegeben vom umweltbundesamt, Bauverlag.

KRUUSE, A. (2011): GRaBS Expert Paper 6: The Green Space Factor and the Green Points System. Town and Country Planning Association, Malmö.

LILLESAND, T. M., KIEFER, R. W. (1994): Remote sensing and image interpretation. Third edition. John Wiley & Sons, Inc., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

LIPSKÝ, Z. (1995): The changing face of the Czech rural landscape. Landscape and Urban Planning, 31, s. 39–45.

LIVINGSTON, E.H., MCCARRON, E. (1992): Stormwater Management: A Guide for Floridians. Florida Department of Environmental Regulation, Tallahassee.

LOOS, F., VAN VLIET, M., (eds.) (2016): Green streetscape design with stormwater management.: Images Publishing, Mulgrave, Victoria, Australia.

LORENCOVÁ, E., K. a kol. (2017): Adaptační strategie města Plzně s využitím ekosystémových přístupů. Czech Globe, Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., Brno.

LUKÁŠOVÁ, T. (2015): Podněty pro environmentální management obnovitelných zdrojů energie na příkladu Plzně. Diplomová práce. Vysoká škola ekonomická v Praze. Fakulta managementu v Jindřichově Hradci.

MACHÁČ, J., DUBOVÁ, L., LOUDA, J. (2017): Ekonomická analýza přírodě blízkých adaptačních opatření ve městě. Výsledky případových studií z Prahy, Brna a Plzně.

Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP) Fakulta sociálně ekonomická, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, Ústí nad Labem.

MAIER, K. a kol. (2012): Udržitelný rozvoj území. Grada, Praha.

MAKHDOUM, M. F. (2008): Landscape ecology or environmental studies (Land Ecology) (European Versus Anglo- Saxon schools of thought). J. Int. Environmental Application & Science, 3, 3, 147–160.

MARSH, G. P. (1864): Man and Nature; or, Physical Geography as Modified by Human Action. C. Scribner, New York.

MATOUŠKOVÁ, M. 2003. Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků. Modelová studie povodí Rakovnického potoka [disertační práce]. Praha : KFGG, PřF UK Praha, 209 s.

MATUŠKOVÁ, A., NOVOTNÁ, M. (eds.) a kol. (2007): Geografie města Plzně. Západočeská univerzita v Plzni, Plzeň.

MAY, R. (2006): ''Connectivity'' in urban rivers: Conflict and convergence between ecology and design Technology in Society, 28, 477–488.

MCCULLOCH, L., ROBERTSON, M. (2015): Southampton City Council Green Space Factor Guidance Notes. Southampton City Council, Southampton.

MIKITA, T., PATOČKA, Z., SABOL, J. (2014): Výpočet indexu listové plochy (LAI) v lesních porostech na základě dat leteckého laserového skenování v podmínkách České republiky. Zprávy lesnického výzkumu, sv. 59, 4, 234–242.

MIKO L., HOŠEK, M. (eds.) (2009): Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

MINKE, G. (2001): Zelené střechy: plánování, realizace, příklady z praxe. HEL, Ostrava.

MITCHELL, R.-L. (ed.) a kol. (2016): KURAS – Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme. Technische Universität Berlin, Berlin.

MORISON, P.J., BROWN, R.R. (2011): Understanding the nature of publics and local policy commitment to Water Sensitive Urban Design. Landscape and Urban Planning, 99, 83–92.

MV (2011): Návrh koncepce řešení krizové situace vyvolané výskytem sucha a nedostatkem vody na území České republiky. Ministerstvo vnitra České republiky, Praha.

MÝKAL, F. (ed.). (2008): Arboristika II. Vyšší odborná škola a Střední zahradnická škola, Mělník.

MZE (2016): Vodovody kanalizace ČR 2015. Ekonomika, ceny, informace. MZe, Praha.

MŽP (2010): Teze adaptačních opatření v souvislosti s klimatickými změnami. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha.

MŽP (2015a): Komplexní studie dopadů, zranitelnosti a zdrojů rizik souvisejících se změnou klimatu v ČR. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha.

MŽP (2015b): Strategie přizpůsobení se změně klimatu v podmínkách ČR. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha.

NIEHOFF, D. (2001): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. Dissertaion. Universität Potsdam, Potsdam.

NOVOTNÁ, J., LUBAS, M., KABELKOVÁ, I. (2015): Možnosti řešení vsaku dešťových vod v urbanizovaných územích v ČR. Ministerstvo životního prostředí, GEOtest, a.s., Sweco Hydroprojekt a.s., Brno.

ODOT (2011): Hydraulics Manual. Oregon Department of Transportation, Higway Division.

OKE, T. R. (2006): Initial guidance to obtain representative meteorological observations at urban sites. IOM Report No. 81, WMO/TD No. 1250. World Meteorological Organization, Geneva.

ONDŘEJ, J. (1996): Trvalkové vegetační pokryvy na střešních konstrukcích malé únosnosti. In: Využití trvalek ve veřejné zeleni. Jena, Praha.

ONISHI, A., CAO, X., ITO, T., SHI, F., IMURA, H., (2010): Evaluating the potential for urban heat-island mitigation by greening parking lots. Urban Forestry & Urban Greening, 9, 323–332.

OTTOVÁ, A. (2016): Vývoj úprav vodních toků ve městech – srovnávací studie Plzně a Grazu. Bakalářská práce. Západočeská univerzita v Plzni, Fakulta ekonomická. Plzeň.

PARTNERSTVÍ, O.P.S. (2015): Veřejná prostranství v Plzni. D. Standardy plzeňských veřejných prostranství. Zpracováno pro Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, Plzeň.

PAULEIT, S., DUHME, F. (2000): Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. Landscape and Urban Planning, 52, 1–20.

PEDROLI, G. B. M. (1990): Ecohydrological parametres indicating different types of shallow groundwater. Journal of Hydrology, 120, 381–404.

PEJCHAL, M. (1995): Zabezpečení příznivých stanovištních podmínek pro uliční stromořadí. In: Stromy v ulicích. Sborník přednášek. Společnost pro zahradní a krajinářskou tvorbu, Praha.

PEJCHAL, M. (2011): Rostliny pro „vertikální" zahrady ve venkovním prostoru. [CDROM]. Zelené fasády. 2011. [cit. 2017-05-01]. Dostupné z <http://www.szkt.cz/>

PERINI, K., OTTELÉ, M., HAAS, E. M., RAITERI, R. (2011): Greening the building envelope, facade, greening and living wall systems. Open Journal of Ecology 1, 1, 1–8.

PERINI, K., SABBION, P. (2017): Urban sustainability and river restoration: green and blue infrastructure. First published. WILEY Blackwell, Chichester.

PHILIP, R., SALIAN, P. a kol. (2011): SWITCH Training Kit. Integrated Urban Water Management in the City of the Future. Module 6, Decision-Support Tools. Choosing a sustainable path. ICLE I European Secretariat GmbH, Freiburg.

PITTENGER, D. (2014): Methodology for Estimating Landscape Irrigation Demand Review and Recommendations. Report to the Barton Springs/Edwards Aquifer Conservation District.

PONDĚLÍČEK, M., BÍZEK, V. (eds.) a kol. (2016): Adaptace na změny klimatu. Hradec Králové: Civitas per Populi. ISBN 978-80-87756-09-6.

PONDĚLÍČEK, M., EMMER, A., ŠILHÁNKOVÁ, V. a kol. (2016): Metodika tvorby adaptační strategie sídel na změnu klimatu. Civitas per Populi, Hradec Králové.

PRETEL, J. a kol. (2011): Zpřesnění dosavadních odhadů dopadů klimatické změny v sektorech vodního hospodářství, zemědělství a lesnictví a návrhy adaptačních opatření. Technické shrnutí výsledků projektu VaV (MŽP, SP/1a6/108/07, 2007 – 2011). ČHMÚ, Praha.

QUITT, E. (1994): Topoklimatické mapování pro potřeby ochrany ovzduší Plzně a okolí s digitalizovanými registry GIS pro síť informačních jednotek 50 x 50 m. Ekodata-servis, Brno.

RAŠKA, P., BRÁZDIL, R. (2015): Participatory responses to historical flash floods and their relevance for current risk reduction: A view from a post-communist country. Area, 47, 2, 166–178.

REITSCHMIEDOVÁ, A. (1998): Práce s veřejností a místní Agenda 21. MŽP ČR, ČEÚ, Praha.

RYGAARD, M., BINNING, P.J. AND ALBRECHTSEN, H.-J. (2011): Increasing urban water self-sufficiency: New era, new challenges. Journal of Environmental Management, 92, 185–194.

ŘEPKA, M., LIPINA, P., VYSOUDIL, M. (2012): Historie a současnost meteorologických pozorování v Olomouci. Meteorologické zprávy. Meteorological Bulletin, 65, 129–138.

SAILOR, D.J. (1993): Role of surface characteristics in urban meteorology and air quality. Ph.D. Thesis at Mechanical Engineering Department University of California and Energy and Environment Division Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, Berkeley.

SAMMER, F. (1950): Zelený plán Plzně. Nepublikovaný rukopis. Archiv města Plzně.

SEJÁK, J. (2005): Základy udržitelné ekonomie přírodních zdrojů a životního prostředí. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Ústí nad Labem.

SCHMIDT, M. (2009): Rainwater Harvesting for Mitigating Local and Global Warming. Fifth Urban Research Symposium 2009: "Cities and Climate Change: Responding to an Urgent Agenda". 28th to 30th of June 2009, Marseille, France.

SCHMIDT, M. (2010): Ecological design for water and climate mitigation in contemporary urban living. Int. Journal of Water, 5, 4, 337–352.

SKANDRANI, Z., PRÉVOT, A.C. (2015): Beyond green-planning political orientations: Contrasted public policies and their relevance to nature perceptions in two European capitals. Environmental science & policy, 52, 140–149.

SMRČEK, A. (1941): Přehrada u Křivoklátu. Doprava a hospodářství, 11–12, 129–133.

STADT GRAZ (2013): Das Sachprogramm Grazer Bäche. Hochwasserschutz für die Stadt Graz – ein integraler Ansatz. Stadt Graz, Graz.

STATUTÁRNÍ MĚSTO ÚSTÍ NAD LABEM (2017a): Nemovitosti ve vlastnictví statutárního města Ústí nad Labem: Svěřený majetek a vybraný majetek. http://mapy.mag-ul.cz/apps/majetek

STATUTÁRNÍ MĚSTO ÚSTÍ NAD LABEM (2017b): Technická infrastruktura ÚAP: Zásobování vodou a Odvádění a čištění odpadních vod. http://mapy.mag-ul.cz/apps/tech_infrastruktura

STATUTÁRNÍ MĚSTO ÚSTÍ NAD LABEM (2017c): Územní plán města Ústí nad Labem: Koordinační výkres – stav a návrh využití http://mapy.mag-ul.cz/apps/up_usti

STEWART, I. D., OKE, T. R. (2012): Local Climate Zones for urban temperature studies. Bulletin of the American Meteorological Society, 93, 1879–1900.

STIEFELMEYER, H., HANTEN, K.-P., PLESCHKO, D. (1999): Die Kraft des Wassers. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

STRAKA, J., STRAKOVÁ, M. (2007): Zásady správné závlahy trávníku. Inspirace. 2. 18-19. Svaz zakládání a údržby zeleně, Brno.

STRÁNSKÝ, D. a kol. (2009): Metodická příručka posouzení stokových systémů urbanizovaných povodí. Asociace čistírenských expertů České republiky, Praha.

STRÁNSKÝ, D. a kol. (2012): Srážkové vody a urbanizace krajiny: TP 1.20.1: technická pomůcka k činnosti autorizovaných osob. Česká komora autorizovaných inženýrů a techniků činných ve výstavbě, Praha.

STRÁNSKÝ, KABELKOVÁ (2015): Review of the Implementation Process od Sustainable Stormwater Management in the Czech Republic. In: Hlavínek, P., Zeleňáková, M. (eds.): Storm Water Management. Examples from Czech Republic, Slovakia and Poland. Springer, Cham, Heidelberg, New York, Dordrecht, London, s. 13–26.

STŘELCOVÁ, K., KUČERA, J. (2005): Stanovenie evapotransprácie smrekového porastu metódou s dendrometrickým přístupom. In: Evaporace a evapotranspirace, sborník referátů, Brno, 23. března 2005. Česká bioklimatologická společnost v nakl. Českého hydrometeorologického ústavu, Praha.

SUCHÁNEK, M., VÍTEK, J., FINFRLOVÁ, P. (2010): Studie odtokových poměrů na území Statutárního měst Hradec Králové a přilehlých spádových oblastí. Vodní hospodářství, 2010, 10, 267–270.

SULZER, W. a kol. (2017): Reale Abbildung der Stadtentwicklung Graz. Landnutzungskartierung 1945–2015. Stadt Graz Stadtvermessung Stadtplanung, Graz.

SVOBODA, S. (2011): Zakládání a ošetřování objektů zeleně. In: Hurych, V. (ed.): Tvorba zeleně: sadovnictví – krajinářství. Vyšší odborná škola zahradnická a Střední zahradnická škola ve spolupráci s Grada Publishing, Mělník.

ŠILHÁNKOVÁ, V., PONDĚLÍČEK, M. a kol. (2016): Cestovní mapa (Road map) k adaptaci na dopady změny klimatu pro město Dobruška. Civitas per Populi, Hradec Králové.

ŠIMEČKOVÁ, J. (ed.). (2016): Zelené střechy, Standardy pro navrhování, provádění a údržbu. Svaz zakládání a údržby zeleně, Brno.

ŠIMEČKOVÁ, J., VEČEŘOVÁ, I. (2005): Zelené střechy, zelené fasády, zelená parkoviště, Svaz zakládání a údržby zeleně, Brno.

ŠIMEČKOVÁ, J., VEČEŘOVÁ, I., (2010): Zelené střechy – naděje pro budoucnost. Svaz zakládání a údržby zeleně, Brno.

ŠKRIPKO, J. (2009): Modelování evapotranspirace pro upřesnění vodní bilance povodí. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Praha.

ŠPINLEROVÁ, Z. (2014): Ekofyziologie dřevin. Mendelova univerzita v Brně, Brno.

TEMPFLI, K. a kol. (2009): Principles of Remote Sensing: An introductory textbook. ITC.

TNV 75 9011 (2013): Hospodaření se srážkovými vodami. Odvětvová technická norma vodního hospodářství. Sweco Hydroprojekt a.s., Praha.

TOLASZ, R. a kol. (2007): Atlas podnebí Česka = Climate atlas of Czechia. Český hydrometeorologický ústav, Praha.

TOMÁŠ, M., VYSOUDIL, M. (2010): Mobilní měření: Prostředek při studiu prostorové variability teploty vzduchu v městské a příměstské krajině. In: Sborník abstraktů, XXII. Sjezd ČGS Ostrava 2010, Optys s.r.o., Ostrava.

TŘEBICKÝ, V., NOVÁK, J. (2015): Metodika tvorby místní adaptační strategie na změnu klimatu. CI2, o.p.s., Praha.

TURNER, R. K., PEARCE, D., BATEMAN, I. (2002): Ekonómia životného prostredia. Úvod do problematiky. Slovenské vyd. Bratislava: Katedra verejnej správy a regionálního rozvoja, Národohospodárska fakulta, Ekonomická univerzita v Bratislave.

UDFCD (2016): Urban Storm Drainage Criteria Manual. Volume 1. Management, Hydrology, and Hydraulics. Urban Drainage and Flood Control District, Denver.

ÚKRMP (2004): Plán rozvoje města Plzně, 2004. Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, Plzeň.

ÚKRMP (2011): REURIS. Útvar koncepce a rozvoje města Plzeň, Plzeň. http://ukr.plzen.eu/cz/mezinarodni-projekty/probihajici-projekty/reuris/reuris.aspx. (2. 9. 2016).

ÚKRMP (2013). Plán rozvoje města Plzně – aktualizace 2013. Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, Plzeň.

ÚKRMP (2016a). Strategický plán města Plzně. Návrh zadání. http://ukr.plzen.eu/cz/rozvoj-mesta/strategicky-plan-mesta-plzne/zasady-zpracovani/zasady-zpracovani.aspx. (20. 9. 2016).

ÚKRMP (2016b). Strategický plán města Plzně Tematická analýza. Životní prostředí. Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, Plzeň.

ÚKRMP (2016c). Celková SWOT analýza – obodovaná. http://ukr.plzen.eu/cz/rozvoj-mesta/strategicky-plan-mesta-plzne/strategicky-plan-mesta-plzne.aspx (20. 9. 2016).

ÚKRMP (2016d). Územní plán Plzeň. Odůvodnění. Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, Plzeň.

URICH, C., ROGERS, B., BECK, L., LIOYD, S., WONG, T., CHESTREFIELD, C. (2017): A water sensitive cities – Comparing the benchmark results of 9 cities inh Asie – Pacific region. In Conference Proceedings 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage, Prague, 1948–1952.

ÚSTAV PRO EKOPOLITIKU, O. P. S. (2009): Jak hospodařit s dešťovou vodou na soukromém pozemku. Praktický rádce pro obnovu propustnosti povrchů a zasakování. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha.

ÚTVAR ROZVOJE HL. M. PRAHY (2002): Metodický pokyn k Územnímu plánu sídelního útvaru hlavního města Prahy. Útvar rozvoje hl. m. Prahy, Praha.

VACÍK, P., KOPP, J. (2012): Porovnání školních meteorologických stanic Vantage Pro2TM a meteorologických stanic sítě ČHMÚ na základě měření na území města Plzně v letech 2009–2010. Arnica, 2, 1–2, 19–29.

VALI, N. (2011): Analyse des Dachbegrünungspotenzials in Wien. Magistrat der Stadt Wien, Wiener Umweltschutzabteilung – MA 22, Wien.

VEJCHODSKÁ, E. (2009): Ekonomie a politika městského životního prostředí. Oeconomica, VŠE Praha, Praha.

VÍTEK, J., STRÁNSKÝ, D., KABELKOVÁ, I., BAREŠ, V., VÍTEK, R. (2015): Hospodaření s dešťovou vodou v ČR. ZO ČSOP Koniklec, Praha.

VOBRUBA, J. a kol. (1967): Plzeň 1970–1980 koncepce tvorby životního prostředí. Útvar hlavního architekta města plzně a plánovací odbor MěstNV, Plzeň.

VODÁRNA PLZEŇ (2010): Odvádění a čištění dešťových vod na území města Plzně. Prezentace Plzeň, 9. 11. 2010.

VŠÚOZ PRŮHONICE (1990): Tvorba a údržba zeleně – extenzivní ozeleňování střech. OBIS, Praha.

VYSOUDIL, M. a kol. (2012): Podnebí Olomouce. Climate of Olomouc. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.

VYSOUDIL, M., OGRIN, D. (2009): Portable thermal camera as a tool in topoclimatic research. Dela, 31, 115–128.

WAGNER, I., ZALEWSKI, M. (2012): System solutions in urban water manegement: the Lodz (Poland), perspective. In: HOWE, C., MITCHELL, C. (eds.) (2012): Water Sensitive Cities. IWA Publishing, London.

WALSH, CH. J. (2000): Urban impact on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. Hydrobiologia, 431, 107–114.

WATER BY DESIGN (2009): Concept Design Guidelines for Water Sensitive Urban Design. South East Queensland Healthy Waterways Partnership, Brisbane.

WEF (2014): Green infrastructure implementation: a special publication. WEF special publication. Water Environment Federation, Alexandria.

WERK, K. (1993): Popínavé rostliny. Nezávislosť, Bratislava.

WHITFORD, V., ENNOS, A. R., HANDLEY, J. F. (2001): "City form and natural process" – indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. Landscape and Urban Planning, 57, 91–103.

WIENER UMWELTSCHUNTZABTEILUNG (2017): Räumliche Entwicklung – Studien der Wiener Umweltschutzabteilung. Magistrat der Stadt Wien, Wiener Umweltschutzabteilung – MA 22, Wien. https://www.wien.gv.at/kontakte/ma22/studien/raum.html

Wong T. H. F. and Brown R. (2009): The water sensitive city: principles for practice. Water Science & Technology. 60, 3, 673–682.

WONG, N. H. (ed.) (2010): Thermal evaluation of vertical greenery systems for building walls. Building and Environment, 45, 3, 663–672.

WONG, T.H.F. (ed.) (2013): Blueprint 2013. Stormwater Management in a Water Sensitive City. Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities, Clayton.

WOODS-BALLARD, B. a kol.. (2015): The SUDS manual (C753). CIRIA, London.

Zákon č. 183/2006 Sb. o územním plánování a stavebním řádu

ZALEWSKI, M. (2000): Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties management tools toward sustainability of water resources. Ecological Engineering, 16, 1–8.

ZALEWSKI, M. (2015): Ecohydrology and Hydrologic Engineering: Regulation of Hydrology-Biota Interactions for Sustainability. Journal of Hydrologic Engineering. 20, 1.

ZALEWSKI, M., JANAUER, G. A., JOLANKAJ, G. (1997): Ecohydrology: A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources. Conceptual Background, Working Hypothesis, Rationale and Scientific Guidelines for the Implementation of the IHP-V Projects 2.3/2.4, Technical Documents in Hydrology No.7, UNESCO, Paris.

ZONNEVELD, I. (1989): The land unit – A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. Landscape Ecology, 3, 2, 67–86.

Datové zdroje

ČÚZK (2013a) Digitální model reliéfu 5. generace (DMR 5G) [xyz CSV]. Praha: ČÚZK.

ČÚZK (2013b) Digitální model povrchu 1. generace (DMP 1G) [xyz CSV]. Praha: ČÚZK.

ČÚZK (2014) Ortofoto 2014 [rastr]. Praha: ČÚZK.

ČÚZK (2015) Ortofoto 2015 [rastr]. Praha: ČÚZK.

ČÚZK (2016a) RÚIAN - Veřejný dálkový přístup [shapefile]. Praha: ČÚZK.

MAGISTRÁT ÚSTÍ NAD LABEM (2016) Základní funkční plochy [shapefile]. Ústí nad Labem: Magistrát města Ústí nad Labem.

VÚVTGM (2010) DIBAVOD [databáze]. Praha: VÚVTGM.

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

BAF	Biotope Area Factor (faktor biotopu území)
BAT	Best Available Technology (nejlepší dostupná technologie)
BMPs	Best Management Practices (praxe nejlepšího hospodaření)
BSK_5	Biochemická spotřeby kyslíku za pět dní
CC-BY-SA	Creative Commons Attribution-ShareAlike (Uveďte původ-Zachovejte licenci)
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	čistírna odpadních vod
ČSN	česká technická norma
ČSÚ	Český statistický úřad
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
ČZU	Česká zemědělská univerzita
DIBAVOD	Digitální báze vodohospodářských dat
DMP 1G	digitální model povrchu první generace
DMR 5G	digitální model reliéfu páté generace
EEA	European Environment Agency (Evropská agentura pro životní prostředí)
ENVIC	Environmentální informační centrum
EO	ekvivalentní obyvatel
EP	elementární plocha
ET	evapotranspirace
EU	Evropská unie
FAO	Food and Agriculture Organization (Organizace pro výživu a zemědělství)
GIS	geografický informační systém
HDV	hospodaření s dešťovou vodou
CHKO	Chráněná krajinná oblast
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Mezinárodní panel pro změnu klimatu)
ISODATA	Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique Algorithm (technika algoritmu neřízené klasifikace dat)
KES	Katedra environmentálních studií Masarykovy univerzity

KURAS	Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme (koncept hospodaření se srážkovými vodami a systémy odvodnění města)
LAI	Leaf Area Index (index listové plochy)
LCZ	Local Climate Zone (místní klimatická zóna)
LID	Low-impact development (rozvoj s nízkou zátěží životního prostředí)
LWS	Living Wall System (systém zelených fasád)
MESSO	Metropolitní staniční síť Olomouc
MEMWACS	Metropolitan Meteorological Warning And Control System
MHP	Mezinárodní hydrologický program UNESCO
MS	mikrostruktura
MV	Ministerstvo vnitra
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NC	nákupní centrum
OC	obchodní centrum
OK	obvod kmene
REURIS	Revitalization of Urban River Spaces
RL	rozpuštěné látky
RTI	Regionální technologický institut
RÚIAN	Registr územní identifikace, adres a nemovitostí
SHP	Shapefile (datový formát pro ukládání vektorových prostorových dat)
SIT	Správa informačních technologií
SuDS	Sustainable urban drainage systems (systémy udržitelného odvodnění měst)
SVF	Sky View Factor (faktor zastínění oblohy)
TAČR	Technologická agentura České republiky
TIN	Triangulated irregular network (nepravidelná trojúhelníková síť)
TNV	technická norma vodního hospodářství
TU	Technische Universität (Technická univerzita)
UHI	Urban Heat Island (městský tepelný ostrov)
UJEP	Univerzita Jana Evangelisty Purkyně
ÚKRMP	Útvar koncepce a rozvoje města Plzně
ÚPD	územně plánovací dokumentace
UPOL	Univerzita Palackého v Olomouci

ÚSES	Územní systémy ekologické stability
VD	vodní dílo
VÚKOZ	Výzkumný ústav Silva Tarocy pro krajinu a okrasné zahradnictví
VÚMOP	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
VÚV TGM	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
WEF	Water Environment Federation (Federace pro vodní prostředí)
WMO	World Meteorological Organization
WSUD	Water sensitive urban design (tvorba městského prostředí citlivého k vodě)
ZČU	Západočeská univerzita
ZFP	základní funkční plocha

Ekohydrologický management mikrostruktur městské krajiny

Kopp, J., Raška, P. a kolektiv

Vydání publikace bylo schváleno Vědeckou redakcí Západočeské univerzity v Plzni.

Odborní recenzenti:
doc. Ing. arch. Vladimíra Šilhánková, Ph.D.
RNDr. Jindřich Duras, Ph.D.

Grafický návrh obálky:
Anastasia Vrublevská

Ilustrace:
Václav Čubr, DiS (ENVIC)

Typografická úprava:
Jakub Pokorný

Překlad Summary:
RNDr. Jiří Preis, Ph.D.

Vydala:
Západočeská univerzita v Plzni
P.O.Box 314, Univerzitní 8, 306 14 Plzeň

Vytiskl:
Optys, spol. s r. o.
U Sušárny 301, 747 56 Dolní Životice

První vydání, XXX stran
Pořadové číslo: 2265, ediční číslo: 55-056-17
Plzeň 2017

ISBN 978-80-261-0719-4

© Kopp, J., Raška, P. a kolektiv
Západočeská univerzita v Plzni