

# HODNOCENÍ PŘÍBŘEŽNÍCH BIOTOPŮ MALÝCH VODNÍCH TOKŮ A JIMI PLNĚNÝCH EKOSYSTÉMOVÝCH FUNKCÍ V KRAJINĚ

## EVALUATION OF RIPARIAN HABITATS OF THE SMALL WATERCOURSES AND ECOSYSTEM FUNCTIONS PERFORMED

Jiří JAKUBÍNSKÝ, Pavel CUDLÍN, Lenka ŠTĚRBOVÁ

Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i., Bělidla 986/4a, Brno 603 00, Česká republika,  
jakubinsky.j@czechglobe.cz, cudlin.p@czechglobe.cz

### Abstrakt

Ekologický stav příbřežní zóny vodních toků představuje důležitý parametr ovlivňující kvalitu funkcí, které tyto biotopy v současné kulturní krajině plní a následně i služeb, poskytovaných lidské společnosti. Cílem článku je analyzovat aktuální stav biotopů v příbřežní zóně vodního toku i v rámci prostředí se silnými vazbami na vodní tok – tedy v areálu říční, resp. potoční krajiny a následně vyhodnotit, které konkrétní funkce tyto ekosystémy plní. Problematika byla řešena v sedmi zájmových lokalitách na území České republiky – konkrétně šlo o povodí malých vodních toků nacházející se ve vzájemně odlišných přírodních podmínkách a podrobená rozdílnému antropogennímu tlaku. Ze studie vyplývá, že stav příbřežních biotopů a s tím související spektrum plněných funkcí nepřímo ovlivňuje především přirozená členitost terénu v blízkém okolí toku, která podmiňuje způsob a intenzitu hospodaření v potoční krajině.

### Abstract

Ecological status of the riparian zone is an important parameter influencing the quality of the functions performed by these habitats in the contemporary cultural landscape and consequently the ecosystem services provided to humans. The aim of the article is to analyse the current state of riparian habitats as well as those habitats located in the area with strong links to the riverbed – i.e. the river or stream landscape, and subsequently to evaluate which specific functions are performed by these ecosystems. The issue was solved within seven areas of interest in the Czech Republic – the small stream basins located at mutually different natural conditions and subjected to different anthropogenic pressure. The study shows that the conditions of riparian habitats and spectrum of functions performed is indirectly affected by the terrain ruggedness along the riverbed, which determines the land-use practices in the stream landscape.

**Klíčová slova:** *malý vodní tok, příbřežní biotop, antropogenní tlak, ekosystémové funkce a služby*

**Key words:** *small watercourse, riparian habitat, anthropogenic pressure, ecosystem functions and services*

### Úvod

Říční krajiny a příbřežní biotopy lemující vodní toky zaujímají jednu z klíčových rolí v procesu utváření charakteru současného životního prostředí a jsou poskytovatelem řady funkcí a služeb lidské

společnosti. Člověk těchto služeb využívá prakticky od počátku svého bytí, postupně tyto ekosystémy však stále více také ovlivňuje (viz např. Meybeck, 2003), a tím i výrazným způsobem omezuje možnost zachování nebo obnovy jejich přirozeného stavu a následně i poskytování ekosystémových služeb. Proces antropogenního ovlivnění probíhá jak přímo, nejčastěji prostřednictvím zásahů do morfometrických parametrů koryt či pobřežní zóny, tak i nepřímo, obvykle změnou v charakteru využívání území v rámci celého povodí. Změna využití území je navíc často považována za kritický faktor, ovlivňující také celkovou dostupnost vodních zdrojů (Chase et al., 2000), která úzce souvisí se schopností půdy zadržet a akumulovat vodu.

Antropogenní ovlivnění kvality ekosystémů říčních krajin (tj. i jejich biodiverzity) se mimo jiné také projevuje svým dopadem na ekosystémové služby, které jsou pro fungování společnosti velmi důležité (Postel a Carpenter, 1997). Spolu s mírou ovlivnění přirozenosti těchto ekosystémů dochází tedy ke snížení jejich původních environmentálních hodnot, které dlouhodobě představují významný přínos lidské společnosti (Costanza et al., 1997, de Groot et al., 2002). Podle Demka a kol. (2011) spočívá význam fluviálních ekosystémů zvláště v potenciálu poskytovat široké spektrum uvedených služeb, resp. funkcí. Za nejvýznamnější funkce považuje zejména omezení počtu a intenzity povodní, podíl na utváření zásob podzemních vod, omezování plošného znečišťování vodních toků, zadržování přívalových srážek v povodí, zajištění dostatečného množství pitné a užitkové vody, vytváření vhodných biotopů pro faunu a flóru a v neposlední řadě také udržení úrodné zemědělské půdy. Velmi široký výčet ekosystémových funkcí, vztažených přímo k prostoru říční krajiny, podává také Štěrbá a kol. (2008), který pod tento termín řadí i jevy později chápané jako ekosystémové služby.

Pithart a kol. (2012) v souvislosti se službami říčních ekosystémů poukazují na skutečnost, že v případě transformovaných niv je na úkor většiny funkcí podpořena funkce rostlinné produkce a u zastavěných niv jsou obvykle veškeré ekosystémové funkce a služby zcela eliminovány. Přímou souvislostí uvedených způsobů využívání prostoru říčních krajin je degradace jejich environmentálních hodnot. Tento jev se obvykle projevuje omezením rozsahu služeb, souvisejících s hydrologickým cyklem krajiny, nižším potenciálem tlumení průběhu povodní i sucha, nestabilním oběhem živin a také sníženou primární produkcí. Samotný význam studia fluviálních ekosystémů však z dlouhodobého hlediska spočívá především v procesu pochopení podstaty diskutovaných funkcí (viz např. Hynes, 1975) a výzkumu charakteru interakcí mezi vodním tokem a jeho nivou (např. Amoros et al., 1987 nebo Décamps et al., 1988). Kvantifikaci environmentálního stavu vodních toků a příslušné příbřežní zóny pomocí vhodných indikátorů, lze aktuálně považovat za jedno z klíčových témat zejména při řešení problematiky povodňového rizika v rámci říčních krajin významných i drobných toků (Jakubínský et al., 2014).

Nejvyšších hodnot plnění ekosystémových služeb říčních krajin z hlediska jejich kvality i množství velmi často dosahují lokality těsně přiléhající k páteřnímu vodnímu toku – jedná se tedy o tzv. příbřežní zónu (Graf, 1980). Za hlavní příčinu lze patrně označit nižší míru antropogenního tlaku, který je na tyto lokality kladen z důvodu nepříznivých podmínek pro hospodářské i jiné formy využití (obvykle jde o úzké pásy vegetace ve svažitém a obtížněji přístupném terénu na březích vodních toků). Ekologický význam příbřežních zón ve smyslu plnění funkcí a služeb na vodu vázaných ekosystémů byl již v minulosti poměrně častým předmětem studia řady autorů – např. Welcomme (1979), Naiman a Décamps (1997) nebo Naiman et al. (2005). Velmi rozsáhlý přehled o potenciálních hodnotách ekosystémů v rámci příbřežní zóny vodních toků podává zejména Malanson (1993). Specifických vlastností nabývá především území na rozhraní obou jmenovaných složek říční krajiny, které je označováno termínem „příbřežní zóna“ (z anglického originálu „riparian zone“). Jedná se o území, v jehož rámci probíhá většina interakcí mezi korytem vodního toku a okolní krajinou a z tohoto důvodu je velmi náchylné k častým přírodním i antropogenně podmíněným disturbancím.

Graf (1980) definoval příbřežní zónu jako oblast uvnitř nebo v těsné blízkosti koryta toku, která je přímo ovlivněna procesy, souvisejícími s přítomností vody. Kromě chápání příbřežní zóny jako ekotonu, je důležité zmínit také význam jako koridoru (Forman a Godron, 1986 nebo Malanson, 1993), který podporuje výměnu látek, informací a energie napříč regiony v podélném profilu říční sítě. Oba uvedené významy jsou rovnocenné a z jejich fungování lze odvodit několik základních ekologických funkcí, které příbřežní zóna plní. Jedná se zvláště o podporu zachování biodiverzity, fungování biogeochemických cyklů a v neposlední řadě také dynamiky transportu sedimentů a hydrologického

cyklu v krajině. Řada autorů se věnovala ekonomickým a sociálním aspektům významu příbřežní zóny (např. Meyer, 1985) či jejich estetickým a rekreačním hodnotám. V současnosti velmi aktuálním tématem je také otázka vlivu příbřežních biotopů na kvalitu služeb, poskytovaných ekosystémem vodního toku lidské společnosti – již Roberts a Lant (1988) například studovali nepřímý ekonomický význam příbřežní zóny pro zachování kvality vody v příslušném toku. Příbřežní zóna v převážné většině zahrnuje svažité pobřežní plochy, jejichž vegetační pokryv obvykle přechází i za hranu vlastního koryta a jejich rozsah je ovlivněn charakterem využití okolní krajiny. Vymezení příbřežní zóny jako samostatného ekotonu bývá častěji realizováno bez zohlednění šířky koryta v příslušné části toku, přičemž za optimální rozměr je považována vzdálenost přibližně 5–10 m od hrany koryta (Bohl, 1986). Podle Erftverband (1989) by maximální šířka příbřežní zóny neměla přesahovat 15 m. Matoušková (2008) v případě malých a středních toků navrhuje minimální šířku příbřežní zóny 10 m. Jelikož se článek soustředí na analýzu prostředí v těsné blízkosti malých vodních toků (resp. středně velkého toku v případě řeky Stropnice), na základě výše uvedeného lze specifické studované území označit za „potoční krajinu“.

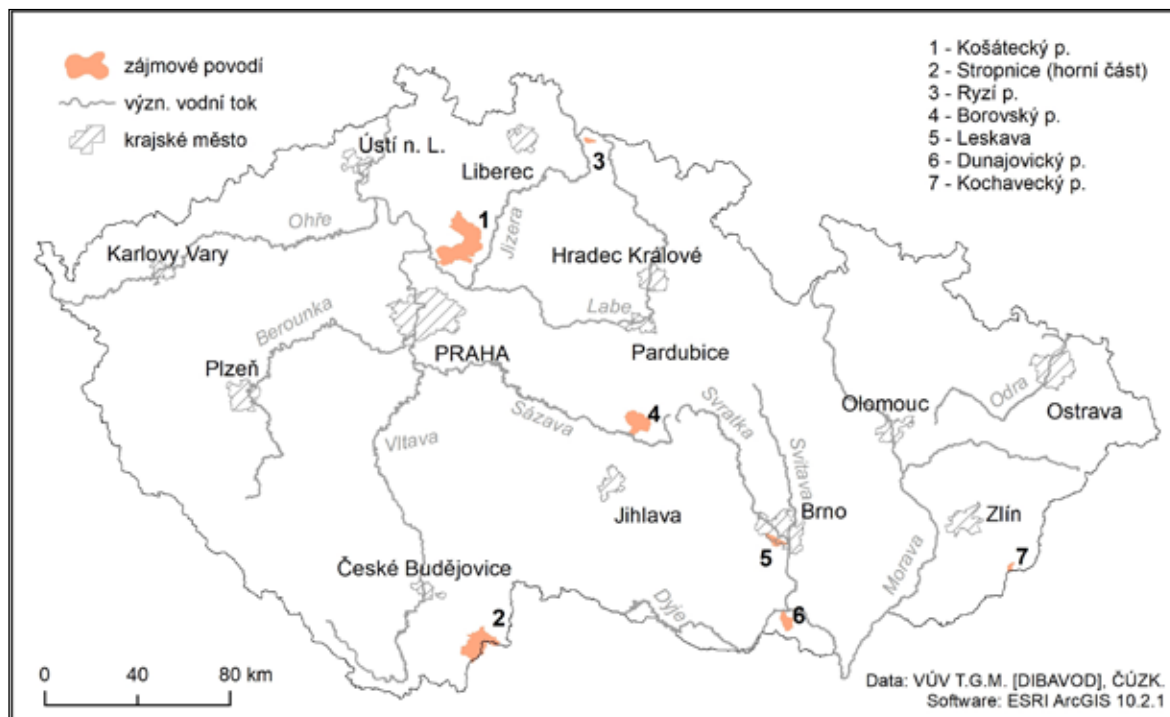
Cílem článku je porovnat kvalitu biotopů, vyskytujících se v příbřežních zónách malých vodních toků v rámci vybraných povodí, a to jak z hlediska jejich ekologické stability, tak rovněž s ohledem na kvalitu a množství ekosystémových funkcí, které tyto biotopy plní a následně poskytují přínosy lidské společnosti ve formě služeb. Jelikož uvedené ekologické charakteristiky krajiny byly kromě příbřežní zóny analyzovány rovněž v širším areálu říčních, resp. potočních krajin, lemujících dané vodní toky, dílčím cílem článku je také identifikovat hlavní rozdíly mezi stavem krajiny v rámci obou území, které by poukazovaly na odlišné přístupy k hospodaření s danými typy krajin.

## Materiály a metody

Analýza současného stavu biotopů v příbřežní zóně vodních toků i příslušných říčních krajinách (resp. potočních krajinách) byla provedena v sedmi zájmových území. Konkrétně se jedná o povodí malých vodních toků nebo jejich dílčí části, vybrané s cílem postihnout co nejširší možné spektrum přírodních podmínek, ovlivňujících formování odtokových procesů v krajině, dynamiku fluvialních systémů a s tím související rozsah území přímo ovlivněného přítomností vodního toku. Druhý, neméně významný parametr výběru zájmových území, představuje míra a charakter antropogenního tlaku, jemuž jsou krajinné struktury jednotlivých povodí v současnosti vystaveny a který v sobě jistým způsobem zrcadlí také historické přístupy k využívání krajiny. Přehled všech vybraných povodí podává mapa na obr. 1, vybrané charakteristiky sledovaných území přibližuje tab. 1. Území potočních krajin a příbřežních zón bylo vymezeno na základě kombinace pedologických map (rozloha hydromorfických půd), map rozsahu inundačních území a detailního terénního průzkumu všech analyzovaných povodí. Výsledná poloha hranice takto vymezeného území byla získána jako průměr mezi informacemi z pedologických a hydrologických map a následné verifikace terénním šetřením (půdní sondy realizované v lokalitách, kde se informace výrazněji rozcházejí). Detailněji o možnostech vymezení areálů říčních, resp. potočních krajin v našich podmínkách pojednává Jakubínský (2014b). Z hlediska ekologických hodnot zjišťovaných na krajinné úrovni byly hodnoceny struktury krajiny a způsoby jejího využívání v rámci celé plochy všech vybraných povodí.

Uvedené „ekologické hodnoty“ území byly v rámci této studie zjišťovány prostřednictvím dvou různých postupů. Prvním aplikovaným postupem byl výpočet koeficientu ekologické stability území (dále „ $K_{ES}$ “) – využita byla modifikace základní podoby koeficientu podle Miklóse (1986). Zdrojem podkladových dat za území celých sledovaných povodí byla databáze CORINE Land Cover (CE-NIA, 2015). Na úrovni vymezených říčních, resp. potočních krajin je však již s ohledem na jejich malou rozlohu nutné zvýšit přesnost rozlišení podkladových dat. Za tímto účelem byla vyhotovena vektorová mapová vrstva, kombinující několik různých zdrojů vstupních dat. Základní podklad tvoří opět databáze CORINE Land Cover (dále „CLC“), přičemž hranice jednotlivých ploch krajinné mozaiky jsou zpřesněny (eventuálně doplněny) na základě podkladů dostupných prostřednictvím Veřejného registru půdy LPIS (resp. „pLPIS“), který poskytuje informace o přesné poloze hranic jednotlivých půdních bloků a jejich částí (tzv. dílů). Kromě těchto údajů lze databázi LPIS využít rovněž jako zdroj dat, týkajících se polohy a rozlohy ekologicky významných prvků v krajině – např. mezí,

stromořadí, soliterních dřevin či travnatých údolnic, apod. (MZE, 2016). Diskutovaná mapová vrstva byla dále doplněna o data, týkající se především dopravní infrastruktury v krajině (vrstva silnic, ulic, železničních tratí, atd.) a dalších vybraných prvků, které výrazným způsobem ovlivňují strukturu dílčích krajinných celků (zejm. sídelní zástavba). Zdrojem těchto informací je databáze ZABAGED (ČÚZK, 2016), dostupná ve vektorové podobě.



Obr. 1 Poloha zájmových území – povodí malých vodních toků

Kromě studia krajinné struktury pomocí popsaných indikátorů, byly v rámci výzkumu ekologických hodnot říčních a potočních krajin, analyzovány také hodnoty biodiverzity na úrovni jednotlivých biotopů. Pro tyto účely byla využita metodika hodnocení typů biotopů – BVM (Seják a kol., 2003), resp. její praktický výstup v podobě mapové vrstvy typů biotopů a jejich vybraných ekologických hodnot. Hodnotící kritéria metodiky BVM jsou podle Sejáka a kol. (2003) stanovena z hlediska maximálně dosažitelného stavu daného typu biotopu, přičemž hodnotu konkrétních biotopů je dále možné upřesnit pomocí koeficientů, na základě jejich aktuálního stavu – v opačném případě by jinak bylo nutné považovat každé sukcesní stádium za samostatný typ biotopu. Struktura využitých hodnotících kritérií vychází z komplexního přístupu k určení ekologické hodnoty území, koncipovaného již počátkem 80. let minulého století v Hesensku, nazývaného podle svého geografického původu jako „hesenská metoda“.

Použitá mapová vrstva biotopů byla z části opět vytvořena na podkladu databáze CORINE Land Cover (pro rok 2012) – jednalo se především o území s antropogenně ovlivněnými biotopy. Na území s výskytem převážně přírodních či přírodě blízkých biotopů byla využita vrstva z mapování biotopů, vytvořená Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR, 2015). Následná analýza zastoupení jednotlivých biotopů ve třídách databáze CLC byla, mimo území pokryté vrstvou AOPK ČR, realizována s využitím dat z projektu inventarizace krajiny „CzechTerra“ (IFER, 2010) v měřítku 1:10 000. V případě tříd CLC, které nabývají jen velmi malého plošného zastoupení, a další výše uvedené podklady zde neposkytují dostatečně reprezentativní data (tj. třídy 1.1.1, 1.2.3, 1.3.3, 3.3.2 a 5.1.1), byly v těchto lokalitách klasifikovány letecké snímky nad náhodně rozmístěnými čtverci o rozloze 10×10 m, s využitím totožných typů pokryvu jako v inventarizačním systému CzechTerra.

**Tabulka 1.** Vybrané charakteristiky zájmových území

Zájmový tok (povodí)	BR	DN	KC	KS	LS	RZ	SR
Plocha povodí [km <sup>2</sup> ]	72.7	26.9	5.9	218.3	21.2	6.6	98.5
Plocha potoční krajiny [ha]	368.8	434.0	26.6	2266.1	149.9	12.1	127.2
Délka říční sítě celkem [km]	103.2	18.8	10.0	49.7	13.9	7.7	230.7
Délka studované říční sítě [km]	66.0	16.4	5.5	32.3	10.1	6.6	18.3
Hustota říční sítě [km.km <sup>-2</sup> ]	1.42	0.70	1.69	0.23	0.65	1.16	2.34
Prům. specifický odtok [l.s <sup>-1</sup> .km <sup>-2</sup> ]	5–10	< 2	10–15	2–5	< 2	25–35	10–15
Max. relativní převýšení [m]	275	311	291	342	219	575	568
Hustota zalidnění [obyv./km <sup>2</sup> ]	43.8	106.8	12.9	62.5	2058.8	5.0	36.0

Pozn.: BR – Borovský p., DN – Dunajovický p., KC – Kochavecký p., KS – Košátecký p., LS – Leskava, RZ – Ryzí p., SR – Stropnice

Kromě výše popsaného hodnocení ekologického stavu příbřežních biotopů byla dále realizována také analýza kvality ekosystémových funkcí, plněných danými biotopy, resp. obecně areály potočních krajín podél sledovaných toků. Pro potřeby kvantifikace těchto funkcí byly využity různorodé datové podklady, jejichž přehled je uveden v tab. 2. Zjištěné hodnoty byly následně u každé plněné funkce zařazeny do jedné ze čtyř kategorií (3 – nejvyšší kvalita plnění dané funkce, 2 – střední kvalita, 1 – nízká kvalita, 0 – ekosystém danou funkci neplní), přičemž hraniční hodnoty mezi kategoriemi byly stanoveny jako kvartily v rámci konkrétního datového souboru. Kvalita plnění jednotlivých funkcí je přitom hodnocena z pohledu přímých přínosů pro lidskou společnost – tj. například v případě zdroje užitkové či pitné vody znamená větší zaznamenaný objem odebrané vody vyšší hodnotu plnění této funkce. Zatímco ekologická stabilita území ( $K_{ES}$ ) a stav biotopů (BVM) byly zjišťovány jak v rámci příbřežní zóny těsně přiléhající ke korytům toků, tak i v areálech širších potočních krajín, kvalita plnění ekosystémových funkcí byla pro potřeby tohoto článku analyzována pouze pro biotopy, nacházející se v definované příbřežní zóně.

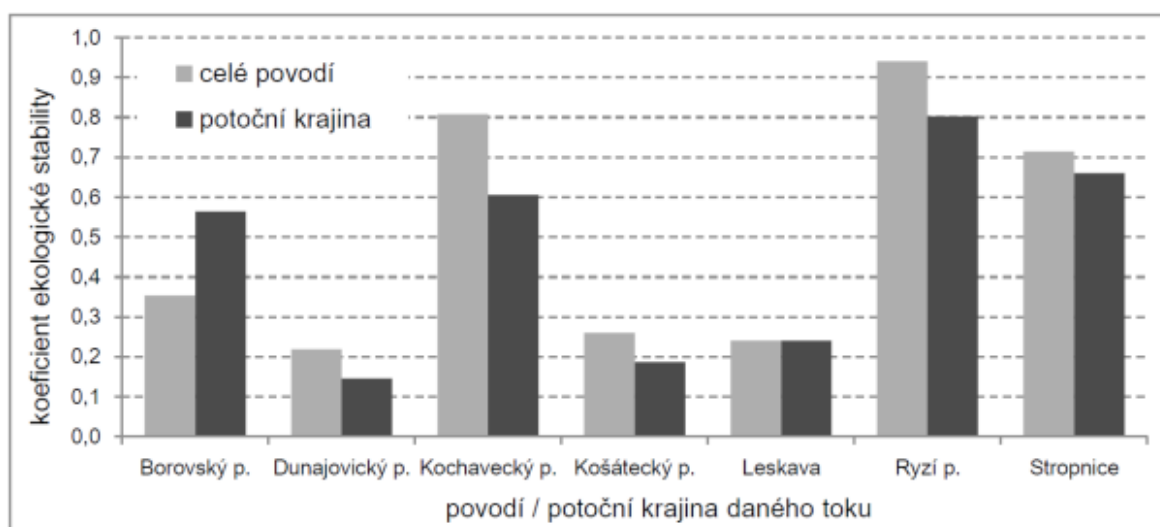
**Tabulka 2.** Indikátory použité pro stanovení kvality plnění jednotlivých ekosyst. funkcí

Kategorie ekosyst. funkcí	Ekosystémová funkce	Indikátor pro stanovení kvality ekosyst. funkce
Zásobovací	zdroj užitkové vody	množství vody odebrané z vodního toku pro užitkové účely (zemědělské závlahy, průmysl, apod.)
	zdroj pitné vody	jakost vody / ekologický stav (chemické a biologické indikátory), množství odebrané pitné vody (povrchová i podzemní voda)
	energetická	množství energie poskytované vodními elektrárnami
Regulační	protipovodňová	vodoretenciční kapacita půdy v rámci potoční krajiny, rozsah inundačního území podél vodních toků
	regulace (mikro) klimatu	charakter vegetačního pokryvu potoční krajiny (zejm. rozloha zastíněných lokalit), orografická členitost terénu (např. hloubka údolí), přítomnost a rozloha mokřadních ploch v rámci potočních krajín
	migrační / ekologická	počet migračních bariér v korytě toku i v rámci potoční krajiny (jezy, hráze, oplocení, apod.)
Kulturní	estetická a rekreační	počet rekreačních objektů v blízkosti potoční krajiny (v max. vzdálenosti 1 km od vodního toku), délka turistických stezek vedoucích ve vymezené potoční krajíně

## Výsledky a diskuze

Aplikací koeficientu ekologické stability na jednotlivá zájmová území byly nejvyšší hodnoty ekologické stability podle  $K_{ES}$  zjištěny v povodí Ryzího potoka v Krkonoších, v povodí Kochaveckého po-

toka v Bílých Karpatech a také horní části povodí Stropnice (viz obr. 2). Všechna tato povodí se vyznačují výrazně odlišným charakterem přírodních podmínek i mírou antropogenního tlaku na krajinu oproti zbývajícím zájmovým lokalitám. Jedná se o povodí typických horských toků s přirozeně velmi omezenou rozlohou potoční krajiny, která i v plošně nejrozsáhlejších úsecích dosahuje šířky pouze několika desítek metrů. Tato skutečnost značně limituje intenzitu využívání krajiny v údolních dnech, která se následně pozitivně projevuje i v ekologickém stavu biotopů lemujících vodní toky. V případě krkonošského Ryzího potoka navíc důležitou roli hraje také zvýšený stupeň zákonné ochrany přírody a krajiny, související s existencí národního parku, jímž tok protéká. Opačným případem jsou nížinná povodí Dunajovického potoka na jižní Moravě, Košáteckého potoka na Mělnicku a toku Leskava, v podobě typického urbánního toku protékajícího městem Brnem. Všechna zmíněná povodí jsou pod intenzivním antropogenním tlakem, který se v potoční krajině projevuje kvalitativní i kvantitativní degradací příbřežních biotopů. Velmi častým jevem u urbánních toků a toků protékajících zemědělskou krajinou jsou zásahy do morfologických vlastností toku (napřímení a zahloubení koryta či jeho opevnění), které následně limitují existenci příbřežních biotopů. V případně rurální krajiny představují často vodní toky areály s relativně vyššími ekologickými hodnotami oproti zbytku krajiny, což potvrzují i hodnoty na obr. 2. Oproti tomu urbánní toky se v našich podmínkách těmito parametry nevyznačují. Specifickým případem jsou vodní toky, protékající zemědělsky využívanou krajinou, která je však orograficky více členitá a koryta toků tak často protékají hlubšími údolími či roklemi. Jelikož se jedná o lokality obtížně přístupné pro zemědělskou techniku, představují údolní dna často poslední areály s výskytem cennějších biotopů. Typickým příkladem tohoto jevu je právě povodí Borovského potoka na Českomoravské vrchovině, které se zejména ve své dolní části vyznačuje sítí zahloubených údolí, protékaných Borovským potokem a jeho přítoky.

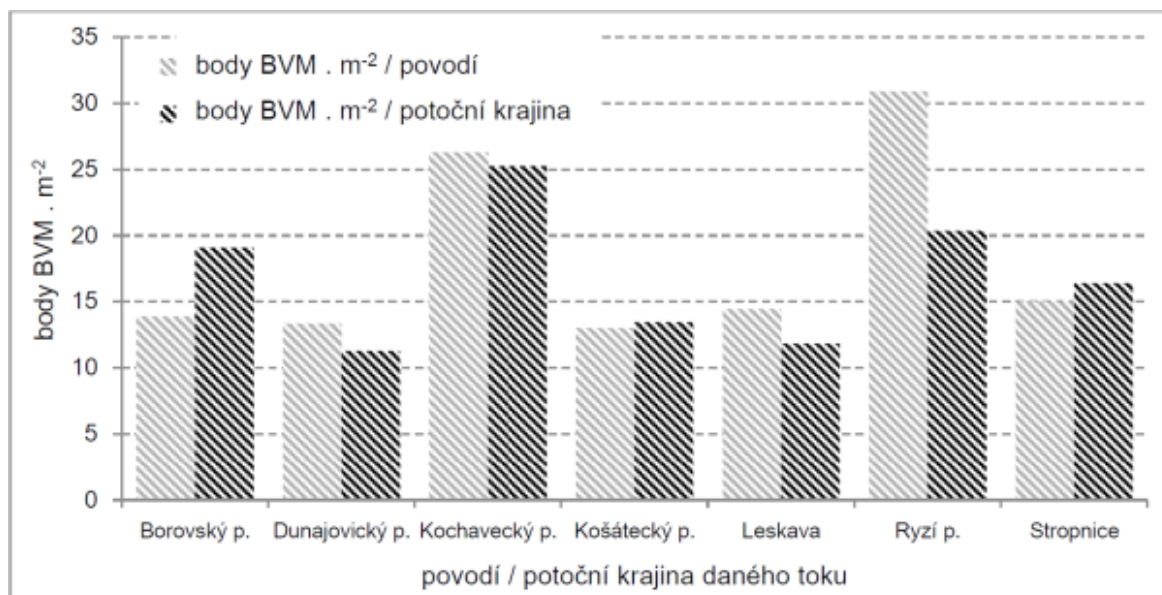


**Obr. 2** Koeficient ekologické stability pro zájmová povodí a jejich potoční krajiny (zdroje dat: CENIA 2015, MZe 2016, ČÚZK 2016 a vlastní terénní průzkum území)

Při porovnání relativních bodových hodnot biotopů, zjištěných z kombinované mapové vrstvy metodou BVM (Seják a kol., 2003) pro jednotlivá zájmová území (viz graf na obr. 3), vyšel jako zcela nejcennější povodí Ryzího potoka v Krkonoších, jež v průměru dosahuje více než 30 bodů/m<sup>2</sup>. Zároveň je zde však patrný velmi výrazný pokles hodnot v území potoční krajiny, který nebyl pozorován v žádném jiném studovaném povodí. Druhého nejlepšího výsledku (z hlediska počtu bodů) dosáhlo povodí Kochaveckého potoka, jehož potoční krajinu lze označit za vůbec nejcennější z analyzovaného souboru. Opakem uvedeného jsou nížinná povodí Leskavy, Košáteckého a Dunajovického potoka, která jsou kvalitou zastoupených biotopů prakticky srovnatelná – jediným rozdílem je poněkud vyšší hodnota potoční krajiny u Košáteckého potoka, oproti jihomoravskému povodí.

Srovnáním výše diskutovaných bodových hodnot biotopů se zjištěnou ekologickou stabilitou totožných území, uvedených na obr. 2 lze konstatovat, že oběma metodami bylo dosaženo přibližně srovnatelných výsledků. Určité rozdíly jsou patrné pouze při porovnání výsledků za vymezené potoční

krajiny a příslušná povodí – nejvíce citelný rozdíl je možné pozorovat v případě povodí, resp. potoční krajiny Stropnice a Košáteckého potoka. Zatímco u bodového hodnocení biotopů dosahuje vyšších průměrných hodnot vždy areál potoční krajiny (obr. 3), v případě ekologické stability byla lépe hodnocena celá povodí (obr. 2). Popsaný efekt lze přisuzovat výskytu relativně cenných, avšak plošně jen málo rozsáhlých biotopů v potoční krajině, jejichž přítomnost se v důsledku omezené rozlohy významně nepromítne do výpočtu ekologické stability podle použité metody.

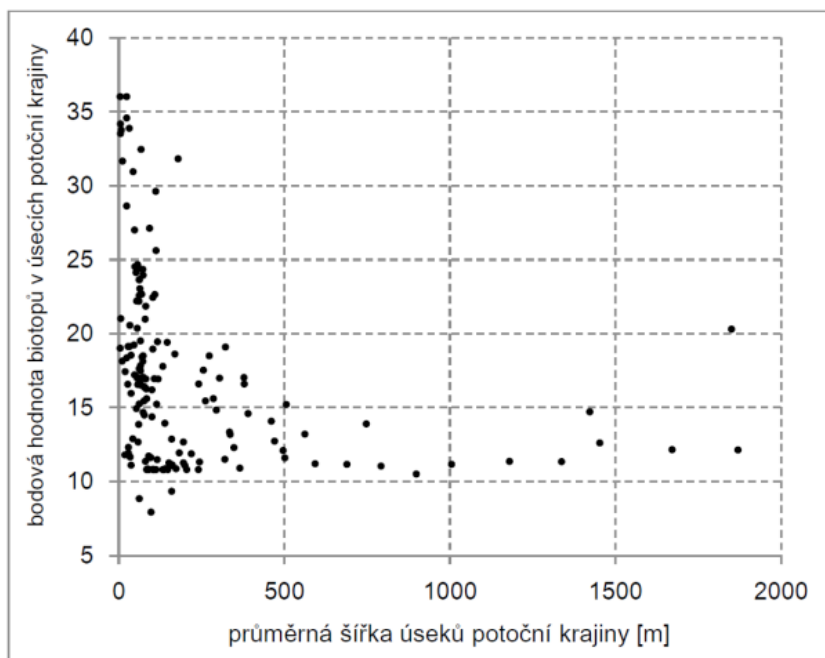


**Obr. 3** Relativní bodové hodnoty biotopů (průměrný počet bodů na 1 m<sup>2</sup>) podle metodiky BVM (Seják a kol. 2003) v zájmových povodích a jejich potočních krajinách (zdroje dat: CENIA 2012, AOPK ČR 2015, IFER 2010)

Poměrně specifický charakter závislosti mezi bodovou hodnotou biotopů v analyzovaných úsecích potoční krajiny a jejich průměrnou šířkou vyplývá z obr. 4. Úzké potoční krajiny s šířkou přibližně do 250 m se vyznačují velmi vysokou variabilitou bodového hodnocení zde se vyskytujících biotopů, oproti tomu výrazně širší potoční krajiny, typické zvláště u nížinných povodí, vykazují prakticky pouze nízké biotické hodnoty (všechny v rozmezí 10–15 bodů). Příčina je v tomto případě poměrně jednoznačná; zatímco v širších nivách převažuje z důvodu optimálních topografických vlastností tohoto území jeho intenzivní zemědělské využívání a relativně velké množství sídel, propojené sítě dopravní infrastruktury, úzké krajiny podél vodních toků v hlubších údolích tyto možnosti nenabízejí. Korelační koeficient mezi uvedenými atributy dosahuje nejvyšších hodnot v případě povodí Ryzího potoka, jehož celkový environmentální stav byl vyhodnocen jako „přírodě velmi blízký“. Jedná se o typickou horskou krajinu s nejvyšší intenzitou antropogenního tlaku v nejnižší položených částech povodí, tedy především na snadno přístupných údolních dnech. Tato skutečnost přímo ovlivňuje pozorovanou prostorovou distribuci bodově lépe hodnocených biotopů, jejichž množství narůstá spolu s klesající rozlohou potoční krajiny podél horní části toku.

Z grafu na obr. 5 je zřejmý zásadní nárůst rozptylu dat bodového hodnocení biotopů podle metodiky BVM v lokalitách, které zároveň dosahují vysoké ekologické stability. Zatímco na území s velmi nízkou ekologickou stabilitou ( $KES \leq 0,2$ ) se v naprosté většině případů vyskytují biotopy s hodnotou v rozmezí 10–15 bodů, kategorie ekologicky „nejvíce stabilních“ území ( $KES \geq 0,67$ ) se vyznačuje přítomností biotopů hodnocených nejčastěji v rozmezí 15–35 bodů. Jako ekologicky nejvíce stabilní území byly vyhodnoceny vybrané úseky potoční krajiny především z povodí Stropnice, Borovského a Ryzího potoka. Z hlediska jejich bodové hodnoty, zjištěné aplikací metodiky BVM, však daná území dosahují zásadně odlišných výsledků – nejvíce citelný je rozdíl mezi analyzovanými úseky v povodí Stropnice a Ryzího potoka. Ačkoliv v obou dvou povodích je krajinný pokryv z velké části tvořen jehličnatými lesy (obecně tedy ekologicky stabilními plochami), zatímco v horní části povodí Stropnice jde v převážné většině o kategorii lesních kultur se stanovištně nepůvodními jehličnatými

dřevinami, pro krkonošské povodí Ryzího potoka je typický výskyt nepoměrně cennějšího biotopu horských třtinových smrčín. S rozdílnou ekologickou hodnotou popsanych biotopů je přímo spjata také intenzita lidských aktivit v příslušných povodích, související s odlišnými přístupy k lesnímu hospodářství. Četnější zásahy do lesních porostů vyžadují například budování přístupové cestní sítě, jež často překračuje koryta vodních toků nebo vede podél jejich břehů, které tak musejí být zpevněny a lokálně upraveny v místech přemostění.

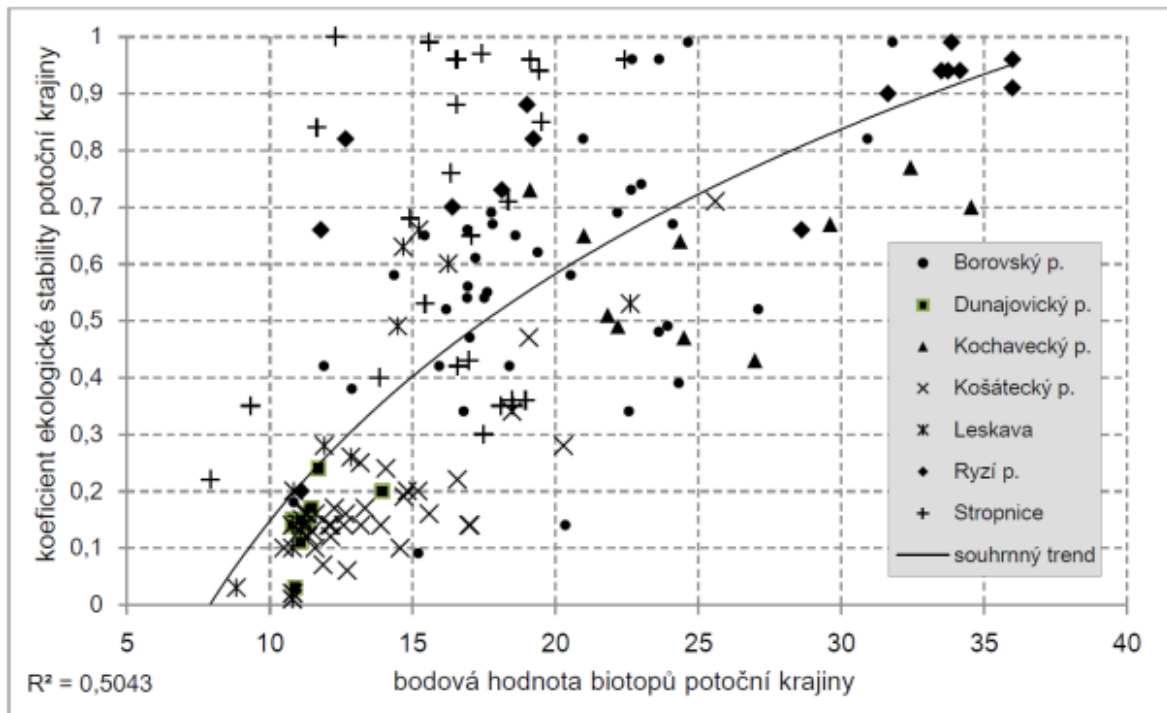


**Obr. 4** Korelační pole zjištěných průměrných šířek úseků potoční krajiny a bodových hodnot biotopů (dle metodiky BVM) v příslušných úsecích ve všech zájmových územích

Protikladem výše uvedených, ekologicky stabilních území, jsou především nížinná povodí Košáteckého a Dunajovického potoka. Pro tato území je typická velmi nízká ekologická stabilita, způsobená intenzivním zemědělským využíváním krajiny, jež se projevuje také v absenci cenných biotopů. Příbřežní zóna je často zcela degradována provedenými úpravami vodních toků a hospodařením až na samotnou břehovou hranu koryt. Obě povodí se vyznačují poměrně rozsáhlým areálem nivy, jejíž geneze (a tedy i rozloha současné potoční krajiny) je však již dnes značně omezena vlivem lidských aktivit.

Míra plnění vybraných nejdůležitějších funkcí ve studovaných potočních krajinách, byla zjišťována na základě dat získaných vlastním terénním průzkumem a dalších podkladů, týkajících se například existence záplavových území daných vodních toků a jejich konkrétní rozlohy, informace o odběrech povrchových i podzemních vod, přítomnosti malých vodních elektráren apod. (viz tab. 2). Z hlediska kvality plnění ekosystémových funkcí (obr. 6), dosahuje nejlepších průměrných hodnot povodí Borovského potoka, následované povodím Ryzího potoka a Stropnice. Celkově lze zájmová území rozdělit na tři kategorie – povodí s potočními krajinami, jejichž ekosystémy plní analyzované funkce velmi dobře (tj. povodí Borovského p., Ryzího p. a Stropnice), potoční krajiny s průměrnou kvalitou plnění ekosystémových funkcí (tj. povodí Košáteckého a Kochaveckého potoka) a dále potoční krajiny s výrazněji omezeným plněním těchto funkcí (tj. povodí Dunajovického potoka a Leskavy).





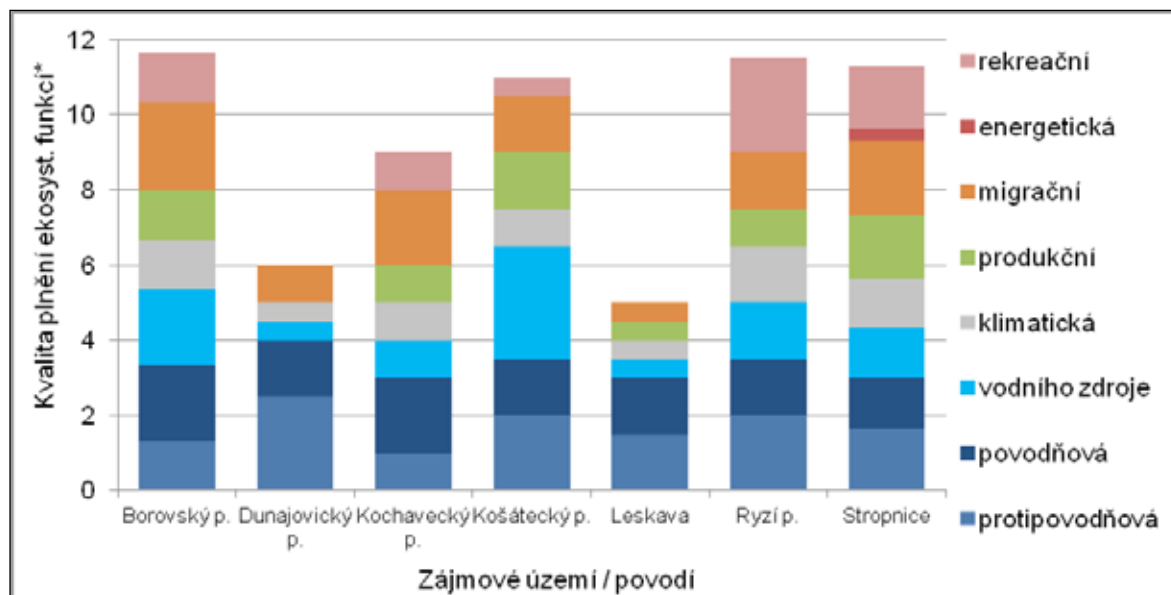
**Obř. 5** Korelační pole bodových hodnot biotopů (dle metodiky BVM) a koeficientu ekologické stability (dle Miklóse 1986) v jednotlivých úsecích potoční krajiny zájmových povodí

Nejlépe hodnocená potoční krajina povodí Borovského potoka na Českomoravské vrchovině se vyznačuje alespoň částečným plněním téměř všech sledovaných funkcí, vyjma funkce energetické, jejíž plnění nebylo s výjimkou povodí Stropnice, zaznamenáno v žádném z analyzovaných povodí. Druhé zmíněné povodí Dunajovického potoka, do jisté míry vyniká zejména v plnění protipovodňové funkce, která je zajištěna enormní kapacitou koryta (uměle navýšenou) prakticky v celé své délce. Zatímco v zastavěném území je umělé zahlubování koryta považováno podle Vrány a kol. (2004) za nástroj efektivní protipovodňové ochrany, v rámci zemědělsky využívaných ploch se již jedná spíše o pozůstatek původních úprav, požadujících dostatečné zahloubení, pro potřeby gravitačního vyústění systémů plošného odvodnění. V kombinaci s velmi malými hodnotami průměrného průtoku, kterých potok dosahuje u svého ústí ( $Q_r = 0,03 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), lze konstatovat, že tok je schopen plnit funkci protipovodňové ochrany svého okolí v nadprůměrné kvalitě. Význam ostatních sledovaných funkcí je však prakticky zanedbatelný – a to včetně funkce vodního zdroje, kterou potoční krajina i tok samotný plní již jen ve velmi omezeném rozsahu.

Potoční krajina Kochaveckého potoka je s ohledem na hodnocené funkce specifická především z hlediska její dobré migrační prostupnosti. V korytě toku není přítomna žádná významnější překážka, jež by omezovala migraci vodních organismů a areál potoční krajiny zároveň nabízí vhodné podmínky pro pohyb volně žijících živočichů – plní tedy do jisté míry funkci lokálního biokoridoru. Z hlediska plnění funkce významného vodního zdroje v rámci studovaných území vyniká především povodí Košáteckého potoka na Mělnicku, přičemž pro jeho dolní část je typické využívání spíše užitkové vody pro závlahu místních rozsáhlých bloků orné půdy a v horní části povodí se jedná o významný zdroj pitné vody pro širší okolí (pramenná oblast v katastru obce Kropáčova Vrutice).

Další studované povodí urbánního toku Leskavy, se na rozdíl od předešlých území nevyznačuje nadprůměrným plněním žádné z analyzovaných ekosystémových funkcí, což je způsobeno převažující rozlohou intravilánu města, jež značně omezuje veškeré přirozené funkce fluvialního ekosystému. Částečně zvýšená hodnota protipovodňové funkce v horní části povodí odráží přítomnost zde vybudovaného poldru. Ačkoliv se jedná o vodní tok protékající katastrálními územími několika brněnských městských částí s převahou zastavěného území, očekávané vlastnosti typické pro tzv. syndrom urbáních toků (tj. napřímené a nepřirozeně zahloubené koryto s opevněnými břehy i dnem), definovaný Meyerem et al. (2005) a dále rozvinutý zejména Walshem et al. (2005), vykazují koryto Leska-

vy pouze v několika úsecích. Ve zbylé části jsou pro Leskavu typické parametry rurálního nebo podle Pinta a Maheshwarishi (2014) spíše peri-urbálního toku – tzn. výrazné zahloubení koryta ve tvaru písmene „V“, s minimálním rozsahem vlastní dna a opevněnými břehy. Zde se nabízí možná analogie v podobě „syndromu rurálních toků“, jehož příznaky by v našich podmínkách mohla splňovat relativně velká část hydrografické sítě a v rámci zájmových území se uplatňují zejména v povodí Dunajovického a Košateckého potoka. Výrazné umělé zahloubení vodních toků, protékajících městskou zástavbou, které se odráží i v dalších biotických vlastnostech, označuje Shields Jr. et al. (2010) za projev tzv. „syndromu zahloubeného koryta“.



**Obr. 6** Kvalita plnění vybraných ekosystémových funkcí příbřežní zónou vodních toků ve sledovaných povodích (\*každá funkce je hodnocena 0–3 body, kde 3 b. značí nejvyšší kvalitu plnění funkce a 0 b. značí, že území danou funkci neplní)

Kombinací ekosystémových funkcí, typickou převážně pro oblasti se zvýšeným rekreačním potenciálem, se vyznačuje horské povodí Ryzího potoka. Jedná se o území, které ve větší míře plní především funkci rekreační a dále funkci vodního zdroje, jež také úzce souvisí s cestovním ruchem, jelikož je odebraná voda využita především pro potřeby zásobování ubytovacích zařízení a v zimním období rovněž pro výrobu technického sněhu v místním lyžařském areálu. Objem odebraných užitkových vod pro potřeby zasněžování navíc v důsledku probíhající environmentální změny stále narůstá (HEIS VÚV, 2016), což význam diskutované ekosystémové funkce ještě zvyšuje. V nezanedbatelném rozsahu se uplatňuje také funkce protipovodňová, ovlivněná v horní části povodí přirozeným a na dolním toku antropogenně podmíněným zahloubením koryta. Podstatnou roli hraje rovněž vysoká drsnost koryta, která zpomaluje rychlost proudění a prodlužuje dobu koncentrace, důležitou zejména pro níže položené úseky se zástavbou situovanou v rámci potoční krajiny.

Poslední analyzované povodí Stropnice dosahuje zvýšených hodnot v širším spektru ekosystémových funkcí, a to zejména v úsecích s převládajícími erozně-akumulačními procesy. Poměrně vysoké kvality nabývá téměř v celé délce říční sítě zvláště migrační funkce, jelikož se v korytech sledovaných toků (resp. jejich úsecích) nachází jen minimální množství migračně neprostupných překážek (jezů nebo stupňů s výškou přesahující 50 cm, propustků, hrází, apod.). Dostatečnou prostupností se vyznačují rovněž terestrické části potoční krajiny. Studovaná část povodí Stropnice je v rámci zájmových území unikátní z hlediska plnění energetické funkce, jejíž praktické využití lze pozorovat na středním úseku toku Stropnice, kde je instalována malá vodní elektrárna (v hrázi vodního díla Humenice).

## Závěr

Jelikož uvedené poznatky, týkající se kvality plnění hodnocených ekosystémových funkcí potočních krajin, z velké části vypovídají o charakteru přístupu člověka k dané krajině a intenzitě jejího využívání, lze na jejich základě také identifikovat lokality se zvýšenou „společenskou poptávkou“ po změně stávajícího stavu. Jedná se o úseky vodních toků a okolní krajiny, které se vyznačují výrazně degradovanými environmentálními hodnotami a s tím související omezenou schopností plnit přirozené ekosystémové funkce a služby. Při identifikaci lokalit s potenciálem pro zvýšení kvality plnění sledovaných funkcí je však nutné zohlednit také reálné možnosti rozvoje, vyplývající z konkrétních způsobů využití daného území – například v intravilánu obce není možné očekávat zásadní změnu, vedoucí ke zlepšení kvality protipovodňové funkce nebo v případě úseku s velmi malými průměrnými hodnotami průtoku je velmi nepravděpodobné zvýšené uplatnění energetické funkce.

Jako území s průměrnou nejnižší mírou sledovaného potenciálu byla vyhodnocena potoční krajina Ryzího potoka, která s ohledem na svou rozlohu, členitost reliéfu i stávající charakter krajinného pokryvu a stupeň ochrany přírody (území je součástí ochranného pásma a III. zóny Krkonošského národního parku), nedisponuje prostorem pro změny, jež by mohly významně zvýšit kvalitu poskytovaných funkcí. Velmi nízký potenciál zlepšení ekosystémových funkcí lze předpokládat také u potoční krajiny Leskavy, kde přítomnost městské zástavby omezuje potenciální rozvoj funkcí a služeb, jež by toto území mohlo společnosti poskytovat.

Opak představují potoční krajiny Košáteckého a Borovského potoka, u nichž bylo vyhodnoceno možné zvýšení kvality u relativně širšího spektra ekosystémových funkcí. Tato povodí se tedy vyznačují podmínkami, v nichž je teoreticky možné uskutečnit změny, které by vedly ke zlepšení kvality života místních obyvatel, prostřednictvím zvýšení integrity vodních toků se svým bezprostředním okolím. Mezi takové změny lze zařadit především revitalizace potočních ekosystémů či ekonomicky méně náročné samovolné renaturace, spočívající podle Justa a kol. (2005) zejména v zanášení upravených koryt splaveninami, zarůstání bylinami a dřevinami a postupném rozpadu umělých opevnění. Studium krajin malých vodních toků nabývá stále více na významu rovněž v souvislosti s probíhající environmentální změnou, na jejíž dopady je prostředí fluválních ekosystémů velice náchylné. Drobné toky v urbánní i rurální krajině kromě přímých dopadů současné lidské činnosti, ve formě častých úprav koryt a změn v charakteru využití území příbřežní zóny, čelí také dopadům nepřímým, projevujícím se častějším výskytem enormních hydrometeorologických situací. Veškeré tyto faktory následně ovlivňují schopnost dotčených ekosystémů plnit své přirozené funkce, což se v řadě případů mimo jiné odráží rovněž v kvalitě života místních obyvatel.

## Poděkování

Príspevek byl vytvořen za finanční podpory MŠMT v rámci projektu LTC18069 „Management malých vodních toků a příbřežních biotopů pro zmírnění dopadů environmentální změny“.

## Seznam literatury

- AMOROS, C., ROSTAN, J. C., PAUTOU, G., BRAVARD, J. P. (1987) The reversible process concept applied to the environmental management of large river systems. *Environmental Management*, 11. pp. 607–617.
- BOHL, M. (1986) Zur Notwendigkeit von Uferstreifen. *Natur u. Landsch.*, 61 (4). pp. 134–136.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., DE GROOT, R. S., WILSON, M. A., BOUMANS, R. M. J. (2002) A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*, 41 (3). pp. 393–408.
- DÉCAMPS, H. A., FORTUNE, M., GAZELLE, F., PAUTOU, G. (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology*, 1. pp. 163–173.

- DEMEK, J., HAVLÍČEK, M., MACKOVČIN, P., SLAVÍK, P. (2011) Změny ekosystémových služeb poříčních a údolních niv v České republice jako výsledek vývoje využívání země v posledních 250 letech. *Acta Pruhoniciana*, 98. s. 47–53.
- ERFTVERBAND (1989) Konzept zur ökologischen Verbesserung der Fließgewässer des Erftverbandes. ErftVerband, Bergheim. 48 p.
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1986) Landscape ecology. John Wiley & Sons., New York. 620 p.
- GRAF, W. L. (1980) Riparian management – a flood control perspective. *J. Soil and Water Cons.*, 35. pp. 158–161
- HYNES, H. B. N. (1975) The stream and its valley. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.*, 19. pp. 1–15.
- CHASE, T. N., PIELKE, R. A., KITTEL, T. G. F., NEMANI, R. R., RUNNING, S. W. (2000) Simulation impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. *Climate Dynamics*, 16. pp. 93–105.
- JAKUBÍNSKÝ, J. (2014a) The human impact on the current hydromorph. states of small watercourses in the Czech Republic. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14 (4). pp. 313–322.
- JAKUBÍNSKÝ, J. (2014b) *Potenciál vymezení nivy a říční krajiny na malých vodních tocích. Rigorózní práce.* Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta MU, Brno. 103 s.
- JUST, T., MATOUŠEK, V., DUŠEK, M., FISCHER, D., KARLÍK, P. (2005) *Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. 3. ZO ČSOP Hořovicko, Ekologické služby s.r.o., Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha. 359 s.*
- MALANSON, G. P. (1993) *Riparian Landscapes. Cambridge Studies in Ecology.* Cambridge University Press, Cambridge. 308 p.
- MATOUŠKOVÁ, M. [ed.] (2008) *Ekohydrologický monitoring vodních toků – v kontextu evropské Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES. 1. vyd., Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha. 210 s.*
- MEYBECK, M. (2003) Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 358 (1440). pp. 1935–1955.
- MEYER, J. L., PAUL, M. J., TAULBEE, W. K. (2005) Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24. pp. 602–612.
- MEYER, P. A. (1985) *Public Values for Riparian Ecosystems: Experimental Results in the West and Implications for the Grand Canyon. North America Conference on Riparian Ecosystems and their Management, University of Arizona, Tucson, April 17, 1985. 4 p.*
- NAIMAN, R. J., DECAMPS, H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review Ecology and Systematics*, 28. pp. 621–658.
- NAIMAN, R. J., DÉCAMPS, H., MCCLAIN, M. E. (2005) *Riparia, Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities.* Elsevier Academic Press, London. 430 p.
- PINTO, U., MAHESHWARI, B. (2014) A Framework for assessing river health in peri-urban landscapes. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14. pp. 121–131.
- PITHART, D., DOSTÁL, T., LANGHAMMER, J., JANSKÝ, B. (2012) *Význam retence vody v říčních nivách.* Daphne ČR – Institut aplikované ekologie, Č. Budějovice. 141 s.
- POSTEL, S., CARPENTER, S. (1997) Freshwater Ecosystem Services. In: DAILY, G. C. [ed.] *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems.* Island Press, Washington D. C. pp. 195–214.

ROBERTS, R. S., LANT, C. L. (1988) *Evaluating the environmental services of riparian wetlands as public goods: a program for agricultural land use in Iowa*. Final report, Project 25706. Iowa State Water Resources Research Institute.

SEJÁK, J., DEJMAL, I., PETŘÍČEK, V., CUDLÍN, P., MÍCHAL, I., ČERNÝ, K., KUČERA, T., VYSKOT, I., STREJČEK, J., CUDLÍNOVÁ, E., CABRNOCH, J., ŠINDLAR, M., PROKOPOVÁ, M., KOVÁŘ, J., KUPKA, M., ŠČASNÝ, M., ŠAFAŘÍK, M., ROUŠAROVÁ, Š., STEJSKAL, V., ZAPLETAL, J. (2003) *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Český ekologický ústav, Praha. 450 s.

SHIELDS Jr., F. D., LIZOTTE, Jr., R. E., KNIGHT, S. S., COOPER, CH. M., WILCOX, D. (2010) The stream channel incision syndrome and water quality. *Ecological Engineering*, 36. pp. 78–90.

ŠTĚRBA, O., MĚKOTOVÁ, J., BEDNÁŘ, V., ŠARAPATKA, B., RYCHNOVSKÁ, M., KUBÍČEK, F., ŘEHOŘEK, V. (2008) *Říční krajina a její ekosystémy*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc. 391 s.

VAN DEN BELT, M. (1997) The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387. pp. 253–260.

VRÁNA, K., DOSTÁL, T., GERGEL, J., KENDER, J., ZUNA, J. (2004) *Revitalizace malých vodních toků – součást péče o krajinu*. Consult, Praha. 60 s.

WALSH, CH. J., ROY, A. H., FEMINELLA, J. W., COTTINGHAM, P. D., GROFFMAN, P. M., MORGAN II, R. P. (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 24 (3). pp. 706–723.

WELCOMME, R. L. (1979) *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Longman Group, Ltd., London, UK. 317 p.