Tento projekt je financován se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci programu BETA2
www.tacr.cz
Výzkum užitečný pro společnost

Ministerstvo životního prostředí

Závěrečná výzkumná zpráva projektu TITSMZP703 – Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů

Konečný uživatel výsledků: **Ministerstvo životního prostředí**
Vršovická 1442/65
Praha 10, 100 10

Název projektu:	Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů
Číslo projektu:	**TITSMZP703**
Řešitel projektu:	Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie
	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.
Doba řešení:	01.06.2018 – 30.11.2021

Důvěrnost a dostupnost: veřejně přístupný (http://sucho.eu/doc/TITSMZP703_zaverecna_zprava.pdf)

Informace o autorském týmu:

Mgr. Marek Polášek, Ph.D.
Mgr. Michal Straka, Ph.D.
RNDr. Petr Pařil, Ph.D.
RNDr. Denisa Němejcová
Mgr. Vendula Polášková, Ph.D.
Mgr. Barbora Loskotová
Mgr. Alena Dostálová
Mgr. David Výravský
RNDr. Jiří Jakubínský Ph.D.
Mgr. Pavel Ondráček Ph.D.
Mgr. Veronika Kalníková, Ph.D.
Mgr. Kateřina Šumberová, Ph.D.
Ing. Pavel Jurajda, Ph.D.

Další informace o projektu:

Jedním z cílů projektu TAČR TITSMZP703 (Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů) bylo vytvořit *Metodiku hodnocení vlivu vysychání toků na biodiverzitu tekoucích vod pro cílené navrhování zásahů a opatření k omezení negativních dopadů vysychání toků na biodiverzitu*. Tato závěrečná výzkumná zpráva shrnuje všechny poznatky a výsledky zjištěné během řešení projektu a je odborným podkladem, o jehož závěry se Metodika opírá. Cílem tohoto projektu bylo vyhodnotit společný vliv vysychání vodních toků a doprovodných antropogenních vlivů na modelové skupiny vodních a na vodu vázaných organismů. Veškerá data a výsledky, na jejichž základě byla tato zpráva sestavena, vychází z terénního výzkumu na modelových lokalitách v ČR, který probíhal v letech 2018 až 2020.

Program veřejných zakázek v aplikovaném výzkumu a inovacích pro potřeby státní správy BETA2 byl schválen usnesením vlády České republiky č. 278 ze dne 30. 3. 2016 a je zaměřen na podporu aplikovaného výzkumu a inovací pro potřeby orgánů státní správy. Poskytovatelem finančních prostředků je Technologická agentura ČR.

Obsah

Úvod do problematiky 5
Opatření proti negativním dopadům sucha 6
Biota vysychavých toků 19
Role refugií pro perzistenci bioty v toku 22
Metodika výzkumu 28
Vybraná opatření a biologické složky 28
Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření 30
Studované území 32
Sledované parametry, způsob odběru a zpracování vzorků 35
Hydrogeologické parametry sledovaných lokalit 40
Úvod 40
Metodika průzkumu 40
Dosažené výsledky 43
Hydromorfologická kvalita sledovaných toků 45
Přehled abiotických parametrů prostředí 49
Fyzikálně-chemické parametry vody na sledovaných lokalitách 52
Vliv bodových opatření na biodiverzitu 56
Vliv malých vodních nádrží na makrozoobentos 56
Vliv malých vodních nádrží na fytobentos a fytoplankton 64
Vliv malých vodních nádrží na cévnaté rostliny 69
Vliv malých vodních nádrží na ryby 73
Vliv liniových opatření na biodiverzitu 75
Vliv doprovodné vegetace a hydromorfologie na makrozoobentos 75
Vliv doprovodné vegetace a hydromorfologie na fytobentos 83
Vliv doprovodné vegetace a hydromorfologie na cévnaté rostliny 87
Vliv plošných opatření na biodiverzitu 90
Vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na makrozoobentos 90
Vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na fytobentos 95

Vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na cévnaté rostliny 96
Shrnutí a závěr 97
Literatura 100
Přílohy 116
Hydrogeologický pasport sledovaných lokalit 116

Úvod do problematiky

Klimatická změna a intenzivnější využívání vodních zdrojů v celých povodích s sebou přináší stále častěji extrémní hydrologické situace, kterými jsou povodně a sucha (Hrdinka et al. 2012). Povodeň lze považovat z ekologického pohledu za krátkodobou disturbanci působící v rámci říčního systému pozitivně na obnovu a propojenost zásadních habitatů jako je říční niva se systémem povrchových (tůně) i podzemních vod (hyporeál). Povodeň podporuje ekologické funkce těchto habitatů a přispívá k obnově zásadních morfologických struktur koryta i přilehlé nivy (náplavy, stržené břehy, padlé stromy, tůně v korytě atd.). Naopak epizody sucha, které se v našich zeměpisných šířkách objevují intenzivněji zejména od přelomu tisíciletí (významná hydrologická sucha 2003, 2015, 2018 – Brázdil et al. 2015, Kukla & Kourkova 2019) vnímáme z pohledu říčních ekosystémů negativně, jelikož v jejich důsledku často dochází k ochuzení diverzity společenstev vodních a na vodu vázaných organismů (Brázdil et al. 2015, Straka et al. 2019, Pařil et al. 2019). Důsledky častějšího sucha dopadají negativně i na další lidské aktivity navázané přímo na přírodní zdroje jako je zemědělství, lesnictví, vodní hospodářství a dále i na navazující obory jako průmysl, energetika, doprava či zásobování obyvatel pitnou vodou (Brázdil et al. 2015).

Z těchto důvodů vyvstává potřeba činit různé typy opatření, která omezují a minimalizují dopady epizod sucha na všechny aspekty lidských činností, a udržet tak míru negativních dopadů sucha na přijatelné úrovni. Tato opatření v říční síti nejsou vždy zaměřena výhradně na podporu biodiverzity, ale mají komplexnější charakter směřující především k zadržování vody v krajině. Často se omezují pouze na zadržení vody v nádržích, které je sice výhodné z hlediska její rychlé dostupnosti, nicméně z biologického pohledu může mít řadu negativních dopadů (Lessard & Hayes 2003, Mbaka & Wanjiru Mwaniki 2015). Nádrže nejsou jediným možným opatřením směřujícím proti dopadům sucha, škála opatření je v zásadě velmi pestrá (viz Katalog přírodě blízkých opatření pro zadržení vody – Dzuráková et al. 2018). Nádrže jsou však dosud nejvíce realizovaným opatřením, jemuž je věnována značná část finančních prostředků z dotačních programů (viz *www.opzp.cz/o-programu/cerpani-a-schvalene-projekty*). V literární rešerši zaměřené na zpracování poznatků o dopadech opatření proti suchu na biotu vodních toků je proto nádržím a jejich stavbě věnována největší pozornost. Jelikož v rámci řešeného projektu TA ČR s názvem Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů (TITSMZP703) bylo vytčeným cílem posuzovat dopady plánovaných i existujících opatření proti suchu na systémy tekoucích vod, byly ekosystémy přirozených stojatých vod (např. tůně v nivě, přirozená jezera) zahrnuty pouze okrajově. Ve stojatých vodách často vystavovaných epizodám vyschnutí (např. periodické tůně) se navíc přirozeně vyvinula u organismů řada adaptací, umožňující jim tyto přirozené disturbance relativně bez problémů překovávat (ve formě dormantních stádií jako jsou vajíčka či cysty odolná vůči suchu – blíže viz Williams 2006).

Následující text je proto členěn do několika oddílů věnujících se dopadům jednotlivých typů opatření na společenstva tekoucích vod a obecným mechanismům, které umožňují úspěšné přežívání organismů ve

vysychavých tocích. Zahrnuje i podrobnější popis vhodných refugií, mechanismů jejich fungování a pasáže věnované principům, které by se měly dodržovat při obnově vysychavých toků. Je třeba si uvědomit, že tento ekosystém existoval i v podmínkách České republiky (ČR) přirozeně ještě před obdobím nástupu výrazných projevů klimatické změny, a to ve formě přirozeně vysychavých toků v krasových a pseudokrasových oblastech – viz Zahrádková et al. 2015.

Opatření proti negativním dopadům sucha

Přestože existuje celá řada opatření proti negativním dopadům sucha mající potenciálně vliv na biodiverzitu vodních toků (viz Dzuráková et al. 2018), byly v projektu zhodnoceny především mechanismy působení tří nejčastěji prováděných typů opatření: **bodová opatření** – malé vodní nádrže (MVN), **liniová opatření** – doprovodné pásy příbřežní vegetace (*buffer stripes*) a revitalizace toků a **plošná opatření** – změny ve způsobu využití půdy (*land-use*) v ploše povodí. Pro tyto typy opatření uvádíme souhrn nejdůležitějších publikovaných informací o jejich působení na biotu vodního prostředí a významné abiotické parametry prostředí.

Malé vodní nádrže

Nádrže na vodních tocích či v jejich bezprostřední blízkosti významně ovlivňují velké množství biotických i abiotických parametrů toku. Kromě jejich managementu je často určujícím faktorem jejich vlivu velikost nádrže. V ČR dochází doposud k úplnému vysychání vodotečí (ve smyslu Pařil et al. 2015) pouze u menších toků do 4. řádu dle Strahlera (Zahrádková et al. 2015), proto byly do hodnocení vlivu nádrží na společenstva vysychavých toků zahrnuty spíše malé vodní nádrže než nádrže typu přehrad na velkých tocích. Velké nádrže mají potenciál nadlepšovat průtoky v suchých obdobích, zároveň tím mohou způsobovat četné negativní jevy spojené s tzv. „perenializací“ toků (tj. obnovením trvalého průtoku) popsané v samostatné kapitole níže. Z praktického hlediska se tedy projekt zaměřil na malé vodní nádrže, u jejichž budování je často uváděn jako důvod opatření proti suchu.

Za malé vodní nádrže (MVN) jsou podle ČSN 75 2410 považovány nádrže s maximálním objemem ovladatelného prostoru 2 mil. m^3, které jsou zároveň hluboké nejvýš 9 m. Existuje řada typů MVN podle účelu např. vodárenské, závlahové, retenční suché, retenční s malým zásobním prostorem, čistící a usazovací či krajinotvorné. MVN v závislosti na své funkci zachycují povodňové průtoky v rozsahu disponibilního retenčního prostoru, transformují povodňové vlny a chrání území nebo objekty před negativními účinky velkých vod nebo transportem půdních částic z erozních procesů (Dzuráková et al. 2018). MVN byly obecně studovány z hlediska svého dopadu na různé skupiny vodní bioty. Neexistuje však mnoho prací zaměřených přímo na jejich vlivy spojené s vysycháním toků. Mezi souborné práce shrnující vliv MVN na biotu vodního toku patří studie Mbaka & Wanjiru Mwaniki (2015), která porovnávala celkem 94 studií zkoumající vliv vodních nádrží na biotické i abiotické proměnné vodního toku. Jako zásadní změny vyvolané vodními nádržemi byly identifikovány změny teploty, podílu

jemného sedimentu, abundance a diverzity vodních bezobratlých v úseku toku pod nádrží oproti stavu nad ní. U teploty docházelo v úseku pod nádrží častěji ke zvýšení o několik stupňů Celsia. Jemný sediment byl v nádrži zachytáván a v úseku pod ní ho následně bylo méně než v úseku nad nádrží. U vodních bezobratlých docházelo pod nádrží k poklesu abundance i diverzity, zejména sensitivních taxonů.

Tyto negativní vlivy byly pozorovány především na permanentních tocích. Dopad MVN na suchem již částečně selektované společenstvo vysychavého toku však může být odlišný. Tento předpoklad byl předmětem terénního výzkumu na malých vodních nádržích prováděných v rámci tohoto projektu.

Malé vodní nádrže a abiotické parametry prostředí

U MVN lze očekávat soubor pozitivních a negativních dopadů lišících se svým rozsahem. Mezi předpokládaná pozitiva z hlediska průtoků pod MVN mohou připadat v úvahu potenciální nadlepšení průtoků v období sucha ze zásobního prostoru, a dále vznik vodního refugia pro přežívání suché epizody. Mezi negativní vlivy může dle předpokladů patřit zejména změna v živinových a sedimentačních poměrech pod nádrží, existence migrační překážky na toku a změna teplotního režimu.

Obvyklý hydrologický režim MVN závisí především na místních klimatických podmínkách, přesto lze pozorovat některé obecné zákonitosti napříč klimatickými regiony (Manson et al. 1968). V podmínkách ČR dosahují MVN maximálních hladin na jaře (po tání sněhu), naopak v letních teplých měsících s vysokým výparem může hladina MVN relativně rychle zaklesnout (Beran & Vizina 2013, Kašpárek et al. 2016). Takový deficit se při nedostatku srážek může prodloužit až do podzimních měsíců. Hlavním faktorem ovlivňujícím hydrologický režim MVN je tak vztah mezi atmosférickými srážkami a výparem. Další důležité faktory se mohou mezi nádržemi významně lišit. Jedná se například o propustnost horninového prostředí, konstrukční vlastnosti hráze či utěsnění dna zakolmatováním či zbudováním těsnící vrstvy ve dně. Nepropustnost dna i hráze souvisí se stářím MVN, kdy se zkracující se životností dochází ke vzniku netěsností spojených s výrazným průsakem a infiltrací do nivy toku.

Obecně jsou změny hladiny MVN dány poměrem přítoku a odtoku (Hayashi & van der Kamp 2007). Tento poměr je značně ovlivněn klimatickými poměry jako jsou srážky, teplota či výpar (Bengtsson & Malm, 1997, Håkanson et al. 2004), geomorfologickou charakteristikou povodí (sklon, geologický podklad, land-use) a přídatnými antropogenními vlivy. Vlastní hydrologie vodních nádrží je dále ovlivňována vegetací v nádrži, půdními poměry a hydrogeologickými charakteristikami v okolí nádrže. Podstatný je i tvar a morfologie nádrže, to jest profil dna, tvar a sklon břehů, hloubka, poměr šířky a délky nádrže nebo zastoupení vegetace (Persson & Wittgren 2003).

Do celkové vodní bilance nádrží vstupují i hydrogeologické poměry v povodí (Zacharias & Zamparas 2010). Propustnost prostředí a sklon svahů určují množství vody dotující MVN povrchovým přítokem i podzemními vodami. Voda do nádrže přitéká se srážkami, povrchovým vtokem, tajícím sněhem a podzemními vodami. Ke zpětné dotaci MVN do mělkých podzemních vod dochází při vyšších stavech

vodní hladiny (po tání sněhu, ledové pokrývky či přívalových srážkách), naopak v suchém a teplém období drénováním okolní zvodně. Na poklesu hladiny se významným způsobem podílí i vegetační pokryv v bezprostředním okolí MVN (van der Kamp & Hayashi 1998).

Zásadním způsobem mohou do těchto procesů vstupovat antropogenní vlivy, mezi nejvýznamnější patří odběry z povrchové i podzemní vody (Rodríguez-Rodríguez 2007). Antropogenní vlivy mohou vyvolat silné výkyvy vodní hladiny MVN a následně mít dopad i na kolísání hladiny podzemní vody v okolí MVN (Serrano et al. 2008). Vliv MVN na hydrologii podzemních vod závisí dále na topografii území a regionálních hydrogeologických poměrech. Vysoko položené vodní nádrže převážně dotují podzemní zvodně, zatímco nížinné nádrže podzemní vodu drénují (Winter 1999). Dalším typem antropogenního vlivu mohou být doly, lomy či obecně rozsáhlejší povrchová či podpovrchová těžba nerostů. Některé studie uvádí, že po zbudování MVN může dojít k ohrožení kvality podzemních vod v důsledku zvýšené dotace méně kvalitní povrchovou vodou (Kašpárek 2017).

Malé vodní nádrže a společenstva vodních a na vodu vázaných organismů

Malé vodní nádrže značně mění charakter vodního prostředí, což zásadně ovlivňuje přítomnou vodní biotu. Vlivy MVN na biotu toku je nutné hodnotit v kontextu lokálních podmínek prostředí, povodí, regionu, klimatického pásma i na základě technického řešení MVN (např. umístění výpusti). Dle souhrnné studie Mbaka & Wanjiru Mwaniky (2015) zhodnocující vliv MVN na biotu a abiotické proměnné vodního toku, lze MVN rozdělit na tři typy: (i) malé jezy, (ii) postranní nádrže mimo hlavní tok a (iii) malé nádrže (do výšky hráze max. 15 m). Porovnávanými parametry zde byly rychlost proudění, hloubka a šířka toku, teplota vody, koncentrace kyslíků, jemné sedimenty, pH, chlorofyl-a, fosforečnany, dusičnany, amoniak, vodivost, zákal, alkalinita, tvrdost vody a diverzita a abundance vodních bezobratlých. Käiro et al. (2011) zhodnotili vliv přehrazení nížinných toků, kde pozorovali pokles kvality ekologického stavu v nádržích s bahnitým dnem, zatímco v nádržích s kamenitým dnem byla ekologická kvalita srovnatelná s ekologickým stavem v toku. Pod nádrží zaznamenali typicky více filtrátorů (taxonů živících se filtrováním jemných částic z prostředí). Toky pod zabahněnými nádržemi měly odlišné druhové složení než toky pod nádržemi s polopropustným kamenitým dnem, převažovali zde ubikvistní (kosmopolitně rozšířené) druhy vodních bezobratlých (makrozoobentosu, MZB) jako například řada druhů pakomárů (Chironomidae), korýš beruška vodní (*Asellus aquaticus*) nebo pijavky rodu chobotnatka (*Glossiphonia*). Maxted et al. (2005) sledovali v nádržích na tocích na Novém Zélandu MZB, změnu teploty vody a koncentrace rozpuštěného kyslíku nad a pod výpustí. Teplota vody pod nádržemi během letního období o několik stupňů vzrostla. Pod nádrží byly zhoršené kyslíkové poměry i druhové a abundanční zastoupení MZB nezávisle na typu substrátu MVN (měkké a tvrdé dno) a přítomnosti příbřežní vegetace. Míra ovlivnění MZB souvisela s využitím území (*land-use*) a velikostí daného typu půdního zastoupení v povodí. Horší stav byl pozorován v nádržích s vysokým procentem zemědělské půdy v povodí a s velkým objemem nádrže pro dlouhodobé zdržení vody. Za zásadní managementová opatření pokládají autoři studie odstraňování nevyužívaných nádrží či stavbu nových nádrží mimo tok jakožto postranních zdrží. Lessard & Hayes (2003) zkoumali toky s přehradami s horní

výpustí, na kterých sledovali stav rybí obsádky, MZB a vybraných abiotických parametrů (kyslík, fosfor, vodivost a teplota) nad a pod nádrží. Ze sledovaných abiotických parametrů pozorovali změnu pouze u zvýšení teploty pod nádrží související s úbytkem chladnomilných ryb v daném úseku. Počet taxonů ani abundance MZB se signifikantně nezměnily, došlo však k výměně druhů (turnover). Saulino et al. (2017) sledovali složení společenstva pakomárů (Chironomidae) v tocích nad a pod přehradami v Brazílii v souvislosti se změnou abiotických podmínek toku. Pod nádržemi kleslo množství jemně partikulované organické hmoty (FPOM), což vedlo k poklesu druhové bohatosti MZB a ke změnám ve funkčním složení společenstva. Barlow et al. (2005) zjistili, že pod přehradami byla v průměru o 40 % nižší druhová bohatost MZB než v tocích bez přehrad. Tento rozdíl je dle autorů způsoben znesnadněním driftu přehrazením toku. Mezi skupiny MZB, které chyběly pod přehradami, ale běžně se v nepřehrazených tocích vyskytovaly, patřily například některé čeledi jepic (Caenidae, Coloburiscidae, Leptophlebiidae), chrostíků (Calamoceratidae, Conoesucidae, Glossosomatidae, Leptoceridae) a brouků (Elmidae, Psephenidae). Martínez et al. (2013) zkoumali vliv MVN na taxonomické a funkční složení společenstva MZB. Pod nádrží se snižovala abundance i diverzita trofických skupin kouskovačů, u seškrabávačů a predátorů se tyto parametry neměnily. Podobně se pod nádrží snížila i diverzita citlivých druhů jepic, pošvatek a chrostíků (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera – EPT taxony). Nichols et al. (2006) zjistili, že oproti referenčním lokalitám nad nádrží obsahovaly vzorky MZB z lokalit pod přehradou více pakomárů (Chironomidae), máloštětinatých opaskovců (Oligochaeta), roztočů (Acari) a méně citlivých skupin hmyzu – EPT a brouků (Coleoptera). Kompletní obnova společenstva nastala až po 4 km toku od nádrže. Pro makrofyta byl zásadním faktorem průtok, který byl pod nádrží stabilnější a umožňoval vhodné podmínky pro jejich rozvoj. Spence & Hynes (1971) zjistili, že pod nádrží byly redukovány počty druhů MZB oproti stavu nad nádrží a byly zvýšené abundance ubikvistních druhů. Zároveň docházelo, především u chrostíků a jepic, k výrazné výměně druhů (turnover). Významný vliv měla změna teploty, nárůst abundance řas, zooplanktonu a fytoplanktonu na výtoku z nádrže. Tyto faktory působící dohromady mění složení MZB podobně jako lehké organické znečištění. Všetičková & Adámek (2013) studovali, jak se liší společenstvo MZB na vtoku a odtoku z MVN. Zjistili, že pokud je přítok čistý, odtéká z MVN voda s horší kvalitou a méně druhově bohatým společenstvem MZB, než je na vtoku. Naopak pokud je přítok znečištěný, na odtoku je situace srovnatelná. Thornhill et al. (2017) klasifikovali nádrže v Anglii do 4 typů z hlediska ochrany biodiverzity. První typ byla jezírka s makrofyty, nezastíněná a s menším obsahem živin (forforečnanů a draslíku), s dobrou propustností do okolních mokřadů a s největší druhovou diverzitou. Pro tyto rybníky byly charakteristické některé druhy vážek (Odonata) a brouků (Coleoptera), plžů (Gastropoda) a ploštic (Heteroptera). Druhý typ se vyskytoval především v urbanizovaných částech s minimem okolních mokřadů, často se zpevněnými břehy a s vysokou koncentrací fosfátů. Početnost makrofyt byla nižší a ochranářský význam byl malý, protože nádrže obývali hlavně kosmopolitní ubikvisté. Třetí typ obsahoval vysoké zastoupení makrofyt, kolísala zde výška hladiny, přirozenější charakter habitatů a celkově byl tento typ průměrně vhodný pro ochranu biodiverzity. Čtvrtý typ nádrží byl urbanizovaný, zastíněný, s hodně živinami, dominujícím fytoplanktonem a s málo makrofyty. Diverzita taxonů zde byla nízká. Nejdůležitější bylo pro klasifikaci množství živin, zastínění a zpevnění břehů. Model poukázal na to, že nejdůležitější roli zde má charakter

okolí do 100 m kolem nádrže, a že v místech s vysokou urbanizací jsou obecně méně ochranářsky významné lokality.

Karaus et al. (2013) sledovali, jakým způsobem obohacují malé boční nádrže mimo vodní tok diverzitu MZB hlavního toku. Tyto boční nádrže hostily více než 50 % druhů a celkově vykazovaly vyšší druhovou výměnu (turnover) než hlavní tok, čímž výrazně obohacovaly celkovou diverzitu. Další práce se zaměřily na vliv přehrazení toků na společenstva proudomilných zástupců MZB (rheofilů), jejichž početnost pod nádržemi klesala (Beckett & Miller 1982). U chrostíků rodu *Hydropsyche* došlo po dvou dnech od snížení rychlosti proudu k rapidnímu poklesu abundance. Oproti tomu na blešivce (rod *Gammarus*) nemělo snížení proudu významný vliv. Boles (1981) se zabýval výměnou společenstev MZB pod přehradou se spodní výpustí. Po nasypání 10-20 cm vrstvy substrátu do toku pod přehradou nedošlo ke zvýšení početnosti MZB, jelikož byly použité velikosti granulí příliš malé na to, aby se v nich udržely populace MZB. Dodaný substrát byl vhodný pouze pro larvy muchniček (Simuliidae), jepice rodu *Baetis* a pakomáry (Chironomidae), což koresponduje s preferencí kamenitého dna nádrže makrozoobentosem.

V poslední době dochází i k odstraňování redundantních MVN (Carlson et al. 2018). Zpočátku má jejich rušení negativní vliv na složení společenstva a denzitu citlivých EPT taxonů nad i pod nádrží. Postupně jsou však společenstva schopna obnovit svůj stav před odstraněním MVN a v konečném důsledku navýšit denzitu. Gray & Ward (1982) se zabývali vlivem vnosu sedimentů z nádrží do toku a zjistili, že pokud se z nádrže vypouštěl jemný sediment v desetinásobném množství, než je běžné v toku, snížila se početnost pakomárů (Chironomidae) až o 90 %. Zároveň se u některých jepic (*Tricorythodes minutus)* abundance zvýšila až trojnásobně, zatímco početnosti máloštětinatých opaskovců (Oligochaeta), kteří jsou obecně málo citliví k zanášení jemným sedimentem (siltaci), se výrazně neměnily.

Doprovodná příbřežní vegetace a revitalizace toků

Vliv doprovodné příbřežní vegetace (*buffer stripes*) a přirozené morfologie toku je v dostupné literatuře popisován jako veskrze pozitivní prvek, který působí jako zóna zachytávající živiny a jemný sediment splachovaný z okolních agrikultur přívalovými dešti či jako zástin snižující povrchové teploty toku i vyschlého dna a snižující celkový výpar. Doprovodná vegetace výrazně podporuje přirozenou morfologii toku a dodává dostatek potravních zdrojů zejména ve formě listového opadu a dřevní hmoty, přirozená morfologie působí kladně na vlhkost a substrátovou diverzitu sedimentu. Cílem tohoto opatření je přiblížit hydromorfologii toku místním přírodě blízkým podmínkám, zvýšit retenční kapacitu údolní nivy, iniciovat přirozený splaveninový režim a napomáhat biologické rozmanitosti a příznivému uspořádání vodních poměrů, zejména pak přirozenější dynamice průtoku během roku. Dále příbřežní pás vegetace snižuje teplotu vody a zvyšuje potravní a habitatovou nabídku (listový opad, kořenové systémy, mrtvé dřevo) pro vodní bezobratlé. Dostatečně vyvinutý břehový zápoj může také snižovat

vnos jemného sedimentu a živin (zejména dusíku a fosforu) ze zemědělské půdy do toku (viz např. Osborne & Kovacic 1993, Fennessy & Cronk 1997, Rios & Bailey 2006, Storey & Quinn 2013).

Příbřežní vegetace a abiotické parametry prostředí

Utváření morfologie říčního koryta vychází ze spolupůsobení hydraulických procesů, stability substrátu, stejně jako množství a složení sedimentů (Datry et al. 2017). V mnoha vysychavých tocích není působení těchto faktorů stabilně časoprostorově propojeno, jelikož se většina změn koryta (především pohyb sedimentů) odehrává v krátkém období zaplavení toku následovaném dlouhým obdobím nízkého až nulového průtoku (Wohl 2014). Změny rozsahu zaplavení koryta a akumulace sedimentů vedou k výrazným posunům v morfologii říčního koryta (Gómez-Gutiérrez et al. 2009). Pokles průtoku, vyschnutí a opětovné zaplavení se projevují odlišně v různých částech podélné trasy koryta toku s ohledem na parametry jako propustnost říčního aluvia, srážky, výpar a dotaci koryta podzemní vodou (Larned et al. 2011, Costigan et al. 2016). Pomalejší průtok vede k delší době zdržení vody, čímž se zkvalitňuje proces zasakování (Datry et al. 2017). Morfologicky nenarušený tok může akumulovat vodu během zvýšených průtoků a postupně ji nechat vsakovat do nivy, což napomáhá zvýšení hladiny podzemních vod ve vzdálenějším okolí toku. V období sucha tento rezervoár pomáhá zpětně dotovat vodní tok. Pro akumulaci co největšího množství vody je vhodné, když se voda po opadnutí povodně nevrací zpět do koryta, ale postupně zasakuje.

Pro mnoho morfologicky degradovaných toků je obnova říčních habitatů jednou z nejčastěji využívaných revitalizačních strategií (Bernhardt et al. 2005, 2007). Přes 70 % celosvětových revitalizačních projektů říčních sítí využívá hydromorfologických přístupů. Při nich se projektanti zaměřují na obnovu habitatů pomocí dodaných materiálů (větších balvanů, dřevní hmoty atd.), kterými obnovují geomorfologickou diverzitu v toku. Tyto konstrukce zvyšují hydraulickou diverzitu toku, umožňují vznik tůní, peřejí či tišin, a startují tak proces obnovy morfologie toku. V tomto procesu pak dochází k postupnému odstranění dopadů sedimentace usazenin a zanášení (siltace) říčního dna (Bond & Lake 2003). Obnova přirozené členitosti koryta, zvýšení habitatové diverzity, podpora přirozených sedimentačních procesů a diverzifikace struktury dnového substrátu vedou ke stabilizaci hydromorfologických poměrů a pozitivně ovlivňují samočistící procesy toku. Střídání proudivých úseků a tůní, s pomalejší a hlubší vodou, podporuje geomorfologické procesy (Dzuráková et al. 2018). V peřejnatých úsecích dochází ke zlepšení prokysličení vody v toku, zároveň nižší výška hladiny přispívá k rozvoji autotrofní složky společenstva, která urychluje látkovou výměnu. Tyto přirozené i uměle vložené struktury dna umožňují díky většímu aktivnímu povrchu rozsáhlejší rozvoj biofilmu a dalších biotických složek zlepšujících efektivitu samočistících procesů.

Důležitou součástí revitalizace je i obnova břehů a břehových porostů (Langhammer & Rettichová 2011). V případě obnovy pásů břehových porostů dochází k menšímu prohřívání vody a ke snížení vstupu jemnozrnných sedimentů, živin a toxických látek. Kořeny břehové vegetace zvyšují schopnost zadržovat vodu a morfologicky stabilizují koryto. Zároveň vegetace vodu spotřebovává při transpiraci a

vypařuje ji do okolí, čímž mění mikroklima. Břehové porosty, např. kořenové vlášení, také poskytují biotopy vhodné k osídlení bezobratlými či jako úkryty. Vyvrácené stromy s větvemi vytvářejí úkryty, zvyšují habitatovou diverzitu a zároveň jsou místem k rozmnožování (Kingsford 2000). Přínosem doprovodných porostů vegetace je výrazné zastínění vodní plochy před přímým slunečním svitem (způsobujícím intenzivní prohřívání) a omezení nadměrného kolísání koncentrace kyslíku z důvodu činnosti fototrofních organismů, jako jsou makrofyta a řasy (Dzuráková et al. 2018). Významný efekt na kvalitu břehových porostů má jejich spásání dobytkem. Ve výzkumu oplocených břehových zón okolo vysychavých a permanentních potoků zaznamenali Burger et al. (2010) s postupující obnovou břehových porostů zvyšující se koncentrace uhlíku v půdě. Množství dusíku a dostupného fosforu v půdě pak bylo spíše ovlivněno jejich přísunem z nedaleké farmy. Sunohara et al. (2012) v pětileté studii vysychavých toků porovnávali dva cca 350 m dlouhé příbřežní úseky toků, kde byla buď umožněna či vyloučena pastva dobytka. Vyloučení pastvy přispělo k nižšímu přísunu živin do toku a zároveň snížilo i přítomnost koliformních bakterií jak v období vysokého, tak nízkého průtoku. Tyto výsledky naznačují, že zamezení vstupu dobytka do břehových zón vede k redukci přísunu živin a patogenů.

V návrhu revitalizačního opatření je zásadní vždy zohlednit i plánované vegetační úpravy v okolí toku. Obnova příbřežní vegetace je nezbytná ke zpevnění břehů a zároveň i k samotnému zadržování vody v krajině. V projektech často chybí kvalifikovaný návrh ozelenění, tj. specifikace druhů dřevin, velikost sazenic, struktura výsadby, následná péče apod., což snižuje efektivitu revitalizačního záměru (Just et al. 2003). Toky v rovinných nížinných oblastech mají díky dlouhodobému fluviálně morfologickému vývoji v ploché nivě relativně nízkou kapacitu koryta a přirozeně meandrují, což vede k jejich častému vybřežování do meandrovacího pásu. Díky přítomnosti vegetace má tento pás výrazný transformační efekt na povodně a zároveň umožňuje i účinné zasakování vody (Langhammer & Rettichová 2011). Některá nevhodně volená protipovodňová opatření mohou naopak nepřímo způsobovat vysychání krajiny. Pokud je například výstavbou hráze či vodní nádrže omezen vstup povodně do záplavové oblasti řeky, může postupně docházet k redukci příbřežní vegetace, která nemá dostatek vláhy pro svůj růst. V krátkodobém horizontu se jedná především o bylinné patro, ale při dlouhodobé nedostupnosti vody dochází ke kompletnímu usychání i keřů a stromů. Tyto procesy dále přispívají k celkovému snížení retence vody v krajině a k intenzivnějším projevům sucha (Lake 2011).

Samotná přítomnost příbřežních porostů ovlivňuje především teplotu vody, a to třemi základními způsoby – absorbuje příchozí krátkovlnné záření, emituje dlouhovlnné záření a ovlivňuje mikroklima (např. teplotu vzduchu, vlhkost, rychlost větru) (Rutherford et al. 1997). Obecně o míře tlumení teplotních extrémů rozhoduje nejen procento zastínění toku břehovým porostem ale i velikost, respektive šířka toku. Například Quinn et al. (1992) prokázali, že redukce příbřežní vegetace a následně zvýšení denních maximálních letních teplot mělo u malých toků vliv na snížení denzity vodních bezobratlých preferujících chladnější toky. V malých tocích (o šířce menší než 6 m) měla největší dopady na kvalitu toku regulace a jeho napřímení, zatímco negativa plynoucí z intenzivní pastvy dobytka okolo toku byla podstatně menší. Také Rutherford et al. (1997) zjistili, že 70 % zastínění toku snižuje denní

maximální teploty vody až o 5 °C. To by mělo být dostačující k udržení teploty v toku okolo 20 °C, což je hranice přijatelná pro většinu vodních bezobratlých. K obdobným závěrům dospěli i Storey & Quinn (2013), kteří za dostatečnou hodnotu pro udržování adekvátního mikroklimatu pro společenstva vodních bezobratlých ve vysychavých tocích považují zhruba 50–80% zastínění.

Dalším velmi podstatným přínosem příbřežní vegetace je omezení vnosu živin do recipientu, zejména dusíku a fosforu. Břehový pás vegetace o šířce 20–30 m může odstranit až 100 % přicházejících dusičnanů, nicméně jejich redukce je celkově úspěšnější v zalesněných povodích s přítoky podzemní vody než v dominantně agrikulturních oblastech. Travnaté plochy, na nichž převažuje povrchový tok, jsou v odstraňování dusičnanů méně účinné (Fennessy & Cronk 1997). Kromě redukce teplot snižují příbřežní pásy vegetace vnos sedimentů a zároveň poskytují organickou hmotu (důležitý potravní zdroj) a stabilizují břehy (Osborne & Kovacic 1993). Výsledky výzkumů ukazují výrazný přínos břehové vegetace pro snížení zatížení fosforem v morfologicky nestabilních tocích (Lammers & Bledsoe 2017). Bylo také prokázáno, že při odvodňování pramenných oblastí dochází u regulovaných toků k poklesu druhové diverzity a kumulaci negativních změn v příbřežní zóně z důvodu intenzivnějšího vnosu živin do toku (Seger et al. 2012). Opatření ve formě příbřežních pásů vegetace mohou výrazně redukovat v zalesněných i zemědělsky využívaných povodích vstup dusičnanů (až o 90 %) a fosforu mělkými podzemními vodami, s nižší účinností v odstraňování fosforu (Osborne & Kovacic 1993). Podstatný je i typ vegetace na nově budovaných mokřadech podél toků, jelikož například Lowrance et al. (1995) zjistili prokazatelně vyšší rychlost denitrifikace v mokřadu bez stromové vegetace než u samotných příbřežních porostů v lesnatých oblastech.

Snahy o obnovu přirozených koryt vysychavých toků se v některých aspektech liší od běžných revitalizací permanentních toků. Jelikož v těchto typech periodických toků dochází k častým prudkým zaplavením dna, není zde prakticky možno dosáhnout trvale stabilních podmínek pro biotu. Na větší prostorové škále se proto revitalizace vysychavých toků zaměřily zejména na výstavbu stabilního meandrujícího koryta (Kondolf et al. 2013). Revitalizace by měla upravovat koryto tak, aby se bylo schopné přirozeně vyvíjet při výskytu nepredikovatelně vysokých průtoků s různou mírou zaplavení dna (Ortega et al. 2014, Beagle et al. 2016). Velkou výzvou je také obnova trvalých, a během sucha perzistujících refugií, ve kterých může biota toku přečkat nepříznivou disturbanci a může z nich rekolonizovat znovu zaplavený tok (Bond et al. 2010). Taková místa jsou nezbytná pro udržení propojenosti horních a dolních úseků toku. Zároveň umožňují některým bezobratlým i rybám přístup k místům rozmnožování, což je nezbytný předpoklad pro dlouhodobé přežívání jejich populací v toku (Dexter et al. 2014). V suchém období je podstatné, zda jsou v korytě toku zahloubená místa s říčními tůněmi, která tvoří významná refugia vodních organismů. Bond & Lake (2005) pozorovali výskyt rybí obsádky především v revitalizované části toku s heterogenními habitaty, vytvořenými převážně dřevní hmotou. S narůstajícím suchem se ryby stahovaly do zbytkových tůní, které byly před revitalizací zaplněny sedimentujícím jemným pískem, ale po revitalizaci plnily opět svou roli.

Vliv doprovodného pásu vegetace na biotu toků

Přítomnost či nepřítomnost vegetace podél toku významně ovlivňuje jak strukturu a funkci společenstev vodních bezobratlých, tak samotnou morfologii toku. Zalesněné toky nižšího řádu jsou dle Sweeney (1993) při obdobné vodnosti díky morfologické zachovalosti až 2,5x širší než nezalesněné toky v zemědělské krajině. Zároveň mají i větší plochu dna s anorganickými (písek, štěrk, kameny) i organickými (kořeny stromů, hrabanka, dřevo) substráty. Mohou tak hostit vysoce diverzifikovaná společenstva MZB, jelikož poskytují pestrou škálu potravních zdrojů. Tím navíc nepřímo pozitivně ovlivňují strukturu a produktivitu mikrobiálních společenstev (řas, bakterií), která zprostředkovávají organický uhlík a další živiny. Odlesňování malých toků může vést ke zvýšení teploty vody až o 5 °C, což významně ovlivňuje životní cykly bezobratlých (např. rychlost růstu, míru přežívání, velikost dospělců, velikost snůšek či načasování reprodukce). Například Aguiar et al. (2002) zjistili, že zastínění příbřežní vegetací silně ovlivňuje složení společenstev bezobratlých u portugalských vysychavých toků, nicméně daný fakt připisují v oblasti s řídkou vegetací mediteránního klimatu spíše vnosu živin a potravy do toku než samotnému vlivu teploty. Pro zachování diverzity bezobratlých v toku je podstatná jak samotná přítomnost břehové stromové vegetace, tak i její rozsah a celková pokryvnost. Vyšší pokryvnost je většinou spojena s vyšší diverzitou zejména citlivých skupin jako jsou jepice, pošvatky a chrostíci (EPT taxony) (Rios & Bailey 2006). Přítomnost příbřežní vegetace může vést k vyšším hodnotám produktivity říčního ekosystému, vyjádřeným vyšší denzitou a biomasou bezobratlých, zároveň ale vede k poklesu uvedených charakteristik u citlivého hmyzu a také aktivních filtrátorů (např. okružanky rodu *Sphaerium*). Nárůst celkové početnosti MZB včetně abundance citlivých skupin EPT a brouků (Coleoptera) v tocích s úzkým pásem příbřežní vegetace potvrdili i další autoři, kteří srovnávali toky s vegetací s napřímenými vodotečemi bez břehového porostu (Virbickas et al. 2011). Naopak toky v zemědělské krajině vykazovaly oproti zalesněnému povodí nižší druhovou bohatost zmíněných indikátorových skupin (Song et al. 2009).

Kromě redukce teplot a vnosu alochtonního materiálu mohou toky s dostatečnou příbřežní vegetací přispívat výrazně k vyšší biomase ryb oproti nezalesněným povodím (Nakamura & Yamada 2005). V některých případech se rozdíly v přítomnosti břehových porostů projevovaly jak ve druhovém složení ryb, tak i v jejich početnosti a biomase (Lenat & Crawford 1994). Tito autoři při porovnání 3 typů toků v lesnatém, zemědělsky využívaném a urbanizovaném povodí zjistili v posledním z typů nízkou druhovou bohatost a abundanci ryb i bezobratlých s převahou tolerantních taxonů. Tok v agrikulturním povodí měl vyšší abundanci některých tolerantních druhů ryb a nejvyšší abundanci bezobratlých. Hlavním zdrojem potravy zde byl perifyton (řasové a bakteriální nárosty), převládající díky vyššímu přístupu světla. Naopak v zalesněném povodí byl hlavním zdrojem potravy detrit z vegetace. Z hlediska dominantních skupin byli na zemědělském toku nejpočetnější tolerantní pakomáři (Chironomidae), v městském ještě odolnější máloštětinatí opaskovci (Oligochaeta), zatímco v lesních povodích převažovaly mnohem citlivější jepice (Ephemeroptera). Při porovnání charakteristik toků v zalesněných povodích oproti tokům v urbanizovaných povodích (s revitalizací i bez) zjistili Violin et

al. (2011) u toků s rozvinutou břehovou vegetací celkově menší hloubky, větší heterogenitu habitatů, hrubozrnnější substráty a citlivější společenstva s vyšším podílem citlivých druhů. Společenstva revitalizovaných i regulovaných městských toků si byla podobnější, zatímco společenstva v přirozeně zalesněných povodích se od nich odlišovala.

Změny společenstev vyvolané úpravami břehových porostů se projevují i v biotických indexech využívaných na posouzení ekologického stavu na lokalitě (Teels et al. 2006). Ani po vytvoření zóny břehové vegetace nemusí dojít ke zlepšení indexů využívaných pro ryby na hodnoty srovnatelné s referenčními toky. Další často dominantní stresory jako je například znečištění, mohou pozitivní vliv vegetace překrýt, a proto je zapotřebí revitalizace břehových porostů doplnit i o opatření ke zlepšení kvality vody. Z toho vyplývá, že ani samotná revitalizace nemusí vést k dosažení kýženého efektu, pokud nejsou řešeny všechny negativní vlivy v rámci celého povodí.

Zkušenosti z revitalizací ukazují, že k nejvýraznějšímu zlepšení stavu společenstev bezobratlých dochází prostřednictvím snížení teplot vody díky příbřežní vegetaci. Provedená opatření se mohou projevovat odlišně na různých typech toků, je tedy zásadní zohledňovat klimatické a geografické poměry daného území. Účinky doprovodných porostů se navíc mohou lišit v průběhu roku, a tak může docházet i k různorodým fenologickým projevům bioty osidlující tok (Brierley et al. 2005). Velmi podstatným faktorem je i časový odstup, s jakým dochází k vyhodnocení přínosu daného opatření. Například Louhi et al. (2011) hodnotili abundanci a diverzitu vodních bezobratlých u morfologicky devastovaných, přírodních a revitalizovaných toků 3 roky po provedených opatřeních, kdy se dané charakteristiky společenstva u revitalizovaného toku spíše zhoršily. S odstupem 20 let pak již nebyl rozdíl mezi revitalizovanými a morfologicky změněnými toky v těchto charakteristikách průkazný, zatímco přirozené toky se stále od obou typů odlišovaly diverzitou i abundancí. K velmi podobnému závěru došly s odstupem 20 let po provedené revitalizaci i Nilsson et al. (2015).

Způsob využití půdy v povodí

V praxi se většinou plošná opatření kombinují s dalšími typy opatření a jsou prováděna jen na určité části povodí. Opatření spočívají v celkovém pojetí organizace krajiny při využívání ochranného účinku vegetačního pokryvu. Na míru vysychání toků a rozkolísanosti průtoků má zásadní vliv i způsob půdního využití (*land-use*) a jeho změna. Například vliv intenzivního zemědělství v povodí vysychavých toků je značně protichůdný k pozitivním efektům příbřežního pásu vegetace (Zahrádková et al. 2015). Vysoké zastoupení orné půdy v povodí má za následek zvýšený vnos živin a jemného sedimentu do vodního recipientu a způsobuje tak zvýšenou trofii (úživnost) prostředí a zanášení jemných pórů (intersticií) v sedimentu dna. Přitom právě dnové sedimenty slouží pro mnohé skupiny organismů (např. vodní bezobratlé) jako jedno z hlavních refugií pro přečkání epizody sucha a pro následnou rekolonizaci po opětovném zaplavení toku (Pařil et al. 2019). Velké zorněné půdní bloky lze diverzifikovat pěstováním

různých druhů plodin. Základem je zvolení vhodné velikosti a tvaru pozemku a vymezení parcel vhodných ke změně druhů pozemků (delimitace). Doporučuje se využití protierozního pásového střídání plodin, zařazování zatravněných zasakovacích pásů či využití biopásů (Dzuráková et al. 2018).

Třetí základní výzkumnou otázkou proto bylo, do jaké míry ovlivňuje změna ve způsobu využití půdy v ploše povodí míru vysychání toků a jaký má dopad na vodní biotu. Při hledání odpovědí na tuto otázku se ukázalo značně problematické najít v ČR vhodná povodí pro její hodnocení, jelikož zde téměř neexistují povodí, kde by došlo v celé ploše ke změně využití území příznivým směrem (jedná se pouze o úpravy v menší části povodí).

Četnými studiemi byl obecně doložen negativní vliv antropogenní činnosti na ekosystémové funkce toků, především jejich regulace a změny využití půdy. Antropogenní vlivy totiž výrazně zvyšují náchylnost toků k vysychání (Lake 2011). K regulacím docházelo především v zemědělsky intenzivně využívaných a v urbanizovaných oblastech, kde je napřimování a opevňování toků častým jevem, a proto jsou jimi zasaženy zejména nížinné toky. Z hlediska velikosti toků, na kterých dochází v obdobích sucha k nejmarkantnějším změnám, jsou nejohroženější menší toky (1.-4. řádu dle Strahlera). Jejich hydrologický režim podstatně více závisí na lokálních podmínkách v konkrétním malém povodí, než je tomu u velkých řek. V povodích takovýchto drobných toků s převažující ornou půdou jsou zásadní opatření ve způsobu hospodaření v krajině (Zahrádková et al. 2015). Problémovými oblastmi jsou při aplikaci plošných zásahů pak zejména úrodné nížiny v zázemí větších měst, kde se střetávají funkce intenzivního zemědělství s funkcí obytnou, průmyslově-výrobní, dopravní, ekologickou a jinými. Změna využití krajiny je pak spojena s vytvářením pevných nepropustných povrchů, často na velmi úrodné půdě. Díky tomu dochází ke zrychlení povrchového odtoku, jelikož je znemožněn zásak srážek, čímž akcelerují epizody povodní i sucha (Brázdil et al. 2015). Scelováním parcel, rozoráním mezí a trvale ozeleněných pozemků také narůstá nebezpečí velkoplošné eroze. Dalším problémem je vytváření velmi husté sítě cest v urbanizovaných územích i v lesích, které během intenzivních srážek vytváří druhotnou říční síť zrychlující odtok. Mezi klíčové faktory pro uchování vody v krajině patří proměna orné půdy v trvalé travní porosty a les, či tvorba remízků a zásakových pásů mezi jednotlivými půdními celky. Obecně má fragmentace zemědělských ploch za cíl zpomalit povrchový odtok, zlepšit podmínky pro vsakování vody a zvýšit protierozní ochranu (Langhammer & Rettichová 2011).

Dalším zásadním antropogenním vlivem na vysychavost toků je intenzita odběrů vody přímo z toků, z podzemních vod a odvodňování pozemků (Zahrádková et al. 2015). Řešení nevhodně odvodněných pozemků a odvodňovacích soustav je možné například nahrazením drénů otevřenými koryty nebo kaskádami tůní, ve kterých může být voda zdržena. Postačí vyřadit drén z provozu, tj. přerušit výkopy a zasypat je v místě přerušení drénů, čímž dojde k eliminaci plošného odvodnění melioračního zásahu (Just et al. 2003). V období hydrologického sucha je třeba odběry vody z toku regulovat a vytvořit pravidla pro šetření vodními zdroji tak, aby byla zajištěna ekologická stabilita toku. Zároveň musí být zabezpečena dodávka vody pro obyvatele a průmysl (Brázdil et al. 2015). Důsledky nadměrných odběrů uvádí ve své studii Finn et al. (2009), kteří pozorovali výrazné dopady na biotu vysychavého toku (např.

nárůst perifytonu) i značné zvýšení konduktivity v důsledku nadměrného odběru vody v době nízkého průtoku.

Dalším opatřením, které je možno realizovat v ploše povodí a je do značné míry analogickým k malým vodním nádržím je budování mokřadů. Mokřady jsou území, v nichž hladina vody vystupuje k terénu a nad terén, aniž by vytvářela větší volnou vodní plochu. Jsou to prostředí významná především svou biodiverzitou a jsou uzpůsobeny k zadržování vody v krajině. Intenzivní výpar z vodní hladiny mokřadu a z přítomných makrofyt zvlhčuje lokální klima a přispívá ke stabilitě malého koloběhu vody. Zásoba vody v mokřadech je do značné míry aktivní – je totiž schopna dotovat místní hydrologickou síť, což je zásadní výhodou mokřadu oproti nádrži. Rozliv vody do plochy mokřadu tlumí působení povodní a zpomaluje jejich postup. Další výhodou jsou malé pořizovací a provozní náklady, neboť se jedná o víceméně bezúdržbové systémy (Just et al. 2003).

Perenializace vysychavých toků

Jedním z teoreticky možných obecných dopadů výše uvedených opatření (zejména opatření typu MVN, v menší míře pak vhodné úpravy hospodaření v ploše povodí) je tzv. perenializace toků. Procesem perenializace se rozumí umělé navyšování průtoků, díky kterým v řece nedochází k nulovým průtokům až úplnému vyschnutí (Datry et al. 2017). Umělé navýšení průtoků je obecně spojeno s benefity jako jsou zvýšení kvality vody, zvětšení habitatů pro akvatické a příbřežní druhy rostlin a živočichů, a v neposlední řadě i zkvalitnění estetické a rekreační funkce toku (Halaburka et al 2013). Mnoho studií (např. Fritz & Doods 2005, Wood et al. 2005) potvrdilo obecně vyšší diverzitu a abundanci bezobratlých v perenializovaných tocích a obdobný trend byl pozorován i v případě společenstva ryb (Rolls et al. 2012). Například v Kalifornii sice došlo díky perenializaci toku k radikálnímu úbytku abundancí komárů (Culicidae), kteří jsou svým životním cyklem vázáni na stojaté a pomalu tekoucí vody, či zbytkové tůně (Hibbs et al. 2012). Byl zde ale také zaznamenán nárůst abundancí MZB, přičemž celková biodiverzita zůstala relativně nízká. Perenializace tedy nemusí vždy přinést kýžená pozitiva. Mnoho druhů vodních bezobratlých živočichů, ale i rostlin si v rámci svých životních strategií ve vysychavých tocích vyvinula různé adaptace typu dormantních stádií (cysty, vajíčka), která jim umožní pokračovat ve vývoji po znovuzaplavení toku (Boulton 1989, Brock et al. 2003, Jenkins & Boulton 2003). Umělé navyšování průtoků tak může v přirozeně vysychajících systémech působit jako zásadní disturbance (Golladay et al. 1997, Brock et al. 2003), jelikož narušuje životní cykly a znepřístupňuje refugia druhům adaptovaným na pravidelné vysychání. I v podmínkách ČR přitom existují přirozeně vysychavé toky (např. v krasech či pseudokrasech a na pískovcích) se specifickou faunou a florou, které by neměly být uměle perenializovány.

V suchých oblastech jsou koryta vysychavých toků (zejména tůně) v období sucha tradičně využívána např. na získávaní vody pro hospodářská zvířata nebo k zavlažování zemědělských plodin (Gasith &

Resh 1999, Bond et al. 2010). V silně osídlených oblastech mohou být díky umělé perenializaci koryta vysychavých toků trvale zaplavena odpadními vodami z čistíren a průmyslových provozů (Bischel et al. 2013, Lawrence et al. 2014). Odpadní voda bohatá na živiny může podpořit vývoj příbřežní vegetace, jako je tomu například v Izraeli či Palestině (Hassan & Egozi 2001). V takových případech může například odstranění příbřežní vegetace a následné snížení evapotranspirace podpořit perenializaci toku. Nezáměrná perenializace toku může být i výsledkem kombinace více faktorů, jako jsou odstranění vegetace, umělé doplňování vody do koryta a zvýšení nepropustnosti dna jeho zanášením či úpravou umělými materiály. Perenializací může docházet také k postupnému zahlubování říčního koryta vlivem eroze (Hibbs et al. 2012). Obecně je tedy nutné při konkrétním plánování posoudit pozitiva a negativa perenializace. V mnoha případech může umělé vytvoření kontinuálního průtoku vést k ekologické degradaci říčního systému, pokud je takto dodávaná voda znečištěná. Při nedokonalém čištění může obsahovat farmaka, stopové polutanty či mít zvýšený obsah živin (především dusíku a fosforu) nebo diametrálně pozměněnou teplotu oproti přirozené teplotě cílového toku (Plumlee et al. 2012).

Určitá podoba perenializace se objevuje i na území ČR v tzv. budování převodů vody, což historicky souviselo s potřebou vody při rozvoji zemědělství (Nesládková & Šajer 2017). Během převodů vody se realizuje propojení oblastí s dostatkem vody s oblastmi s jejím nedostatkem za účelem operativního zvládání nedostatku vody. Pozitivní efekt převodu vody je však diskutabilní – sucho svým plošným působením zpravidla zapříčiňuje pokles průtoku v oblasti s nedostatkem vody, a zároveň i v oblasti zdrojové (Broža 2017). S realizací převodů vody je pak spojena řada environmentálních rizik, především zhoršení kvality vody (Datry et al. 2017). K němu může dojít v obou oblastech během výstavby převodního zařízení, při převádění vody v přivaděči vlivem průsaků z vnějšího prostředí nebo vlivem stagnace a následného proplachu při vyšším průtoku nebo v souvislosti s dlouhodobým snížením vodnosti a ředící kapacity zdrojového toku (Nesládková & Šajer 2017). V odčerpávaném úseku toku také dochází ke zhoršení jeho migrační prostupnosti během málo vodných období a celkové zranitelnosti vůči suchu. Zároveň s přesunem vody dochází ke změně splaveninového režimu obou toků i změně fyzikálně-chemických parametrů vody, což může nepříznivě ovlivnit oživení recipientu. Nepřirozené kolísání průtoků v dotčených vodních tocích i zvýšený rozsah kolísání hladiny v dotčených nádržích vyvolává břehovou erozi, která nepříznivě ovlivňuje společenstva v příbřežní zóně (Kingsford 2000).

Kromě výše uvedených dopadů perenializace toků na průtokový režim a kvalitu vody má tento proces i četné biologické konsekvence. Zásadním předpokladem při realizaci takovýchto opatření je princip neodvodňovat okolní krajinu k dosažení permanentního průtoku v toku. Nevhodnost takových zásahů byla dokumentována na toku v Ontariu, kdy byl původně drobný intermitentní tok přebudován na uniformní strouhu, do které ústily odvodňovací (drenážní) kanály z okolí (Williams 2006). Opatření sloužilo k odvodnění okolní půdy (přetvoření mokřadů na ornou půdu) a druhotně k vytvoření permanentního toku z původně vysychavého. Tím došlo mimo jiné k oteplení toku, což ovlivnilo druhovou skladbu společenstva bezobratlých. Většina taxonů zjištěných po zásahu spadala mezi druhy permanentních toků a došlo ke ztrátě části biodiverzity, když rok po zásahu vymizela většina původních druhů. Taktéž došlo k poklesu početnosti v několika potravních skupinách (predátoři, seškrabávači,

kouskovači) a celkově k funkčnímu posunu společenstva od r-stratégů ke K-stratégům (Williams & Hynes 1977).

Efekt umělé perenializace, kdy je přirozeně vysychavý tok nahrazen permanentním, se obecně projeví následujícími dopady: i) změnou ve složení a abundanci bioty závislé na výši průtoku, ii) změnou v náchylnosti pozměněného prostředí k invazím nepůvodními druhy a/nebo iii) změnou v chemismu vody a biochemických cyklů zejména v ekotonové zóně na rozhraní půda-voda (Datry et al. 2017). Například zahlubování či rozšiřování říčních koryt pro převedení vyšších průtoků vedlo v USA k lokálnímu vymizení 40-50 % sladkovodní malakofauny (měkkýši). Podobně došlo k úbytku sladkovodních raků (Williams 2006), pouze ti odolnější, jako je v Evropě invazní *Procambarus clarkii*, přenašeč račího moru (Barbaresi & Gherardi 2000), byli schopni v těchto umělých systémech přežívat.

Biota vysychavých toků

Pro srovnání společenstev vysychavých toků s vybraným typem opatření a bez něj byly identifikovány takové indikační skupiny organismů a jejich funkčních vlastností (tzv. species traits), které by mohly být uvedenými opatřeními ovlivněny.

Makrozoobentos

Život v tocích je podmíněn především fyzikálně-chemickými parametry vody jako je množství rozpuštěného kyslíku, světlo, teplota, pH a salinita (Datry et al. 2017). Tyto parametry ovlivňují jak strukturu společenstva (druhovou bohatost a diverzitu) tak ekosystémové funkce (metabolické a biochemické procesy). Se snižováním průtoku dochází k oteplování vody a úbytku množství rozpuštěného kyslíku. Ve střední Evropě mohou být toky vyschlé jen po dobu několika dnů či týdnů (Řezníčková et al. 2007), avšak i přes krátkou dobu vyschnutí může dojít k výrazné změně složení společenstva vodních bezobratlých – makrozoobentosu (MZB) (Hille et al. 2014, Lancaster & Ledger 2015, Verdonschot et al. 2015). Základními mechanismy pro přežívání vodních bezobratlých ve vysychavých tocích jsou resistence a resilience organismů (Hershkovitz & Gasith 2013, Lake 2013). Obecně mají vodní bezobratlí nízkou schopnost resistence vůči vyschnutí toku, ale některé druhy jsou schopny vyhledat refugium v rámci vysychající lokality. Schopnost MZB přežívat v sedimentech vysychavých toků je možná především díky k suchu resistentním vývojovým stádiím daných druhů (tzv. semenná banka). Významný podíl na přetrvání druhu na suchem disturbované lokalitě má především schopnost resilience (Lake 2013), tedy rychlá rekolonizace lokality po jejím znovuzaplavení. Častými formami resilience jsou poproudový a protiproudový drift, z oblastí nezasažených vyschnutím, a především přítomnost letuschopných terestrických dospělců, kteří mohou vysychající lokalitu opustit a po jejím znovuzaplavení zde naklást vajíčka (Hershkovitz & Gasith 2013).

Ryby

Periodické toky zásobované vodou jen po určitou část roku jsou typickým biotopem v oblasti mediteránu. Jejich rybí společenstvo je ve srovnání s permanentními toky druhově chudší, avšak je často zastoupeno endemickými druhy ryb, evolučně přizpůsobenými extrémním hydrologickým podmínkám (Cid et al. 2017). Na druhou stranu jsou schopny se na tyto podmínky přizpůsobit i některé invazní druhy ryb jako je živorodka komáří (Gambusia holbrooki) v Evropě či kapr obecný (Cyprinus carpio) v Austrálii (Ferreira et al. 2007). Většina říčních druhů ryb v ČR není vysychavým tokům evolučně přizpůsobena. Jen v případě mřenky mramorované (Barbatula barbatula) byl potvrzen její výskyt v hyporeálu (svrchní vrstvy dna) i desítky centimetrů hluboko (Jurajda & Rulík 2001). Ostatní druhy mají šanci přežít nepříznivé hydrologické podmínky v izolovaných tůních, ovšem pouze pokud se jedná o krátké období, bez hraniční teploty vody a obsahu rozpuštěného kyslíku pro daný druh (Magoulick & Kobza 2003). Navíc jsou tyto ryby, uvězněné v malých tůních, pod silným tlakem predátorů, a to nejen typicky rybích predátorů (jako např. prase divoké, liška obecná či jezevec lesní). Další potenciální možností říčních druhů ryb je stáhnout se do níže ležící nádrže, je-li přítomna, přežít zde nepříznivé období a následně v době dostatečného průtoku opět vytáhnout do toku nad nádrží.

Fytobentos a fytoplankton

Primární produkce ve vysychavých tocích tvoří základ potravní pyramidy a skládá se z řas, sinic, mechů a vyšších rostlin. Využívá anorganických živin, přitékajících tokem z horních úseků povodí nebo uvolněných z břehů (Reid et al. 2008). Primární producenti mají řadu adaptací ke střídání vodní a suché fáze toku, které jim tento specifický ekosystém umožňují osídlovat.

Ve vysychavých tocích mediteránního typu je složení řas i sinic ve vodné fázi podobné algoflóře nevysychavých toků v dané oblasti (Várbíró et al. 2021). Naopak v suché fázi se složení společenstev výrazně mění v diverzitě i v množství biomasy. Řasy ve vysychavých tocích vykazují řadu přizpůsobení, jako např. schopnost vytvářet spóry. V případě toku, který vysychá rychle a neočekávaně, existuje schopnost rychlé rekolonizace z blízkých zachovalých vodních zdrojů (Robson et al. 2008). Ideální refugia pro řasy představují zbytkové tůně, vyschnou-li však, mohou řasy přežívat pod listím nebo kameny. Po úplném vyschnutí zůstává jako poslední útočiště vlastní substrát dna, u něhož nejvíce záleží na schopnosti uchovávat vlhkost (McKew et al. 2011). Kameny jsou suchem zasaženy nejvíce, naopak písčitý substrát si schopnost vhodného refugia pro řasy a sinice uchovává nejdéle. Pokud však trvá příliš dlouho, všechna refugia ztrácejí svojí funkci a přetrvávají pouze některé odolné subaerické taxony rozsivek (*Luticola mutica*, *Hantzschia amphioxys*), nebo jsou vytvářeny různé typy cyst, které přetrvávají až do následující vodné fáze. Vysychavost toku působí na řasová společenstva selektivně a obvykle způsobuje pokles alfa-diverzity. Pouze některé taxony jsou po opětovném zavodnění schopny vegetovat jako pionýrské druhy. Jedná se zvláště o sinice, zelené řasy a některé rody rozsivek (*Achnanthidium* sp., *Fragilaria* sp., *Nitzschia* sp.), které jsou schopny rychle osidlovat holý podklad (Timoner et al. 2014). Odpovědi řas a sinic na vysychavost toků zahrnují vytváření specifických růstových forem a buněčných struktur, případně také genetické adaptace (Datry et al. 2017). Některé ruduchy a hnědé řasy mají silné buněčné stěny, rozsivky rodů *Cymbella* vytvářejí slizové trubice, ve kterých jednotlivé buňky přečkávají

nepříznivou dobu. Například ruducha *Hildebrandia rivularis* je po vyschnutí schopna se velmi pevně přimknout k substrátu, nejčastěji ke kamenům, přečkat dlouhé sucho a po zaplavení obnovit svojí fotosyntetickou činnost (Sabater et al. 2016). Podobně se chovají inkrustované porosty zelených řas rodu *Gongrosira*, ovšem s tím, že velká část buněk při přečkávání nepříznivého období uhyne (Ledger et al. 2008). Sinice, které vlastní slizovou pochvu, jsou po zaplavení schopné rychleji obnovit všechny metabolické procesy. U některých řas při vyschnutí dochází až k 90 % redukci chloroplastu, kdy dochází k pozastavení fotosyntetické aktivity, která se však po zavodnění velmi záhy obnoví (Datry et al. 2017). Pokles aktivity fotosyntézy může také někdy vést k vytváření ochranných pyrenoidů (např. scytonemin u sinic, lutein, zeaxanthin, betakaroten u některých řas). Toto je možno často pozorovat na populací zeleného bičíkovce *Haematococcus pluvialis*, který při vysychání mění zelenou barvu do temně rudé a vytváří až nápadně zbarvené tůňky v nevyužívaných odtocích vodních nádrží (např. Jevišovice nebo Klíčava) (Vávrová 2017). Během vyschnutí klesá metabolická aktivita řas a sinic na minimum, primární produkce se stává významnou až při vodné fázi. V zalesněných oblastech je primární produkce limitována hlavně světlem a k jejímu nejvyššímu vzestupu dochází před olistěním nebo naopak bezprostředně po opadu listů na podzim. V tocích, kolem kterých je prosvětlená a rozvolněná vegetace, dochází naopak k vytváření adaptací chránících řasové nebo sinicové buňky před přílišným množstvím světla a tepla. Následně tak často dominují rychle rostoucí producenti (např. vláknité spájivky řádu Zygnematales). Vysychavé toky mediterránního typu mají silně sezónní režim (Sabater et al. 2011), k vlastnímu vysychání dochází v létě. Pro mediterránní vysychavé toky alkalického typu je vlastní vysoká produkce, charakteristické jsou např. pletivné řasy rodu *Gongrosira*, které vytvářejí lišejníkům podobné terčovité nárosty na kamenech nebo sinice rodů *Phormidium*, *Schizothrix* a *Rivularia* (Sabater 1989). Ve vysychavých mediterránních tocích silikátového typu v lesních oblastech s nedostatkem světla jsou díky své schopnosti přečkat vyschnutí i následné podzimní přívalové deště zastoupeny např. ruduchy rodu *Lemanea* nebo druh *Hildebrandia rivularis*. Zde mohou koexistovat s hojným mechem *Fontinalis antipyretica*, který současně často bývá hlavním primárním producentem takového vysychajícího toku (Datry et al. 2017). Chudá rozsivková společenstva (*Cocconeis placentula*, *Achnanthidium minutissimum* s.l.) bývají zpravidla doplněna nárosty zelených kokálních řas.

Kromě taxonomického složení společenstev se zásadně mění i jeho funkční vlastnosti, jak v mediterránní oblasti, kde jsou druhy vystaveny evolučně dlouhodobému tlaku pravidelného vysychání, tak i v tocích mírného pásma (Várbíró et al. 2021). V maďarských vysychavých tocích tak na podzim po období sucha převažovaly aerofilní rozsivky s menší velikosti buněk, zatímco permanentní toky byly charakterizovány většími a mobilními druhy. Celkově byla funkční bohatost společenstev vysychavých toků nižší (Beres et al. 2019) a naprosto zde převažovaly vlastnosti výhodné pro vysychavé toky (Várbíró et al. 2021). Přestože hydrologické extrémy ve formě různě dlouhých a intenzivních epizod sucha mohou mít rozdílné dopady na utváření společenstev řas a sinic ve vysychavých tocích, ukazuje se, že se jejich funkční diverzita nemusí zároveň výrazně snížit (Lukács et al. 2021).

Cévnaté rostliny

Výzkumu vysychavých toků z botanického hlediska nebyla v ČR dosud věnována takřka žádná pozornost. Ačkoli existuje řada studií zabývajících se druhy a společenstvy periodicky zaplavovaných substrátů, jde v zásadě o výzkumy obnažených den rybníků (Klika 1935, Ambrož 1939, Jílek 1956, Gazda 1958, Hroudová 1981, Hejný & Husák 1978, Šumberová 2005, Richert et al. 2016), rybích sádek (Míchal & Kurka 1991, Šumberová et al. 2005, 2006, 2012) a dalších stojatých vod, případně permanentních toků, kde je pokles vodní hladiny mimořádným jevem (Böckelmann et al. 2017). Navíc se tyto práce soustřeďují převážně na strukturu a druhové složení porostů a jejich dynamiku, ale méně již na dynamiku prostředí: většina lokalit byla sledována jednorázově nebo krátkodobě, bez bližší znalosti dynamiky toku (Chytrý 2011, Šumberová & Hrivnák 2013). S biotopem pravidelně vysychavých toků jsou si také podobné různé typy říčních náplavů. Studiu jejich flóry, vegetace a sukcesních procesů se v ČR věnovali např. Kopecký (1957), Blažková (1999, 2007), Koutecká (2003), Kovář et al. (2007), Lacina (2007), Chvojková & Marková (2009), Loučková (2011), Duchoslav & Dančák (2016) a Kalníková et al. (2018, 2019). Obnažená dna potoků v počátcích sukcese mohou, stejně jako náplavy, poskytovat novým kolonizátorům vhodné podmínky v podobě velkých světelných a prostorových zdrojů a podle charakteru substrátu i živin. Mezi náplavy různých řek, jejich typy a dynamikou, existují výrazné rozdíly. Stejně tak specifická je i dynamika a charakter obnažených den periodických toků.

Specifický biotop periodických toků v ČR dosud nebyl rozlišován (Chytrý et al. 2010). Evropská směrnice o stanovištích (92/43/EHS) definuje pro oblast mírného pásu biotop Periodické toky mírného podnebného pásu (C2.5a Temperate temporary running watercourse), který je například uváděn ze sousedního Slovenska nebo Německa. Ve většině států, z nichž je udáván, je jeho výskyt nejistý, rozloha je téměř všude neznámá. Biotop není vymezen specifickými druhy a ani unikátní vegetací, ale dynamikou každoročního zaplavování a vysychání dna (Janssen et al. 2016). Nezařazení tohoto biotopu mezi biotopy České republiky může být dáno malou atraktivitou průzkumu drobných toků mezi biology, ale také prostě jen faktem, že do nedávné doby v naší krajině periodické toky prakticky neexistovaly. Výsledky předložené v této zprávě proto představují jeden z prvních ucelených popisů diverzity vyšších cévnatých rostlin vysychavých toků v ČR i střední Evropy.

Role refugií pro perzistenci bioty v toku

Velmi podstatným faktorem rozhodujícím o úspěšnosti přežití vyschnutí toku vodními bezobratlými i rybami je přítomnost refugií (del Rosario & Resh 2000, Smith & Wood 2002, Boulton 2003, Lake 2003, Magoulick & Kobza 2003, Stubbington et al. 2009). Využitelnost refugií souvisí zejména s jejich strukturou, morfologií a propojeností s tokem. Existence a dostupnost refugií rozhoduje o interakcích populací přežívajících sucho a o rychlosti a úspěšnosti následné rekolonizace po zaplavení toku. Například zvodnělé vrstvy dna (hyporeál) patří k základním typům fyzicky využitelných refugií bezobratlých, stejně jako zbytkové tůně a nevysychající permanentní přítoky napojené na suchem zasažené úseky (Lake 2003). Kromě těchto struktur existuje i řada fyziologických (dormantní stádia jako vajíčka či cysty) a behavioralních adaptací (např. migrace do vhodných podmínek) včetně specifických vývojových cyklů (suchozemští dospělci v době sucha), které umožňují vodním

organismům překovávat stresové období vyschnutí toku. Je proto zřejmé, že neexistuje jediný typ vhodného refugia, které slouží všem skupinám vodní bioty. Z hlediska efektivity refugií je proto nutná spíše mozaika různých typů refugií, která vyhovují odlišným požadavkům různých skupin organismů (Bunn et al. 2006).

Vlastnosti umožňující přežívání sucha a rekolonizace

Během vysychání se nemění pouze taxonomické složení společenstev, ale také zastoupení jednotlivých funkčních skupin organismů. Většinou se snižuje funkční diverzita (pestrost různých ekologických a biologických vlastností – tzv. species traits), což vede například k poklesu zastoupení predátorů a k prudkému nárůstu zastoupení rychle kolonizujících r-stratégů (Řezníčková et al. 2007, Ledger et al. 2013). Jiní autoři (Bogan & Lytle 2007) naopak pozorovali nárůst podílu predátorů a úbytek filtrátorů či kouskovačů limitovaných absencí proudící vody. Osídlení znovuzaplavených vyschlých úseků toku pak probíhá z jeho nejbližších stále tekoucích (permanentních) částí, či ze vzdálenějších refugií na základě principu metapopulační dynamiky společenstev (např. létající dospělci hmyzu). Další strategií je kolonizace z resistentních (suchu-odolných) stádií, která přežila v refugiích přímo v místě vyschnutí jako jsou například zvodnělé vrstvy dna či zbytkové tůně (Williams 2006).

Vlastnosti druhů umožňující přežití suché epizody na lokalitě (tzv. resistence) mohou být např. vhodné typy tělních pokryvů či schránek zamezující nadměrné ztrátě vody (měkkýši – Mollusca, chrostíci – Trichoptera), suchu odolná stádia (kokony, vajíčka), malá velikost těla usnadňující zalézání do intersticiálních prostor, schopnost dýchání celým povrchem těla či přijímání vzdušného kyslíku nebo preference pomalu tekoucích až stojatých vod. Jako vlastnosti napomáhající tzv. resilienci (tj. opětovnému obnovení populací na vysychavé lokalitě) jsou považovány např. schopnost výletu dospělců hmyzu před vyschnutím (a jejich následná dlouhověkost umožňující rekolonizaci po znovuzaplavení), schopnost aktivního šíření (disperze), rychlý vývoj larev ve vodě, schopnost driftu, aktivní lezení/plavání umožňující přemísťování nebo rychlá a častá reprodukce. Všechny tyto vlastnosti napomáhají efektivnímu návratu společenstva do původních abundančních hodnot před příchodem suché periody (Williams & Hynes 1976, Vander Vorste et al. 2016b, Datry et al. 2017).

Sucho v toku významně ovlivňuje taxonomické složení společenstva a jeho vlastnosti. Zároveň může silně měnit i strukturu populací zásadních druhů pro fungování celého ekosystému. Například blešivec potoční (*Gammarus fossarum*) je jeden z nejhojnějších kouskovačů, který rozmělňuje rostlinný materiál do přístupných forem pro další organismy v trofické síti. Ve vysychavých tocích u něj byly pozorovány významné změny v poklesu abundance a velikostní struktuře populací (Vander Vorste 2016a, Pařil et al. 2019). Pokles abundancí takového „ekosystémového inženýra“ může zpomalit rozklad rostlinného materiálu i po znovuzaplavení toku (Corti et al. 2011, Datry et al. 2011) a narušit charakter ekosystémových procesů. Podobně může i úbytek příbřežní vegetace (např. vykácení břehového porostu) změnit trofickou síť společenstva snížením zastoupení kouskovačů vůči převaze škrabačů a spásačů, což vede k dlouhodobému snížení diverzity celého MZB v toku.

MVN jako refugia

Při osídlování znovuzaplavených substrátů a úseků toků je považován za nejdůležitější způsob rekolonizace drift a přesun vzduchem (Williams & Hynes 1976). Pod hrázemi nádrží jsou díky omezení ročního kolísání průtoků v průběhu roku velmi stabilní podmínky, které pomáhají oportunistickým druhům rapidně navýšit abundance a vytlačit většinu původních či pionýrských druhů. Tím dochází k destabilizaci sytému, v němž převládá pouze několik druhů MZB a v případě synchronizovaného výletu dospělců dochází k náhlému nedostatku potravy pro vrcholové predátory (ryby). Osídlení nádrží se výrazně liší podle typu klimatu. Vzhledem k předpokládaným dopadům klimatické změny v našich zeměpisných šířkách (oteplování, nárůst nevyrovnanosti srážek, delší epizody sucha) můžeme předpokládat, že budou společenstva toků v ČR využívat podobné strategie osidlování a přežívání jako ve středomořském klimatu. Céréghino et al. (2012) například zjistili, že v nádržích tohoto typu klimatu převažovali r-stratégové odolní vůči podmínkám prostředí, kteří se rozmnožovali převážně nepohlavně a využívali kokonů či jiných suchu odolných stádií. O využívání nádrží vodní faunou rozhoduje nejen stav samotného vodního tělesa, ale i celého povodí. Někteří autoři (Davies et al. 2008) doporučují pro udržení druhové bohatosti MZB (popř. i makrofyt) snížit zastoupení zemědělské půdy v ploše povodí alespoň pod 50 %. Makrofyta v nádrží mohou být pozitivním faktorem pro udržení druhové pestrosti i abundancí vodních bezobratlých, jelikož přispívají k diverzifikaci habitatů a tvorbě úkrytů před predací rybami (Shimabukuro & Henry 2018).

Z abiotických faktorů formujících společenstva nad a pod nádrží jsou akcentovány zejména živiny (především dusík a fosfor) a variabilita průtoku (Becerra-Jurado et al. 2008). Podstatná je i vzdálenost mezi jednotlivými nádržemi, jelikož s rostoucí vzdáleností mezi nimi narůstá celková regionální diverzita (beta-diverzita). Limitem pro osídlení vzdálených nádrží mohou být disperzní vlastnosti druhů (Briers & Biggs 2005). Je proto otázkou, zda je jako refugium vhodnější jedna rozsáhlá nádrž či větší počet menších tůní či nádrží. Ukazuje se, že přestože jedna rozsáhlá nádrž může hostit větší počet druhů než jednotlivé malé nádrže, tak soubor více drobných vodních ploch přispívá k růstu regionální beta-diverzity daleko výrazněji, díky větší variabilitě podmínek prostředí (Martínez-Sanz et al. 2012).

Zbytkové tůně jako refugia

Při vysychání toků mohou jako vhodná refugia vodní bioty fungovat kromě nádrží i zbytkové tůně v korytě toku, které mohou přetrvat podstatnou část vysychání nebo dokonce po celou dobu suché periody. Počet druhů, které v nich mohou najít útočiště, se však liší dle lokálních podmínek i podle toho, zda se jedná o specialisty či generalisty. Například v tůních, kde je nahromaděné velké množství organické hmoty, která při rozkladu spotřebovává většinu kyslíku, přežívalo velmi málo bezobratlých (Batzer et al. 2004). Ve zbytkových tůních totiž dochází oproti tekoucí vodě k výrazné změně abiotických podmínek prostředí. Organismy tekoucích vod přežívající období vysychání ve stojatovodních refugiích jsou značně limitovány druhově specifickými adaptacemi na vyšší teplotu vody a nadbytek organické

hmoty (Gallardo et al. 2009). Teplota vody zde silně závisí na teplotě vzduchu (především u mělkých tůní), dále na procentuálním zastínění toku a na propojenosti s říčním dnem tzv. hyporeálem (Rutherford et al. 2004). Chladné vývěry ze dna mohou významně snižovat teplotu zbytkové tůně. S teplotou vody pak významně koreluje nasycení rozpuštěným kyslíkem (Hladyz et al. 2011), které se snižuje s nárůstem teploty. V tůních může být zvýšená také turbidita (zákal), která úzce souvisí s morfologií tůně, vířením sedimentů organismy nebo rozvojem řas. Úbytek kyslíku vedoucí k anoxii může v tůních způsobit znepřístupnění základních živin jako dusíku a fosforu (Baldwin & Williams 2007). Rozdíly těchto charakteristik mezi jednotlivými tůněmi pak mohou být způsobeny i) rozdílnou dobou od přerušení průtoku, ii) rozdíly v míře oživení makrozoobentosem či rybami, iii) intenzitou predačního tlaku nebo iv) odlišnými fyzikálně-chemickými parametry tůní (Bonada et al. 2006). Funkce zbytkových tůní jako refugia může být silně ovlivněna antropogenními vlivy, klimatickou změnou a znečištěním, je tedy zapotřebí tůně aktivně monitorovat a volit správný management jejich udržování v tocích (Van den Broek et al. 2015).

Na zbytkové tůně v tocích může být nahlíženo jako na oddělené ostrovy vody v jinak suchozemském prostředí (Sheldon et al. 2010), které slouží jako útočiště širokého spektra organismů. Například Chester & Robson (2011) nalezli v australských zbytkových tůních oproti jiným refugiím (permanentně tekoucí úseky, vlhké úkryty pod kameny, suchý sediment nebo listový opad) největší množství druhů přečkávajících suchou periodu. Zbytkové tůně jsou jako refugium v průběhu suché epizody využívány především dobře migrujícími organismy (Bonada et al. 2006) jako jsou vážky (Odonata), brouci (Coleoptera), ploštice (Heteroptera), korýši (Crustacea) či měkkýši (Mollusca). V průběhu vysychání toku mizí zejména proudomilné (rheofilní) organismy, kterým k přežití nepostačuje snížené množství rozpuštěného kyslíku ve zbytkových tůních. Obzvláště citliví jsou zástupci jepic (Ephemeroptera) a pošvatek (Plecoptera) a druhy filtrující potravu z tekoucí vody jako například larvy muchniček (Simuliidae) (Boulton & Lake 1992). Ve zbytkových tůních se postupně objevují i zástupci pomaleji tekoucích nebo stojatých vod, například některé čeledi brouků (Dytiscidae, Gyrinidae), měkkýšů (Lymnaeidae, Planorbidae), či skupiny drobných korýšů (Cladocera, Copepoda). Mezi další typické druhy zbytkových tůní patří komárovití (Culicidae), vodní roztoči (Acari) nebo larvy střechatek (Megaloptera) (Bonada et al. 2006, Storey & Quinn 2008). V tůních také zůstávají máloštětinatí opaskovci (Oligochaeta) a druhy generalistů bez specifických preferencí. Zbytkové tůně tak hostí zdrojové populace bioty zásadní pro následnou rekolonizaci vyschlého toku po jeho znovuzaplavení (Marshall et al. 2006). Přestože refugia stojatých vod mohou v případě mělkých tůní často dlouhodobě vysychat, mohou hostit značný podíl ohrožených specializovaných druhů periodických vod. Pravidelné vysychání tak může být zásadním faktorem eliminujícím ryby, likvidující nadměrnou predací obojživelníky a bezobratlé (Van De Meutter et al. 2005). Nově vytvořené tůně jsou biologicky nejzajímavějším stádiem z pohledu iniciální fáze sukcese, ve které hostí pionýrské druhy i následná společenstva vysychavých vod. Při trvalém zaplavení tůně dochází k vymizení těchto společenstev jejich nahrazením pozdně sukcesními druhy (Jeffries 2011). Z pohledu zachování biodiverzity mohou být vhodnou alternativou k budování trvale zaplavených nádrží suché poldry, které poskytují jak protipovodňovou ochranu, tak významné habitaty organismům vázaným na vysychavé vody. Kromě

hydrologického režimu poldru (pravidelné vysychání) je pro jeho opětovnou rekolonizaci důležité i propojení se sousedícími refugii (Van De Meutter et al. 2005).

Hyporeál

Zásadním typem refugia pro přežívání vodních organismů ve vysychajícím toku je hyporeál. Hyporeál je zvodnělá svrchní vrstva sedimentů dna pod aktivně proudící vodou v říčním korytě tvořící plynulý přechod (ekoton) mezi povrchovou a podzemní vodou (Lellák & Kubíček 1992). Hyporeál má oproti povrchové vodě své specifické vlastnosti, jelikož je silně ovlivňován kombinací povrchové a podzemní vody. Rychlost proudění vody se zvyšující se hloubkou sedimentu exponenciálně klesá a rychle se snižuje i množství pronikajícího světla. Oproti povrchu dna hostí řádově vyšší denzity mikroorganismů čímž výrazně ovlivňuje celkovou biochemii toku. Typická je zde menší proměnlivost abiotických podmínek, což je zásadní u toků s výrazně rozkolísanými průtoky typickými pro toky vysychavé. V těchto systémech mohou zvodnělé vrstvy dna sloužit jako refugia vodních organismů. Jejich životní podmínky v sedimentu jsou zde dány velikostní skladbou sedimentu, tvarem částic a obsahem zejména jemných částic, dále velikostí intersticiálních prostor, chemismem vody, obsahem kyslíku, potravní nabídkou a prouděním vody v sedimentu. Průtok vody hyporeálem je proměnlivý jak v podélném, tak i příčném profilu toku a zároveň v čase (Giere 1993). Chemické vlastnosti vody v pórech (intersticiích) hyporeálu se liší od chemismu povrchové říční vody. Většinou zde klesají hodnoty pH, zvyšuje se obsah CO_2 a často díky absorpčním vlastnostem sedimentu roste i koncentrace dalších látek, jako je křemík a železo (Giere 1993). Díky akumulaci detritu v intersticiálních prostorech v kombinaci s bakteriální aktivitou zároveň klesají směrem do hloubky koncentrace kyslíku, síranů a dusičnanů. Detrit je zároveň nejdůležitějším potravním zdrojem v hyporeálu, zejména pro jeho typické společenstvo meiobentosu, což jsou drobné organismy s velikostí do 1-2 mm (Semprucci et al. 2015). Pokud se póry dna zacpávají jemnými sedimenty (např. jílem), snižuje se výrazně jejich prostupnost nejen pro vodu ale i vodní organismy. K tomu dochází zejména na tocích s větším vstupem splachů zapříčiněných erozí na povodích s vysokým podílem orné půdy. Pro hyporeál jsou tedy určujícími vlivy průtokový režim a geomorfologie povodí včetně typu využití půdního krytu (Dole-Olivier & Marmonier 1992).

Společenstvo organismů dna toku (hyporeos) a jeho druhové složení je dáno prostorovými možnostmi a propustností materiálu dna a odvíjí se od schopnosti jednotlivých druhů pronikat do sedimentu. Výskyt a početnost druhů v různých vrstvách hyporeálu se odvíjí od prostorových, potravních, mezidruhových a jiných proměnlivých vlivů prostředí (Lellák & Kubiček 1992). Díky nedostatku světla je ve dně pouze omezené množství autotrofních organismů (např. řasy) a často do něj pronikají pouze pasivně (strženi proudem). V hyporeálu nachází útočiště kromě mikroorganismů (bakterie, prvoci) a meiobentosu (především drobní korýši jako Cladocera, Copepoda, Ostracoda), i drobný makrozoobentos jako ploštěnky (Platyhelminthes), hlístice (Nematoda), máloštětinatí opaskovci (Oligochaeta), vodní roztoči (Acari) či iniciální stádia larev vodního hmyzu. V době sucha je tak hyporeál refugiem zejména permanentní bentické fauny a nejmenších instarů larev temporární fauny jako jepic,

pošvatek a chrostíků (EPT taxony), či larev vodních brouků (Coleoptera) a dvoukřídlých (Diptera) (Pařil et al. 2019).

Mělké hyporeické sedimenty mají často vyšší podíl taxonů z povrchových vod (Gibert et al. 1994), zatímco v níže položených vrstvách začínají převažovat specialisté intersticiálních hyporeických sedimentů (Gibert et al. 1994, del Rosario & Resh 2000, Fowler & Scarsbrook 2002). Z toho důvodu se předpokládá, že zásadním refugiem pro MZB během vyschnutí jsou kyslíkem dostatečně nasycené intersticiální svrchní vrstvy hyporeálu. Funkčnost tohoto útočiště pro vodní bezobratlé se během sucha může značně lišit v závislosti na konkrétních podmínkách daného úseku toku (Wood et al. 2010). S narůstající dobou vyschnutí se předpokládá zvýšení vertikální migrace bentických bezobratlých do hlubšího hyporeálu, i když některé studie tento předpoklad nepotvrdily (např. Datry et al. 2011). V jiných studiích se pak ukázalo, že intenzita imigrace do hlubších vrstev je rozdílná u různých taxonů, a tudíž druhově specifická (Loskotová et al. 2019). Organismy trvale žijící v podzemní vodě (stygobionti) se v hyporeálu obvykle vyskytují jen omezeně a častější bývají pouze v místech vývěrů podzemních vod do dna toků, kde mohou být náhodně zachyceni během vzorkování bentosu.

Metodika výzkumu

Vybraná opatření a biologické složky

V reakci na významné epizody sucha vznikla v roce 2014 dohodou ministrů zemědělství a životního prostředí "meziresortní komise VODA-SUCHO". Cílem meziresortní komise VODA-SUCHO bylo připravit návrh koncepce ochrany před negativními dopady sucha pro území České republiky, která by v blízké až střednědobé budoucnosti zajistila komplexní připravenost z hlediska problematiky sucha. Jedním z dosavadních výstupů je Katalog přírodě blízkých opatření pro zadržení vody v krajině (http://www.suchovkrajine.cz/sites/default/files/vystup/p1_katalog_opatreni_0.pdf). V rámci tohoto katalogu jsou uvedeny vlivy jednotlivých opatření na vodní a na vodu vázané organismy, které však byly hodnoceny pouze expertním odhadem a na základě informací dostupných v odborné literatuře. Jedním z výstupů projektu TAČR TITSMZP703 je získání takových datových sad, které umožní zhodnotit vybrané majoritně realizované typy opatření ke zmírnění negativních dopadů sucha na biodiverzitu tekoucích vod pomocí měřených dat.

Na základě provedených GIS analýz, terénního průzkumu a veřejných dat z Operačního programu Životní prostředí (https://www.opzp.cz/o-programu/cerpani-a-schvalene-projekty/) jsme identifikovali hlavní typy realizovaných opatření proti negativním dopadům sucha, které jsme podle prostorové škály, na které působí, rozdělili do tří kategorií na: i) **bodová opatření**, reprezentovaná malými vodními nádržemi na tocích, ii) **liniová opatření**, reprezentovaná revitalizacemi toků a výsadbou podélných pásů vegetace podél toku (tzv. *buffer strips*) a iii) **plošná opatření**, reprezentovaná opatřeními budovanými na zemědělské půdě v povodí toků. Bližší informace k jednotlivým typům opatření viz níže.

Další typy opatření uvedené v Katalogu opatření (biotechnická opatření, opatření v lesích, agrolesnická opatření a hospodaření s vodou) nebyly z důvodu jejich malého zastoupení na území ČR v rámci projektu sledovány.

Za malé vodní nádrže (MVN) jsou podle české normy ČSN 75 2410 považovány nádrže s maximálním objemem ovladatelného prostoru 2 mil. m^3, které jsou zároveň hluboké nejvýš 9 m. Existuje řada typů MVN podle účelu např. vodárenské, závlahové, retenční suché, retenční s malým zásobním prostorem, čistící a usazovací, krajinotvorné. Malé vodní nádrže v závislosti na své funkci zachycují povodňové průtoky v rozsahu disponibilního retenčního prostoru, transformují povodňové vlny a chrání území nebo objekty před negativními účinky velkých vod nebo transportem půdních částic z erozních procesů apod. Reálně nejčastější je návrh víceúčelové nádrže, která plní více funkcí současně. Pro navrhování, výstavbu, rekonstrukce a provoz MVN se sypanými hrázemi je určena norma ČSN 75 2410 Malé vodní nádrže, ze které vychází i následné detailní typy nádrží. Z hlediska ovlivnění toku je důležité, zda se jedná o nádrž průtočnou nebo neprůtočnou. V rámci projektu byly sledovány víceúčelové nádrže průtočné.

Cílem liniových opatření (ve smyslu definovaném v rámci tohoto projektu) je přiblížit hydromorfologii toku místním přírodě blízkým podmínkám. Přirozená morfologie toku je dána zejména přirozenými strukturami dna a přítomností nivy, která umožňuje rozvoj příbřežní vegetace. Přestože jsou přítomnost podélného pásu vegetace (tzv. *buffer strips*) a přirozené morfologie toku do značné míry provázané, v rámci projektu byla právě přítomnost či nepřítomnost tzv. *buffer strip* hlavním rozlišovacím kritériem při výběru a kategorizaci lokalit sledovaných pro posouzení vlivu liniových opatření na biotu vysychavých toků. Hlavním předpokládaným efektem přítomnosti podélného pásu vegetace je zejména zvýšení zástinu vodního toku, snížení povrchové teploty (zejména obnaženého substrátu v suché fázi), zvýšení habitatové diverzity a snížení vnosu splavenin z okolí. Na rozdíl od MVN tedy primární funkcí liniových prvků není zkrácení suché periody nadlepšováním průtoků, ale umožnění přežití organismů suché periody in situ.

Obecným předpokládaným vlivem opatření prováděných v ploše povodí na zemědělské půdě (detailní typologie a dělení viz Dzuráková et al. 2018) na biotu vodních toků je snížení množství cizorodých látek (zejména jemného sedimentu, živin či pesticidů) vnášených do vodního toku vodní erozí orné půdy. Dalším pozitivním dopadem uváděných opatření je snížení (či zpomalení) odtoku z plochy povodí, umožnění zasakování srážkové vody a tedy i zvýšená dotace podpovrchových vod, které mohou v suchém období zásobovat vodní tok a zkracovat či zcela eliminovat suchou epizodu. Vzhledem k tomu, že jsou si všechna opatření na zemědělské půdě do značné míry podobná co se působení na biotu vodních toků týče, byly pro potřeby projektu všechny typy opatření na zemědělské půdě sjednoceny pod jednu kategorii plošných opatření.

Pro hodnocení vlivu uvedených typů opatření na biodiverzitu byly vybrány čtyři základní skupiny (viz kapitola ***Biota vysychavých toků***) vodních a na vodu vázaných organismů: i) vodní bezobratlí (**makrozoobentos)**, ii) mikroskopické řasy narůstající na dně (**fytobentos**) a volně plovoucí ve vodním sloupci (**fytoplankton**), iii) **ryby** a iv) **cévnaté rostliny**.

Makrozoobentos je díky vysoké míře znalosti o autekologii jednotlivých druhů zásadní skupinou pro bioindikaci široké škály stresorů působících ve vodním prostředí včetně hodnocení stavu tekoucích vod z hlediska Rámcové směrnice o vodách (Směrnice 2000/60/ES). Tato skupina je navíc z hlediska znalosti dopadu vysychání jednou z nejprobádanějších vůbec; zpracovatelským týmem byla v předchozích projektech vyvinuta certifikovaná Metodika retrospektivní bioindikace epizod vyschnutí toků na základě analýzy makrozoobentosu (Pařil et al. 2015), která byla následně aktualizována do mezinárodně využívané metody (Straka et al. 2019).

Fytobentos je také jednou ze složek používaných pro hodnocení ekologického stavu menších vodních toků, ovšem znalosti o životních nárocích a vlastnostech jednotlivých druhů fytobentosu není tak vysoká jako u makrozoobentosu. Dokáže však dobře reflektovat změny v zatížení živinami a lehce odbouratelnými organickými látkami. Z hlediska vysychání toků však nebyla dosud tato společenstva až na ojedinělé případy v oblasti střední Evropy hodnocena (Béres et al. 2019), posouzení vlivu sucha a antropogenních zásahů na společenstva bentických řas v rámci představovaného projektu je proto zcela

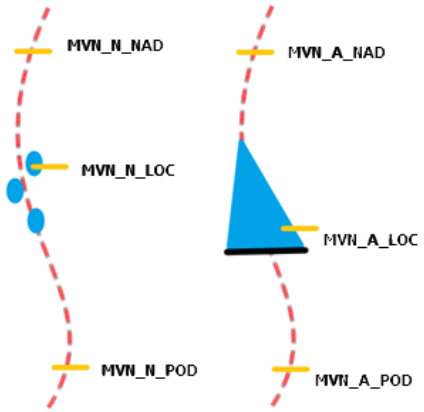
inovativní. Fytoplankton byl v projektu sledován pouze doplňkově pro posouzení míry zatížení biomasou (a tedy i lehce odbouratelnými organickými látkami) toku pod nádržemi.

Klíčovou skupinou používanou k hodnocení ekologického stavu toku dle RSV jsou ryby, které však mají z hlediska využití na vysychavých tocích jistá omezení vyplývající z možnosti úplného lokálního vyhynutí populace po rozsáhlejším vyschnutí toku (Magalhaes et al. 2007). Situace se navíc komplikuje v případě omezených možností rekolonizace po znovuzaplavení toku (zvláště pokud jsou na toku nepřekonatelné migrační překážky typu jezů a nádrží), nicméně z hlediska hodnocení některých typů opatření přináší ryby klíčové poznatky o jejich dopadech (např. u nádrží). Informace o ichtyofauně ve vysychavých tocích České republiky však doposud nebyl znám a data z tohoto projektu jsou tak prvními informacemi tohoto druhu v ČR.

Jako doplňková skupina pro monitoring biologických dopadů vysychání pak byla sledována společenstva terestrických cévnatých rostlin, která osídlují vyschlé dno. O této skupině v podstatě existuje z vysychavých toků ČR (Chytrý et al. 2010) i střední Evropy minimum dat, přestože Evropská směrnice o stanovištích (92/43/EHS) tento biotop rozlišuje, a jak ukazuje náš výzkum, může být stanovištěm i některých ohrožených druhů. Cévnaté rostliny jsou skupinou s velmi dobře prozkoumanými autekologickými nároky jednotlivých druhů, schopnou odrážet široké spektrum podmínek prostředí a stresorů.

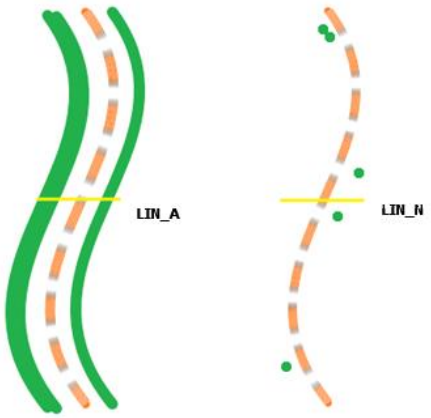
Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření

Řešený projekt zkoumal vliv antropogenních doprovodných zásahů (viz předchozí kapitola) a vysychání toků na biodiverzitu sledovaných biologických složek. Pro posouzení vlivu bodových opatření, v tomto projektu reprezentovaných malými vodními nádržemi (MVN), bylo realizováno vzorkovací schéma zahrnující párové vzorkování vysychavých toků s MVN i bez MVN. Aby bylo možno validně posoudit vliv MVN na biotu přilehlého vysychavého toku, byl každý vybraný tok rozdělen na tři úseky: i) na úsek nad MVN (kódově označený jako **MVN_A_NAD**), ii) MVN samotná (**MVN_A_LOC**) a iii) úsek pod MVN (**MVN_A_POD**). Analogicky u párových toků, na kterých žádná MVN není, byly vybrány tři úseky: i) úsek v horní části toku (**MVN_N_NAD**), úsek ve střední části toku, ideálně s výskytem přirozených tůní v době, kdy je tok vyschlý (**MVN_N_LOC**) a iii) úsek ve spodní části toku (**MVN_N_POD**). Horní a spodní část toku byly vybrány tak, aby vzdáleností od sebe odpovídaly vzdálenosti svých analogických lokalit na toku s MVN, tedy lokalit **MVN_A_NAD** a **MVN_A_POD**. Lokality **MVN_N_LOC** bylo logicky možno vzorkovat pouze v době vyschnutí toku a rozpadu na izolované tůně. Rozvržení vzorkovaných lokalit je schematicky znázorněno na Obr. 1.



Obr. 1. Schéma vzorkovaných lokalit vybraných pro posouzení vlivu malých vodních nádrží na biotu vysychavého toku.

Pro posouzení vlivu liniových opatření, v tomto projektu reprezentovaných zejména přítomností příbřežní vegetace podél toku, bylo realizováno vzorkovací schéma s párovým uspořádáním lokalit i) s doprovodným pásem vegetace (kódové označení **LIN_A**) a ii) bez doprovodného pásu vegetace (**LIN_N**). Na každém vybraném toku byl vybrán jeden reprezentativní úsek. Toky byly vybrány tak, aby protékaly územím s dominantním zastoupením intenzivně obdělávané zemědělské půdy a přítomné pásy vegetace tak plnily funkci ochranné zóny před smyvy sedimentu a živin ze zemědělské půdy. Schematické rozvržení vzorkovaných lokalit je znázorněno na Obr. 2.



Obr. 2. Schéma vzorkovaných lokalit vybraných pro posouzení vlivu doprovodných vegetačních pásů na biotu vysychavého toku.

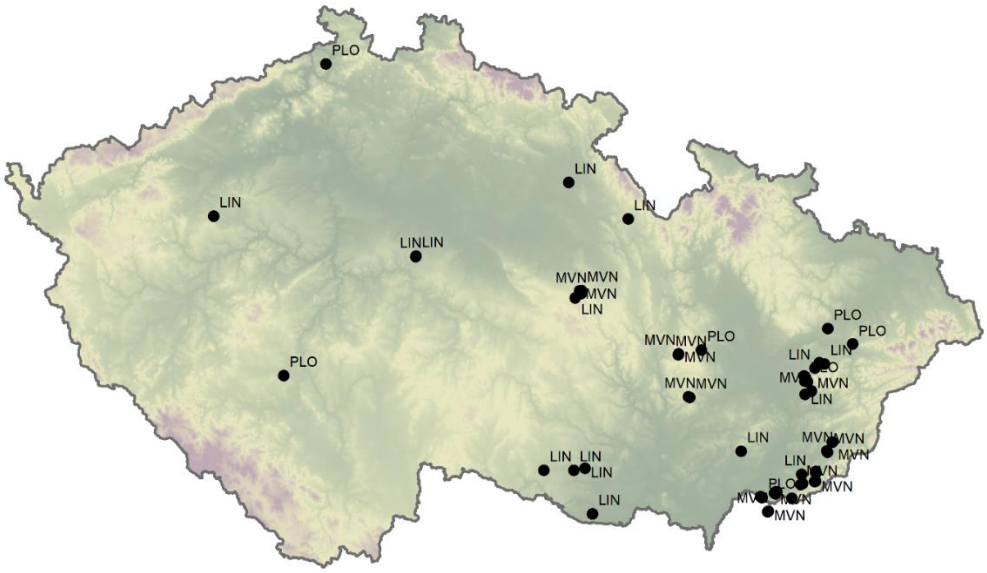
Pro posouzení vlivu plošných opatření nebylo možno využít hodnocení dopadu konkrétních budovaných či realizovaných opatření, a to zejména z důvodů minimálního zastoupení tohoto typu opatření v povodí vysychavých toků na území ČR a velké časové náročnosti realizace těchto typů opatření (obecně převyšující dobu trvání projektu). V praxi se většinou plošná opatření kombinují s dalšími typy opatření a jsou prováděna jen na určité části povodí. To následně komplikuje výběr vhodných lokalit ke sledování. A přestože se jedná o mimořádně důležité opatření schopné pokrýt velké plochy zemědělských půdních bloků, tak sledování jeho účinnosti je mimořádně obtížné. Vzhledem k tomu, že zamýšlený účinek všech teoreticky realizovatelných plošných opatření je obdobný (viz předchozí kapitola), bylo pro hodnocení dopadu plošných opaření na biotu zvolen širší přístup využívající zástupnou proměnnou – **procentuální zastoupení orné půdy v ploše povodí** – jako míru obecného zatížení bioty negativními dopady zemědělství, které mají právě plošná opatření za úkol minimalizovat. Do hodnocení vlivu zastoupení orné půdy v ploše povodí byly zařazeny lokality sledované pro posouzení bodových i liniových typů opatření, které nebyly negativně ovlivněny z hlediska hydromorfologie toku; a dále byly k těmto lokalitám přidány další lokality sledované výhradně pro posouzení vlivu plošných opatření. Tyto doplňkové lokality (kódové označení **PLO**) byly zvoleny tak, aby doplňovaly celý gradient zastoupení orné půdy v ploše povodí.

Studované území

Lokalizace zájmových území v rámci celé České republiky umožňuje zachycení širokého spektra vstupních podmínek (přírodních i socioekonomických), které ovlivňují současný stav vysychajících vodních toků a jejich hydrologický režim. Z geologického hlediska jsou vybraná území téměř rovnocenně zastoupena v Českém masívu i Západních Karpatech – při dílčím členění převažují zejména lokality v oblasti Moravosilesika a Bohemika, avšak zastoupeny jsou i veškeré další geologické oblasti na území České republiky. Vybrané vodní toky jsou tedy zástupci velmi rozdílných podmínek, především z pohledu jejich transportní schopnosti a převažujících výsledných erozně-akumulačních procesů, jenž jsou ovlivněny geologickým podložím a topografickými podmínkami lokalit. Z pohledu dělení jednotlivých povodí na erozní, transportní a akumulační zónu, lze konstatovat, že mezi analyzovanými lokalitami jsou zastoupeny úseky ve všech třech zmíněných zónách. Z hydrologického hlediska se v převážné části jedná o drobné vodní toky, což je zapříčiněno zejména skutečností, že v současných středoevropských klimatických a hydrologických podmínkách dochází nejčastěji k úplnému vysýchání právě drobných vodních toků nebo horních částí významných toků. Soubor analyzovaných úseků vodních toků je velmi rozmanitý i z hlediska obvyklého hydrologického režimu – zachyceny jsou jak horské, resp. vrchovinné toky s očekávaným maximem průtoku v pozdních jarních měsících, tak i nížinné toky, u nichž se jarní tání jako zdroj vody příliš neprojevuje. Zastoupeny jsou i toky s podružnými letními maximy, typickými zejm. pro podhorské oblasti České vysočiny a Západních Karpat. V současných klimatických podmínkách jsou tato maxima často koncentrována do velmi

krátkých period a v krajině způsobují tzv. přívalové povodně. Klíčový studovaný fenomén – tedy vysychání koryt toků – je ve sledovaném vzorku toků zapříčiněn dvěma faktory. Prvním faktorem je nepřímé působení člověka prostřednictvím dopadů klimatické změny – dochází tedy k poklesu zásob podzemních vod a vysycháním pramenů vlivem dlouhotrvající suché periody a koncentraci srážkových epizod do krátkých období, které omezují retenční potenciál krajiny. Druhým faktorem je přímé ovlivnění toků antropogenní činností v rámci zúčastněných povodí – vodohospodářské úpravy geometrie koryt či obecně charakter využívání krajiny, který opět omezuje přirozenou vodoretenční funkci. Z hydromorfologického hlediska jsou ve studovaném souboru zastoupeny jak přírodě-blízké vodní toky (hydromorfologická kvalita hodnocena stupněm „1"), tak i přírodě vzdálené toky či zcela umělá koryta s nepřirozeným korytotvorným materiálem. S mírou antropogenního ovlivnění koryt úzce souvisí charakter využívání krajiny v rámci sledovaných povodí – z tohoto hlediska jsou v analyzovaném souboru lokalit zastoupeny vodní toky v lesní, leso-zemědělské a zemědělské krajině.

Sledované lokality lze podle rozsahu opatření rozdělit do tří kategorií: i) toky určené pro sledování vlivu malých vodních nádrží (MVN), tedy bodových prvků na tocích, ii) toky určené pro sledování vlivu doprovodných liniových struktur (vegetační linie, zatravnění…) podél vodního toku, tedy liniových prvků a iii) toky určené pro sledování vlivu typu povrchů a využití půdy (tzn. land-use), tedy plošných prvků na biotu vysychavých toků. Lokalizaci vybraných vysychavých vodních toků přibližuje přehledová mapa na Obr. 3 a jejich úplný seznam je uveden v Tab. 1. Sledované profily jsou v tabulce rozděleny podle nadtypu na i) toky určené pro sledování vlivu malých vodních nádrží (nadtyp **MVN**), ii) toky určené pro sledování vlivu doprovodných liniových struktur (nadtyp **LIN**) a iii) toky určené jako doplňkové pro sledování vlivu plošných opatření (nadtyp **PLO**). Detailní dělení jednotlivých nadtypů viz kapitola Design výzkumu.



Obr. 3 – Mapa všech sledovaných lokalit a jejich zařazení do nadtypu (MVN/LIN/PLO)

Tab. 1 – Přehled sledovaných lokalit s přiřazením typu opatření, pro který je daná lokalita sledována

typ	kód	Tok	Název	GPS
s liniovým prvkem	LIN_A_1	Moštěnka	Libosváry	49.4362706N, 17.7334092E
s liniovým prvkem	LIN_A_2	Deštná Ráztoka	Osíčko – Komárno	49.4305561N, 17.7683208E
s liniovým prvkem	LIN_A_3	Židelná	Horní Lapač	49.2969300N, 17.6267567E
s liniovým prvkem	LIN_A_4	Kozinec	Loukov – Bystřice p. Hostýnem	49.4125333N, 17.7003350E
s liniovým prvkem	LIN_A_5	Křepička	Medlice	48.9912142N, 16.1149536E
s liniovým prvkem	LIN_A_6	Kroužský p.	Černín	48.9827933N, 16.0372392E
s liniovým prvkem	LIN_A_7	Moštěnka	Moravany – Kameňák	49.0528081N, 17.1799086E
s liniovým prvkem	LIN_A_8	Radlický potok	Barchovice	49.9426183N, 14.9620947E
s liniovým prvkem	LIN_A_9	Kameničná	Helvíkovice	50.1025567N, 16.4411325E
s liniovým prvkem	LIN_A_10	Čachnovský	Čachnov	49.7539456N, 16.0633272E
bez liniového prvku	LIN_N_1	Slavkovský p.	Hlinsko p. Hostýnem	49.3715100N, 17.6344142E
bez liniového prvku	LIN_N_4	Kozrálka	Hlinsko p. Hostýnem	49.3798094N, 17.6253350E
bez liniového prvku	LIN_N_5	Ctidružický p.	Blížkovice	48.9846806N, 15.8342014E
bez liniového prvku	LIN_N_6	Daníž	Strachotice	48.7875547N, 16.1610661E
bez liniového prvku	LIN_N_8	Slavkovský potok	Boršice	48.9412292N, 17.5848917E
bez liniového prvku	LIN_N_9	Teplice	Kuželov	48.8355819N, 17.5127312E
bez liniového prvku	LIN_N_10	přítok Barchovického	Barchovice	49.9449244N, 14.9628136E
bez liniového prvku	LIN_N_11	přítok Rakovnického potoka	Oráčov	50.1150586N, 13.5546853E
bez liniového prvku	LIN_N_12	Hať ský potok České Meziříčí	České Meziříčí	50.2693233N, 16.0305728E
s MVN	MVN_A_LOC_1	Sudoměřický p.	Mlýnky	48.8431083N, 17.3086142E
s MVN	MVN_A_LOC_2	Zhrta	Jankovice	49.3531203N, 17.6446039E
s MVN	MVN_A_LOC_3	Radějovka	Lučina	48.8676592N, 17.4091353E
s MVN	MVN_A_LOC_4	Lubná	Korytná	48.9459831N, 17.6812142E
s MVN	MVN_A_LOC_5	PBP Třešňůvky	Kladná – Žilín	49.0801056N, 17.8011631E
s MVN	MVN_A_LOC_6	Klanečnice	Strání	48.9069256N, 17.6745489E
s MVN	MVN_A_LOC_7	Martinický potok	Martinice	49.7785164N, 16.0993831E
s MVN	MVN_A_LOC_8	Žďárná	Suchý	49.4926722N, 16.7673017E
s MVN	MVN_A_NAD_1	Sudoměřický p.	Mlýnky	48.8437439N, 17.3135281E
s MVN	MVN_A_NAD_2	Zhrta	Jankovice	49.3528372N, 17.6457250E
s MVN	MVN_A_NAD_3	Radějovka	Lučina	48.8673831N, 17.4124372E
s MVN	MVN_A_NAD_4	Lubná	Korytná	48.9441642N, 17.6820514E
s MVN	MVN_A_NAD_5	PBP Třešňůvky	Kladná – Žilín	49.0810189N, 17.8035447E
s MVN	MVN_A_NAD_6	Klanečnice	Strání	48.9064222N, 17.6716231E
s MVN	MVN_A_NAD_7	Martinický potok	Martinice	49.7734100N, 16.1073011E
s MVN	MVN_A_NAD_8	Žďárná	Suchý	49.4952311N, 16.7694056E
s MVN	MVN_A_POD_1	Sudoměřický p.	Mlýnky	48.8473075N, 17.3010825E
s MVN	MVN_A_POD_2	Zhrta	Jankovice	49.3530889N, 17.6427208E
s MVN	MVN_A_POD_3	Radějovka	Lučina	48.8677272N, 17.4065564E
s MVN	MVN_A_POD_4	Lubná	Korytná	48.9505619N, 17.6810644E
s MVN	MVN_A_POD_5	PBP Třešňůvky	Kladná – Žilín	49.0785594N, 17.8001544E
s MVN	MVN_A_POD_6	Klanečnice	Strání	48.9080300N, 17.6773736E
s MVN	MVN_A_POD_7	Martinický potok	Martinice	49.7843753N, 16.0943469E
s MVN	MVN_A_POD_8	Žďárná	Suchý	49.4903669N, 16.7658703E
bez MVN	MVN_N_NAD_1	Raková (SK)	Chropov	48.7821806N, 17.3508925E
bez MVN	MVN_N_NAD_2	LBP Fryštáckého p.	Lukoveček	49.3121994N, 17.6724781E
bez MVN	MVN_N_NAD_3	Járkovec	Lučina	48.8584119N, 17.4037267E
bez MVN	MVN_N_NAD_4	Kazivec	Suchovské Mlýny	48.9002994N, 17.5907783E
bez MVN	MVN_N_NAD_5	Rudický potok	Záhorovice	49.0413125N, 17.7622025E
bez MVN	MVN_N_NAD_7	Prosečský potok	Pastvisko – Proseč	49.7816131N, 16.1110558E
bez MVN	MVN_N_NAD_8	Rakovec	Račice	49.3026653N, 16.8283353E
bez MVN	MVN_N_POD_1	Raková (SK)	Chropov	48.7791686N, 17.3462575E
bez MVN	MVN_N_POD_2	LBP Fryštáckého p.	Lukoveček	49.3105872N, 17.6707989E
bez MVN	MVN_N_POD_3	Járkovec	Lučina	48.8618475N, 17.3973953E
bez MVN	MVN_N_POD_4	Kazivec	Suchovské Mlýny	48.8960844N, 17.5752267E
bez MVN	MVN_N_POD_5	Rudický potok	Záhorovice	49.0353622N, 17.7661936E
bez MVN	MVN_N_POD_7	Prosečský potok	Pastvisko – Proseč	49.7866769N, 16.1062494E
bez MVN	MVN_N_POD_8	Rakovec	Račice	49.2998811N, 16.8389783E
plošné	PLO_1	Ptenka	Na Pohodlí	49.5099314N, 16.9248969E
plošné	PLO_2	Olešnička	nad mostem silnice okraj obce	50.8020128N, 14.3276117E

plošné	PLO_3	Zhrta	Jankovice	49.3565319N, 17.6281197E
plošné	PLO_4	Sudoměřický	Mlýnky	48.8437736N, 17.3133925E
plošné	PLO_5	LBP Jasenického	Měšťnovice	49.5153367N, 17.9662986E
plošné	PLO_6	Luční potok (u Písku)	Obora u Cerhovic	49.4071289N, 14.0561681E
plošné	PLO_7	Bělotínský potok	Bělotín	49.5875025N, 17.7999569E

Sledované parametry, způsob odběru a zpracování vzorků

Vzhledem k potřebě navázat finální výstup projektu (tedy metodiku) na rutinně prováděné odběry v rámci sledování kvality a ekologického stavu toků, je nezbytné převzít taktéž metodiky pro vzorkování i laboratorní zpracování vzorků jednotlivých složek bioty i vzorků vody pro základní chemický rozbor. Níže popsané postupy tedy z velké části kopírují schválené a uplatňované metody vzorkování a zpracování vzorků. Metodiky odběru a zpracování vzorků vychází ze standardních postupů rutinně používaných při odběru biologických vzorků pro potřeby monitoringu a jsou detailně popsány v metodických pokynech dostupných na stránkách MŽP.

Základní chemický rozbor vody

Vzorky vody pro základní chemický rozbor byly odebírány ve dvouměsíčním kroku na všech sledovaných lokalitách. Odběr vzorků, jejich konzervace a manipulace s nimi se prováděla v souladu s ČSN EN ISO 5667 a ISO 19458. Chemické analytické práce a měření použité při realizaci monitoringu povrchových vod byly realizovány v systému kvality podle ČSN EN ISO/IEC 17025 „Všeobecné požadavky na způsobilost zkušebních a kalibračních laboratoří“ v platném znění.

Pro sledování dopadů opatření na kvalitu/stav povrchových vod ve sledovaném území byly vybrány fyzikálně-chemické a chemické ukazatele a biologické složky kvality, které jsou používané pro hodnocení ekologického stavu pro potřeby plánování v oblasti vod. Vybrány byly tyto ukazatele: teplota vody, rozpuštěný kyslík, nasycení kyslíkem, biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5), pH, $KNK_{4,5,}$ elektrická vodivost, nerozpuštěné látky (NL_{105}), živiny (dusičnany, dusičnanový dusík, amoniak, amoniakální dusík, celkový fosfor, fosforečnany, fosforečnanový fosfor), sírany a chloridy. Doplňkovým ukazatel byl v místech sledování fytoplanktonu chlorofyl-a. Monitoring povrchových vod byl prováděn ve sledovaném území po dobu jednoho roku.

Makrozoobentos

Makrozoobentos vysychavých toků byl odebírán v jarní a podzimní sezoně vždy v období zaplavení toku metodou PERLA (Kokeš & Němejcová 2006). Jedná o semikvantitativní odběr na reprezentativním úseku toku po dobu tří minut tzv. kick-samplingem pomocí ruční sítě. Odebraný vzorek byl na místě dekantován, zbaven větších větviček a kamenů a na místě předtřízen do jednotlivých taxonomických skupin. Vzorek byl fixován formaldehydem na finální koncentraci 4 %, vybrané skupiny pak 70% lihem. Krom jarních a podzimních odběrů probíhaly doplňkově i odběry ze stojatých vod – tzn. z malých

vodních nádrží a zbytkových tůní v období sucha, tedy především v letním období. Postup při odběru letních vzorků z nádrží byl odvozen z metody PERLA – byl odebírán tříminutový kopaný vzorek z litorálního pásma nádrže. V případě odběru ze zbytkových tůní byl odběr prováděn z broditelné části tůně.

Odebrané vzorky byly přebrány pod preparačním stereomikroskopem a pomocí pinzety byly z této části vybrány všechny přítomné organismy a vytříděny do zkumavek podle jednotlivých taxonomických skupin. Zkumavky byly následně předány jednotlivým specialistům na dané taxonomické skupiny. Determinace se následně prováděla pomocí mikroskopické techniky na základě morfologických znaků do co nejnižší úrovně.

Fytobentos

Fytobentos vysychavých toků byl odebírán v jarní a podzimní sezoně vždy v období zaplavení toku pomocí rutinně používané metodiky odběru a zpracování vzorků fytobentosu tekoucích vod (Marvan & Heteša 2006). Přednostně byl odebírán epiliton, tedy společenstvo rozsivek a řas narůstajících na kamenech. Odběr byl prováděn seškrabáním nárostů z 5 kamenů sesbíraných z reprezentativního úseku toku. V případě, že nebyly k dispozici kameny v toku, byl odebírán epifyton, tedy společenstvo rozsivek a řas narůstajících na ponořených částech rostlin. Odebraný vzorek byl poté bez prodlení transportován do laboratoře ke zpracování.

Zpracování vzorků fytobentosu bylo prováděno pomocí prescreeningu a následného vypálení rozsivkového preparátu. Hlavním účelem prescreeningu bylo zachycení nerozsivkové části fytobentosu, popsání velkých, lehce determinovatelných rozsivek a posouzení poměru živých a mrtvých buněk. Vypálení preparátu se provádělo pomocí 30% H_2O_2 po dobu minimálně 5 dní, preparát byl uzavřen syntetickou pryskyřicí Naphrax. Po vyschnutí byl preparát prohlížen pod zvětšením 1000x za použití imerzního objektivu a oleje. Jednotlivé taxony rozsivek byly hodnoceny abundantní stupnicí.

Fytoplankton

Fytoplankton byl odebírán z malých vodních nádrží na toku. Odběr byl proveden v souladu s platnou metodikou (Heteša & Marvan 2006), kdy se vzorek vody odebral přímo do vzorkovnice a byl na místě fixován Lugolovým roztokem. Mimo předpokládané využití platné metodiky byl vzorek fytoplanktonu odebírán i z tekoucí vody nad a pod malou vodní nádrží z důvodu kvantifikace obohacení a ovlivnění toku pod nádrží řasovými společenstvy z nádrže.

Zpracování vzorku bylo prováděno standardně centrifugací (2000 otáček/min po dobu pěti minut) 10 ml vzorku, úpravou na definovaný objem (např. 0,1 ml až 1 ml), a přenesením na počítací komůrku. Buňky se určují do nejnižší možné taxonomické úrovně a počítají v počítací komůrce v celé její ploše, případně v její části v závislosti na hustotě vzorku.

Ryby

Ryby byly loveny v souladu s metodikou odlovu a zpracování vzorků plůdkových společenstev ryb tekoucích vod (Jurajda et al. 2006) v období zaplavení toku. Vzhledem k tomu, že vysychavé toky na území ČR jsou menší toky, byla použita metoda odlovu pomocí bateriového elektrického agregátu. Odběr byl prováděn na úseku dlouhém 100m, v případě kratšího či delšího proloveného úseku byly abundance ryb přepočítány na délku 100m. Ulovený vzorek ryb byl na místě druhově určen, změřen a na místě odlovení bez poškození puštěn zpět do toku.

V případě ryb se materiál zpracovával laboratorně pouze v případě, že nešlo ulovené jedince určit v terénu. V tomto případě byl vzorek předávkován anestetikem (hřebíčkovým olejem) a fixován formaldehydem na výslednou koncentraci 4% pro následnou konzervaci plůdku. V laboratoři byl vzorek zpracován pod stereomikroskopem.

Cévnaté rostliny

Vzhledem k tomu, že předmětem metodiky jsou menší vodní toky do 5. řádu dle Strahlera bez nebo jen se sporadickým výskytem vodních makrofyt, nebylo pro hodnocení vlivu jednotlivých typů opatření možno použít metodiku odběru a zpracování vzorků vodních makrofyt tekoucích vod ve standardním pojetí tak, jak jsou chápány pro účely monitoringu makrofyt v proudících vodách České republiky (Kočí et al. 2011).

Ve vybraných úsecích koryt vysychavých toků byly tedy zaznamenávány převážně terestrické druhy cévnatých rostlin. Terénní výzkum probíhal v období, kdy byl tok vyschlý, a to dostatečně dlouhou dobu po vyschnutí tak, aby bylo umožněn rozvoj rostlin. Řada druhů se však i přesto v době návštěvy nacházela ve sterilním stavu, často i ve formě semenáčů. V takovém případě jsme se snažili v okolí najít jedince v lepším stavu, které by bylo možno snáze určit až do druhu. Několik taxonů bylo určeno pouze na rodové úrovni. Ve výjimečných situacích byly zaznamenány i taxony vodní, které dokázaly přežít delší dobu vyschnutí toku ve zbytkových tůních či na vlhkém bahnitém dně toku. Nomenklatura cévnatých rostlin byla sjednocena podle práce Danihelka et al. (2012).

Obdobně jako u ryb, laboratorně se zpracovávaly pouze rostliny, které nešlo určit přímo v terénu. Rostliny se v terénu sbíraly do igelitového sáčku, v laboratoři se poté zakládaly do novin a savých papírů, byly zatíženy a překládány do suchých papírů až do vyschnutí. Rostliny se v laboratoři determinovaly za použití stereomikroskopu (živé i vylisované) a případně archivovány ve formě herbářových položek.

Monitoring vyschnutí toků

Na všech sledovaných lokalitách byl pomocí měřicí a záznamové techniky sledován výskyt a trvání suché epizody. Jako základní kritérium pro definování vyschnutí toku byla zvolena úplná absence povrchového toku s možným výskytem izolovaných zbytkových tůní. Časová diverzita epizod vyschnutí byla měřena pomocí čidel instalovaných přímo ve vodním toku a doplňkově zaznamenávána i pomocí fotopastí s pravidelným snímáním fotografií koryta ve zvoleném časovém kroku. Přítomnost vody v toku byla sledována kontinuálním měřením napětí (v půlhodinovém kroku) mezi ponořenými

elektrodami upraveného čidla (HOBO Pendant® data logger) podle Chapin et al. 2014. Dále byly používány hladinoměry (HOBO Water Level Data Loggeru®) pro kontinuální záznam (v půlhodinovém kroku) výšky hladiny ve zvoleném profilu toku. Doplňkově probíhalo i měření teploty vzduchu a intenzity slunečního záření (v půlhodinovém kroku) pomocí neupraveného čidla HOBO Pendant® data logger. Tato měřicí technika byla na všech lokalitách doplněna kontinuálním obrazovým záznamem v osmihodinovým krokem pomocí fotopastí s dálkovým přenosem fotografií na email. Kombinací dat získaných z uvedené záznamové techniky byl zrekonstruován záznam epizody vyschnutí toku, z něhož byly vypočteny tři základní parametry, pomocí nichž byla definována míra ovlivnění společenstev suchem:

i) metrika DRDUR, tedy počet dní bez výskytu povrchového toku (tzv. suchých dní) v sezoně (resp. za posledních 365 dní) před datem vzorkováním biologické složky
ii) metrika DRDIST, tedy počet dní od obnovení povrchového toku po datum vzorkování biologické složky
iii) metrika DRIMP, která kombinuje obě výše uvedené ukazatele do jednoho pomocí vzorce:

$$DRIMP = \log\left(\sum_{i=1}^{n=365} \frac{1}{DTL_i + 1}\right);$$

kde DTL je tzv. drought time lag, tedy počet dní od obnovení povrchového toku po datum vzorkování.

Ostatní abiotické parametry prostředí

Krom hodnocení hydrogeologických poměrů na sledovaných lokalitách a hodnocení hydromorfologické kvality toků (viz dvě následující kapitoly) byly pomocí GIS odvozeny základní charakteristiky sledovaných toků, jako je procentuální zastoupení jednotlivých typů povrchů krajiny (tzv. land-use), nadmořská výška, řád toku dle Strahlera, spád toku, plocha povodí, vzdálenost od pramene a šířka pásu příbřežní vegetace.

Tab. 2 – přehledná tabulka sledovaných parametrů na jednotlivých typech lokalit. V závorce uveden počet opakování měření za sezonu, v případě biologických složek se typicky jedná o jarní a podzimní sezonu, v případě fytoplanktonu byl počet opakování dán délkou suché periody a byl sledován pouze nad, pod a v nádrži.

typ parametru	parametr	MVN			LIN		PLO
		NAD	LOC	POD	A	N	
fyzikálně-chemické parametry	základní chemický rozbor	ANO (6x)	ANO (6x)	ANO (6x)	ANO (6x)	ANO (6x)	ANO (6x)
biologické složky	makrozoobentos	ANO (2x)	ANO (3x)	ANO (2x)	ANO (2x)	ANO (2x)	ANO (2x)
	fytobentos	ANO (2x)		ANO (2x)	ANO (2x)	ANO (2x)	ANO (2x)
	fytoplankton	ANO (min 3x)	ANO (min 3x)	ANO (min 3x)			
	cévnaté rostliny	ANO		ANO	ANO	ANO	ANO
	ryby	ANO		ANO			
suchá epizoda	upravené čidlo HOBO Pendant®	ANO		ANO	ANO	ANO	ANO
	neupravené čidlo HOBO Pendant®				ANO	ANO	
	HOBO Water Level Data Logger	ANO		ANO			
	fotopast	ANO		ANO	ANO	ANO	ANO
ostatní abiotické parametry	hydromorfologie	ANO		ANO	ANO	ANO	ANO
	hydrogeologie	ANO		ANO	ANO	ANO	ANO
	popisné abiotické parametry prostředí	ANO		ANO	ANO	ANO	ANO

Hydrogeologické parametry sledovaných lokalit

Úvod

Hydrogeologické poměry území zásadně ovlivňují hydrologii malých vodních toků a vodních nádrží (Winter 1999, Zacharias & Zamparas 2010). Mezi nejvýznamnější charakteristiky, které ovlivňují množství vody ve vodotečích a nádržích patří propustnost prostředí, geomorfologie povodí a změny ve vodní bilanci (Rodriguez-Rodriguez 2007, Serrano et. al. 2008). Tu ovlivňují zejména odběry podzemní vody, a další antropogenní činnost v území (těžba nerostných surovin, ukládání odpadů, stavební a zemní práce). Hydrogeologické posouzení daného toku a jeho povodí jsou proto významnou součástí celkového hodnocení projektovaného opatření.

Navržený rozsah hodnocení hydrogeologických poměrů v území zahrnuje vyhodnocení dostupných mapových a databázových podkladů zejména České geologické služby a Centrálního registru vodoprávní evidence. Hydrogeologické hodnocení dále musí vycházet z místního šetření a posouzení stavu hodnocené lokality a jejího povodí v terénu.

Práce byly prováděny v souladu s požadavky zákona č. 62/1988 Sb., o geologických pracích, v platném znění. Výstupy z hodnocení byly zpracovány v rozsahu požadavků vyhlášky č. 369/2004 Sb. o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek, v platném znění.

Metodika průzkumu

Při hydrogeologickém posouzení vodních toků byl proveden popis převládajícího horninového typu v území a zhodnocena jeho hydrogeologická funkce, zhodnocen charakter kvartérního pokryvu a jeho mocnost, zjišťován výskyt tektonických linií a sesuvných ploch. Dále bylo hodnocení doplněno o zjištění stávajících odběrů podzemní vody, výskyt a využití hydrogeologických objektů v prostoru hodnocené lokality a případný vliv dřívější nebo stávající těžby nerostných surovin.

Důraz byl kladen na zjištění následujících údajů:

- převládající horninové typy v povodí
- hydrogeologická funkce horninového prostředí
- charakter kvartérního pokryvu, jeho propustnost a mocnost
- výskyt tektonických linií a sesuvných ploch
- vliv dřívější nebo stávající těžby nerostných surovin
- stávající odběry podzemní vody
- výskyt a využití hydrogeologických objektů

Zdroje informací:

Geologické poměry, převládající horninový typ v povodí

Zdrojem pro popis a hodnocení geologických poměrů jsou zejména mapové aplikace České geologické služby (www.geology.cz, aplikace geovědní mapy, vrtná prozkoumanost).

Hydrogeologické poměry

Hydrogeologická rajonizace je vymezena Vyhláškou č. 5/2011 Sb. v platném znění. Zdrojem pro popis a hodnocení hydrogeologických poměrů jsou zejména mapové aplikace České geologické služby (www.geology.cz, aplikace hydrogeologická rajonizace, hydrogeologická prozkoumanost), měření úrovní hladiny v dostupných stávajících hydrogeologických objektech.

Charakter kvartérního pokryvu

Zdrojem jsou zejména mapové aplikace České geologické služby (www.geology.cz, aplikace geovědní mapy, vrtná prozkoumanost). V případě nedostatečné prozkoumanosti ověření mělkou sondáží přímo v terénu.

Výskyt tektonických linií a sesuvů

Zdrojem informací jsou mapové aplikace geovědní mapy a svahové nestability na www.geology.cz.

Poddolovaná území

Zdrojem informací jsou mapové aplikace surovinový informační systém a důlní díla a poddolovaná území na www.geology.cz.

Odběry podzemních a povrchových vod

Ochranná pásma vodních zdrojů a evidované odběry podzemních a povrchových vod jsou uvedeny na mapovém serveru Výzkumného ústavu vodohospodářského heis.vuv.cz. Ochranná pásma přírodních léčivých zdrojů minerálních vod, přírodních léčebných lázní a lázeňských míst jsou k dispozici na serveru Českého inspektorátu lázní a zřídel.

Vydaná vodoprávní rozhodnutí včetně mapového podkladu jsou k dohledání v Centrálním registru vodoprávní evidence eagri.cz.

Dohledatelné údaje jsou ale pouze pro evidované odběry. Hydrogeologické objekty – studny, vrty a prameny – je nutné ověřit přímo v terénu.

Terénní šetření

Terénní šetření bylo zaměřeno na situaci na hodnocené lokalitě. Zejména bylo nutné vymapovat a ověřit výskyt, stav a využití stávajících hydrogeologických objektů v území. Dále bude terénní šetření sloužit k doplnění chybějících informací o hydrogeologických poměrech v územích s nedostatečnou prozkoumaností.

Vyhodnocení hydrogeologického posouzení

Zjištěné údaje byly zhodnoceny v následujícím doporučeném rozsahu

1. Hydrogeologická funkce prostředí a jeho transmisivita – nízká x střední x vysoká
2. Vlastnosti kvartérních sedimentů údolní nivy – propustné x málo propustné
3. Mocnost kvartérních sedimentů údolní nivy – významná mocnost x málo mocné
4. Výskyt tektonických linií v území, které mohou potenciálně ovlivnit vodní tok – ano x ne
5. Výskyt sesuvů potenciálně ovlivňujících vodní tok – ano x ne
6. Výskyt důlních děl, poddolovaných území a ložisek potenciálně ovlivňujících vodní tok – ano x ne
7. Ochranná pásma vodních zdrojů – ano x ne
8. Evidované odběry podzemní a povrchové vody – ano x ne
9. Další odběry podzemní a povrchové vody – ano x ne
10. V případě zjištěných odběrů vody v zájmovém území zhodnocení jejich významu vůči hodnocenému vodnímu toku – významné x nevýznamné
11. Zhodnocení plánovaného opatření proti suchu z hlediska provedeného posouzení

Výstupem hodnocení byla informace, zda hydrogeologické poměry a antropogenní činnost v území může mít dopad na hodnocený vodní tok a jaké předpokládané dopady plánovaného opatření proti suchu budou výše uvedenými skutečnostmi ovlivněny.

Posouzení hydrogeologických poměrů je v rámci hodnocení biotických složek opatření proti suchu bráno jako podpůrné hodnocení. Slouží ke komplexnímu pohledu na vodní tok a jeho povodí v rámci opatření proti suchu.

Výsledkem hydrogeologického posouzení bylo zjištění následujících skutečností:
- Zda hydrogeologické poměry mají vliv na stávající stav vody ve vodoteči včetně hodnocení jejich významnosti
- Zda antropogenní činnost v zájmovém území má vliv na stávající stav vody ve vodoteči včetně hodnocení jejich významnosti
- Zda hodnocené opatření proti suchu může ovlivnit pozitivně / negativně hydrogeologické poměry a jejich dopad na lokalitu včetně hodnocení jejich významnosti
- Zda hodnocené opatření proti suchu může ovlivnit pozitivně / negativně dopady antropogenní činnosti na lokalitě včetně hodnocení jejich významnosti
- Návrh opatření k eliminaci případných dopadů na hydrogeologické poměry v území v rámci opatření proti suchu včetně doporučení pro monitoring v průběhu realizace opatření a při jeho provozu.

Dosažené výsledky

Při návrhu metodiky byly využity výsledky hydrogeologické analýzy celkem 40 profilů na vybraných vodních tocích, z nichž celkem 9 jich bylo s malou vodní nádrží, 9 bez malé vodní nádrže, 10 s liniovým prvkem a 12 bez liniového prvku. Detailní hydrogeologický pasport pro všechny sledované lokality je uveden v příloze tohoto dokumentu.

Hydrogeologické prostředí u většiny lokalit bylo charakterizováno nízkou transmisivitou, což znamená, že horninové prostředí neumožňuje retenci srážkové vody spadlé v povodí, zpomalení odtoku a tedy ani dotaci povrchové vody vodou podzemní v srážkově chudém období. Odtok z povodí pak velmi citlivě reaguje na okamžité srážky, přičemž v srážkově chudém období pak dochází k rychlému poklesu hladiny podzemní vody a snižování průtoků na vodotečích.

Hodnocena byla u každé lokality mocnost kvartérních fluviálních uloženin údolní nivy posuzované vodoteče. Kvartérní fluviální sedimenty mají obecně střední propustnost díky převažujícím písčitým polohám na bázi souvrství a mohou tedy fungovat jako preferenční cesta proudění podzemní vody a za příznivých podmínek dotovat vodu povrchovou. Ve většině hodnocených lokalit je zjišťována velmi malá (méně než 3,0 m) a malá (do 5,0 m) mocnost kvartérních sedimentů.

Tektonické linie zjištěné nebo předpokládané, které by mohly mít vliv na vodoteč, byly zjištěny přibližně u poloviny hodnocených lokalit. Žádný sledovaný profil na vodním toku není ovlivněn probíhající nebo ukončenou těžbou nerostných surovin či výskytem potenciálních a aktivních sesuvných ploch.

Odběry podzemní vody v povodí hodnocených vodních toků hrají podstatnou roli zejména v intenzívně osídlených územích a v rekreačních oblastech. V hydrogeologickém prostředí, které neumožňuje významnou retenci vody, tedy s nízkou transmisivitou, jsou zdroje vody budovány v bezprostřední blízkosti vodních toků v kvartérních uloženinách. Ve srážkově chudším období pak odběry podzemní vody velmi významně ovlivňují průtoky ve vodotečích.

Z hodnocených lokalit bylo celkem 7 vytipováno s významnými odběry podzemní vody, které mohou přímo ovlivňovat průtoky v hodnocené vodoteči.

Z provedeného hydrogeologického posouzení vyplývá, že na množství povrchové vody ve vodotečích má největší dopady kumulace nepříznivých jevů v povodí. Zejména jde o málo příznivé hydrogeologické poměry pro retenci a zpomalení odtoku srážkových vod z povodí. Dále je to výskyt tektonických linií, které jako preferenční cesty proudění mohou odvádět část srážkových vod z povodí. A v neposlední řadě jsou to odběry podzemní vody, které ve srážkově nepříznivém období mají velký negativní dopad na hladiny podzemní vody a následně i na množství vody v povrchových tocích.

Zdroje dat

www.geoportal.gov.cz

www.geology.cz

heis.vuv.cz

www.mzcr.cz/ochranna-pasma-a-lazenska-mista

eagri.cz

Zákon č. 62/1988 Sb. o geologických pracích, v platném znění

Vyhláška č. 369/2004 Sb. o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek, v platném znění.

Hydromorfologická kvalita sledovaných toků

Veškeré analyzované vodní toky, resp. jejich vybrané úseky, byly během projektu podrobeny průzkumu aktuálního hydromorfologického stavu. K vyhodnocení hydromorfologického stavu byla využita metodika HEM (Langhammer 2014), jakožto oficiální postup akceptovaný ze strany MŽP. Terénní průzkum probíhal postupně během realizace projektu, s četnějšími výjezdy v období jara a podzimu, kdy je vyhodnocení jednotlivých vstupních parametrů nejefektivnější (z důvodu snazšího zhodnocení morfologických vlastností koryta nezakrytého vzrostlou vegetací v příbřežních zónách toků). V rámci aplikované metodiky jsou hodnoceny zvlášť parametry pro koryto toku (zkratka „KOR“ v tabulce 5), jeho dno („DNO“), přiléhající ekosystém (tj. údolní niva – „NIV“) a dále parametry hydrologického režimu toku („HYD“).

Celkově lze konstatovat, že v souboru vybraných vodních toků jsou v největší míře zastoupeny úseky v přírodě blízkém hydromorfologickém stavu (celkem 27 toků) a dále ve stavu slabě modifikovaném (22 toků), při použití klasifikace vycházející z ČSN EN 15843 (viz tab. 4). Do kategorie středně modifikovaných toků spadá pouze 8 analyzovaných vodotečí a zbývající dvě kategorie (tj. značně a silně modifikovaný stav) se v souboru sledovaných úseků vůbec neobjevují, což je dáno především skutečností, že tato míra antropogenní degradace je v našich podmínkách typická spíše pro významnější vodní toky, protékající urbánními a suburbánními lokalitami – jedná se např. o toky se zděnými nábřežími, se zcela upravenou geometrií koryta v delších úsecích a bez přítomnosti příbřežní i vnitrokorytové vegetace (s výjimkami v podobě sporadicky vznikajících ostrovů a štěrkových náplavů, které jsou pravidelně odstraňovány správci vodních toků).

Jelikož se tento projekt ze své podstaty zaměřuje na vysýchavé vodní toky, jimiž v našich podmínkách jsou prozatím spíše drobné toky, výjimečně středně velké toky, nejvýznamnější projevy degradace morfologického stavu koryta jsou spojeny se zemědělskými aktivitami v těsné blízkosti koryt těchto toků. Třetí třída hydromorfologické kvality vodních toků je tak zapříčiněna zejména nepřirozeným zahloubením koryt (souvisejícím se snahou o odvodnění půdy využívané k zemědělským účelům), jejich napřímením (z důvodu zajištění efektivního obhospodařování půdy těžkou technikou) a nepřirozeným materiálem břehů a dna (obvykle betonové prefabrikáty apod.), z důvodu stabilizace půdorysu koryta a zabránění jeho přirozené časoprostorové dynamice. Většina z uvedených zásahů se následně negativně promítá do ztráty konektivity koryta toku se svou nivou, která vede k nižší retenční schopnosti krajiny a degradaci ekologického stavu příbřežních biotopů podél těchto toků. Obecně lze shrnout, že nejvíce degradované toky, resp. jejich analyzované úseky, se nacházejí prakticky výhradně v zemědělské, intenzivně obhospodařované krajině.

Z hlediska vlivu vybraných typů opatření (liniová, bodová, plošná) na hydromorfologickou kvalitu toků, byly u sledovaných úseků zjištěny souvislosti zejména v případě liniových opatření, kdy v úsecích s rozvinutou vegetací podél toků a obecně ekologicky stabilnější příbřežní zónou, odpovídal morfologický stav kategorii 1 či 2, naopak kategorie 3 byla dosažena výhradně u vodních toků bez zachovalé příbřežní vegetace. Dalším opatřením se prokazatelným vlivem na morfologický stav toků

jsou opatření bodová – typicky přítomnost malých vodních nádrží (MVN), kdy v řadě případů byl pozorován rozdílný aktuální morfologický stav úseků nad a pod nádrží – ne vždy se jednalo o horší hydromorfologickou kvalitu toku pod nádrží. Přehled všech sledovaných úseků vodních toků a zjištěných hodnot hydromorfologické kvality, resp. třídy hydromorfologického stavu, je uveden v tab. 5.

Tab. 4. Klasifikace hydromorfologického stavu na základě vypočtené hodnoty hydromorfologické kvality dle ČSN EN 15843 (zdroj: Langhammer 2014)

Skóre	Třída	Hydromorfologický stav
1.0–1.5	1	Přírodě blízký
1.5–2.5	2	Slabě modifikovaný
2.5–3.5	3	Středně modifikovaný
3.5–4.5	4	Značně modifikovaný
4.5–5.0	5	Silně modifikovaný

Tab. 5. Zjištěná hydromorfologická kvalita (HMK) a kategorie hydromorfologického stavu (HMS) ve všech analyzovaných úsecích vodních toků v rámci projektu

tok	lokalita	kód	KOR	DNO	NIV	HYD	HMK	HMS
Moštěnka	Libosváry	LIN_A_1	1.6	1.1	0.8	1.65	1.2875	1
Deštná ráztoka	Osíčko-Komárno	LIN_A_2	3.5	2.6	0.95	1.2	2.0625	2
Židelná	Horní Lapač	LIN_A_3	1.6	1.25	0.95	1.2	1.25	1
Kozinec	Loukov-Bystřice p. H.	LIN_A_4	1.6	1.2	0.8	1.65	1.3125	1
Křepička	Medlice	LIN_A_5	1.6	1.2	0.8	0.9	1.125	1
Kroužský p.	Černín	LIN_A_6	2.9	1.8	3.05	1.5	2.3125	2
Moštěnka	Moravany-Kameňák	LIN_A_7	2.6	1.25	1.35	0.9	1.525	2
Radlický potok	Barchovice	LIN_A_8	1.7	2.1	0.95	1.2	1.49	1
Kameničná	Helvíkovice	LIN_A_9	2	2.05	1.45	0.75	1.5625	2
Čachnovský p.	Čachnov	LIN_A_10	2.1	1.8	2.5	1.35	1.9375	2
Slavkovský p.	Hlinsko p. Host.	LIN_N_1	3.1	1.9	1.75	2.1	2.2125	2
Žerůtský p.	Olbramkostel-Žerůtky	LIN_N_2	3.3	3.85	3.45	1.65	3.0625	3
Kozrálka	Hlinsko p. Host.	LIN_N_4	3.1	2.95	2.65	1.8	2.625	3
Ctidružický p.	Blížkovice	LIN_N_5	3	2.25	3.05	1.2	2.375	2
Daníž	Strachotice	LIN_N_6	5.2	2.4	3.05	1.95	3.15	3
Skalička	Trstěnice	LIN_N_7	2.3	2.85	3.3	1.65	2.525	3
Slavkovský p.	Boršice u Blatnice	LIN_N_8	4	1.9	1.7	1.8	2.35	2
Teplice	Kuželov	LIN_N_9	4.1	3.3	2.9	1.95	3.0625	3
LBP Barchovického potoka	Barchovice	LIN_N_10	3.6	1.1	1.1	1.8	1.9	2
LBP Rakovnického potoka	Oráčov	LIN_N_11	2.7	1.5	1.9	1.5	1.9	2
Hať ský potok	České Meziříčí	LIN_N_12	3.2	1.8	2.25	1.65	2.225	2
Sudoměřický p.	Mlýnky	MVN_A_NAD_1	3.6	1.1	1.5	1.2	1.85	2
Zhrta	Jankovice	MVN_A_NAD_2	1.6	1.2	0.95	1.2	1.2375	1
Radějovka	Lučina	MVN_A_NAD_3	2.8	1.65	1.275	1.05	1.69375	2
Lubná	Korytná	MVN_A_NAD_4	1.55	1.1	0.9125	0.75	1.078125	1
PBP Třešňůvky	Kladná-Žilín	MVN_A_NAD_5	1.7	1.8	1.1	0.75	1.3375	1
Klanečnice	Strání	MVN_A_NAD_6	1.6	1.1	1.299	0.6	1.14975	1
Martinický p.	Martinice	MVN_A_NAD_7	1.9	2.05	0.95	0.9	1.45	1
Žďárná	Suchý	MVN_A_NAD_8	2.7	3.3	1.1	1.05	2.0375	2
Sudoměřický p.	Mlýnky	MVN_A_POD_1	3.1	2.45	2	1.5	2.2625	2
Zhrta	Jankovice	MVN_A_POD_2	4	1.2	0.95	1.2	1.8375	2
Radějovka	Lučina	MVN_A_POD_3	2.7	1.35	1.275	0.6	1.48125	1
Lubná	Korytná	MVN_A_POD_4	4.066	2.3	1.45	1.05	2.2165	2
PBP Třešňůvky	Kladná-Žilín	MVN_A_POD_5	2	3.3	0.95	0.75	1.75	2
Klanečnice	Strání	MVN_A_POD_6	2.55	1.6	0.9125	0.6	1.415625	1

Martinický p.	Martinice	MVN_A_POD_7	1.7	1.45	1.7	1.2	1.5125	2
Žďárná	Suchý	MVN_A_POD_8	1.55	1.35	1.25	0.6	1.1875	1
Raková	Chropov (SK)	MVN_N_NAD_1	1.7	1.1	0.95	1.35	1.275	1
LBP Fryštáckého p.	Lukoveček	MVN_N_NAD_2	1.6	1.1	0.95	0.6	1.0625	1
Járkovec	Lučina	MVN_N_NAD_3	1.6	1.6	1.275	1.2	1.41875	1
Kazivec	Suchovské Mlýny	MVN_N_NAD_4	1.55	1.6	0.98	0.6	1.1825	1
Rudický p.	Záhorovice	MVN_N_NAD_5	2.7	1.4	0.95	0.75	1.45	1
Svinárský p.	Květná	MVN_N_NAD_6	2.625	3.55	1.6	1.35	2.28125	2
Prosečský p.	Pastvisko-Proseč	MVN_N_NAD_7	1.7	1.45	0.95	0.75	1.2125	1
Rakovec	Račice	MVN_N_NAD_8	1.6	1.1	0.8	0.75	1.0625	1
Raková	Chropov (SK)	MVN_N_POD_1	1.8	1.5	0.95	1.2	1.3625	1
Rudický p.	Záhorovice	MVN_N_POD_5	2.7	1.25	1.7	1.05	1.675	2
Prosečský p.	Pastvisko-Proseč	MVN_N_POD_7	3.1	2.75	2.5	1.8	2.5375	3
Rakovec	Račice	MVN_N_POD_8	1.5	1.1	0.8	0.6	1	1
Ptenka	Na Pohodlí	PLO_1	1.7	1.1	1.25	0.75	1.2	1
Olešnička	Olešenka	PLO_2	1.5	1.1	0.95	0.6	1.04	1
Zhrta	Jankovice	PLO_3	4	1.2	0.95	1.2	1.8375	2
Sudoměřický	Mlýnky	PLO_4	3.6	1.1	1.5	1.2	1.85	2
LBP Jasenického p.	Městěnovice	PLO_5	1.6	1.7	1.1	1.2	1.4	1
Luční potok	Obora u Cerhovic	PLO_6	3.3	3.6	2.1	1.95	2.74	3
Bělotínský p.	Bělotín	PLO_7	3	3.5	3.45	1.95	2.975	3

Přehled abiotických parametrů prostředí

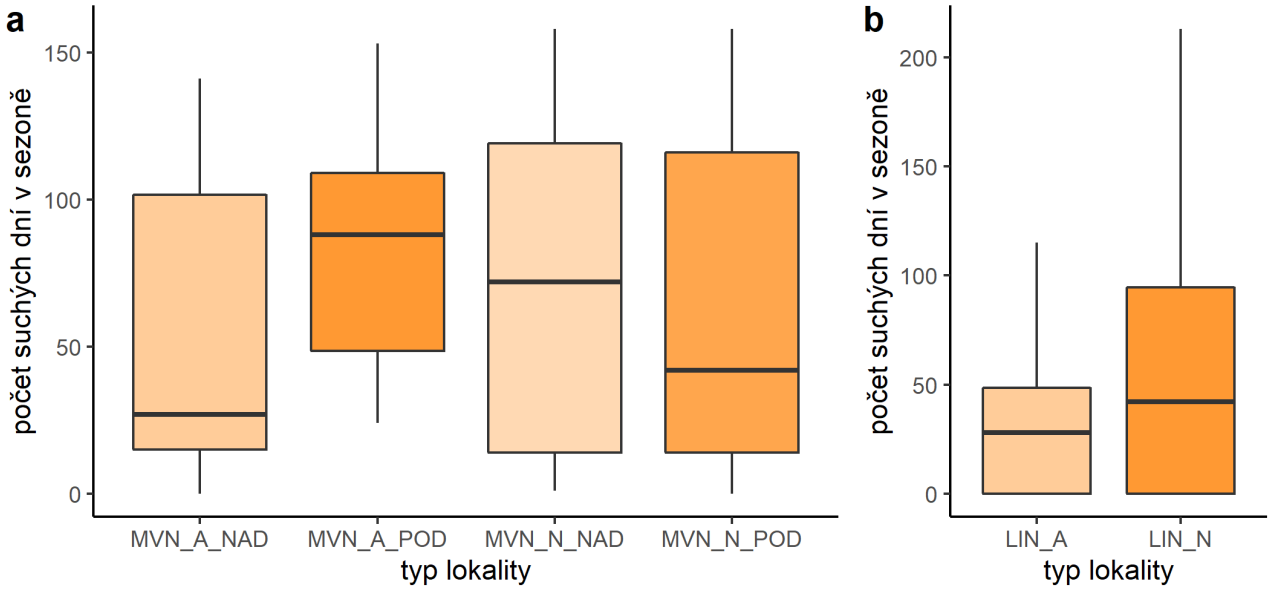
Z dostupných mapových podkladů byly extrahovány základní abiotické parametry prostředí pro jednotlivé sledované lokality. Údaj o plošném zastoupení orné půdy byl vypočten z mapových podkladů CORINE Land Cover (CLC) (© European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2018, European Environment Agency (EEA)). Údaj o průměrné šíři pásu vegetace byl validován pomocí ortofotomap. Vybrané popisné údaje jsou pro jednotlivé lokality uvedeny níže v Tab. 6.

Tab. 6 – Přehled parametrů pro jednotlivé sledované lokality/profily. ***n.v.*** *= nadmořská výška [m.n.m.],* ***řád*** *= řád toku dle Strahlera,* ***spád*** *= spád toku [%],* ***v.o.p.*** *= vzdálenost od pramene [km],* ***p.p.*** *= plocha povodí [km²],* ***%op*** *= procentuální zastoupení orné půdy (kategorie 211 Corine) v povodí [%],* ***lin*** *= šířka pásu vegetace podél toku [m, průměr z levý a pravý břeh]*

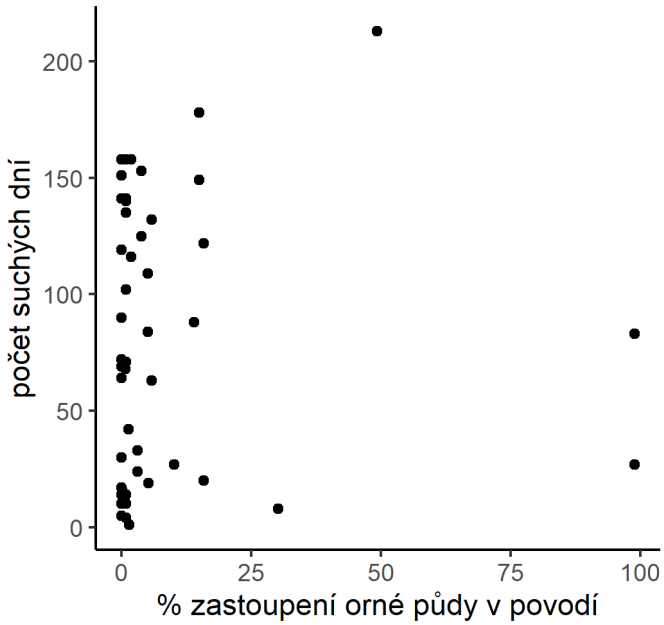
kód	Tok	Název	n.v.	řád	spád	v.o.p.	p.p.	%op	lin
LIN_A_1	Moštěnka	Libosváry	317	2	0.48	6.05	5.89	47.60	24.50
LIN_A_2	Deštná Ráztoka	Osíčko - Komárno	364	3	1.43	3.46	1.62	0.00	17.00
LIN_A_3	Židelná	Horní Lapač	258	2	0.39	5.52	4.47	41.90	18.00
LIN_A_4	Kozinec	Loukov - Bystřice p. Hostýnem	322	3	0.87	3.64	3.30	26.10	54.00
LIN_A_5	Křepička	Medlice	315	4	0.64	4.37	16.53	90.90	59.00
LIN_A_6	Kroužský p.	Černín	286	2	0.79	6.52	9.36	73.90	9.50
LIN_A_7	Moštěnka	Moravany - Kameňák	275	2	1.35	3.27	3.49	10.00	25.50
LIN_A_8	Radlický potok	Barchovice	338	3	0.59	3.61	5.30	48.70	17.50
LIN_A_9	Kameničná	Helvíkovice	412	2	0.74	5.81	7.52	63.30	12.00
LIN_A_10	Čachnovský	Čachnov	599	4	1.09	3.81	4.87	5.70	38.50
LIN_N_1	Slavkovský p.	Hlinsko p. Hostýnem	289	2	0.31	4.95	4.89	52.70	0.00
LIN_N_4	Kozrálka	Hlinsko p. Hostýnem	269	3	0.27	4.74	6.58	58.50	2.00
LIN_N_5	Ctidružický p.	Blížkovice	392	3	0.35	7.33	16.37	49.20	0.00
LIN_N_6	Daníž	Strachotice	202	3	0.08	17.08	93.75	73.10	0.00
LIN_N_8	Slavkovský potok	Boršice	298	2	1.16	2.71	3.25	15.00	3.50
LIN_N_9	Teplice	Kuželov	355	3	0.15	3.83	9.55	63.80	1.00
LIN_N_10	přítok Barchovického	Barchovice	336	1	0.67	1.78	1.41	41.10	5.00
LIN_N_11	přítok Rakovnického potoka	Oráčov	378	2	0.49	1.21	1.08	98.80	0.00
LIN_N_12	Haťský potok České Meziříčí	České Meziříčí	253	3	0.07	5.25	14.55	95.00	0.00
MVN_A_NAD_1	Sudoměřický p.	Mlýnky	250	3	0.93	5.69	18.31	0.80	64.00
MVN_A_NAD_2	Zhrta	Jankovice	348	2	3.05	1.93	1.62	0.10	18.50
MVN_A_NAD_3	Radějovka	Lučina	324	4	1.32	3.55	5.16	0.90	94.50
MVN_A_NAD_4	Lubná	Korytná	324	3	1.06	3.03	6.62	0.90	94.00
MVN_A_NAD_5	PBP Třešňůvky	Kladná - Žilín	335	3	0.93	2.04	2.06	5.80	99.00
MVN_A_NAD_6	Klanečnice	Strání	438	3	0.63	1.56	4.22	10.10	99.00
MVN_A_NAD_7	Martinický potok	Martinice	653	2	2.79	0.92	1.26	0.00	13.00
MVN_A_NAD_8	Žďárná	Suchý	672	3	0.38	2.24	2.38	0.00	69.50

MVN_A_POD_1	Sudoměřický p.	Mlýnky	236	3	0.93	6.62	19.91	3.80	49.50
MVN_A_POD_2	Zhrta	Jankovice	338	2	2.89	2.18	1.88	3.10	28.00
MVN_A_POD_3	Radějovka	Lučina	315	4	0.65	4.01	5.79	0.80	99.00
MVN_A_POD_4	Lubná	Korytná	304	3	0.77	3.83	9.88	5.10	99.00
MVN_A_POD_5	PBP Třešňůvky	Kladná - Žilín	325	3	0.78	2.44	2.29	5.20	99.00
MVN_A_POD_6	Klanečnice	Strání	438	3	1.81	2.05	4.70	14.00	24.50
MVN_A_POD_7	Martinický potok	Martinice	585	3	1.53	2.59	3.09	4.90	53.50
MVN_A_POD_8	Žďárná	Suchý	664	1	0.77	2.90	2.78	0.00	33.50
MVN_N_NAD_1	Raková (SK)	Chropov	320	1	0.77	5.47	9.36	0.70	17.50
MVN_N_NAD_2	LBP Fryštáckého p.	Lukoveček	320	2	2.15	1.71	1.50	0.00	80.50
MVN_N_NAD_3	Járkovec	Lučina	312	3	1.68	4.22	6.90	0.00	32.50
MVN_N_NAD_4	Kazivec	Suchovské Mlýny	425	3	0.68	4.87	5.38	0.00	55.50
MVN_N_NAD_5	Rudický potok	Záhorovice	265	3	1.31	2.35	2.88	15.80	12.00
MVN_N_NAD_7	Prosečský potok	Pastvisko – Proseč	623	4	2.29	1.24	1.07	0.00	99.00
MVN_N_NAD_8	Rakovec	Račice	388	3	1.52	4.89	9.07	1.50	79.00
MVN_N_POD_1	Raková (SK)	Chropov	330	1	0.77	5.94	9.84	1.80	54.00
MVN_N_POD_2	LBP Fryštáckého p.	Lukoveček	320	2	2.15	1.93	1.74	0.00	89.00
MVN_N_POD_3	Járkovec	Lučina	299	3	0.61	4.92	7.23	0.00	53.00
MVN_N_POD_4	Kazivec	Suchovské Mlýny	392	4	1.49	6.76	9.67	0.00	56.50
MVN_N_POD_5	Rudický potok	Záhorovice	250	3	1.06	3.14	3.50	13.00	5.50
MVN_N_POD_7	Prosečský potok	Pastvisko – Proseč	592	4	2.25	1.95	1.55	0.00	89.50
MVN_N_POD_8	Rakovec	Račice	364	3	1.03	5.82	9.99	1.30	57.00
PLO_1	Ptenka	Na Pohodlí	414	2	1.56	2.70	2.49	8.10	9.00
PLO_2	Olešnička	nad mostem silnice okraj obce	261	2	1.19	3.64	3.35	30.20	43.50
PLO_3	Zhrta	Jankovice	293	3	1.99	3.48	3.29	11.70	16.00
PLO_4	Sudoměřický p.	Mlýnky	250	3	0.93	5.69	18.31	0.80	64.00
PLO_5	LBP Jasenického	Městěnovice	302	2	2.16	1.98	1.57	4.40	10.00
PLO_6	Luční potok (u Písku)	Obora u Cerhovic	428	3	0.56	6.62	17.64	45.80	0.00
PLO_7	Bělotínský potok	Bělotín	292	2	0.22	5.73	7.68	57.40	0.00

Dalším významným parametrem prostředí, mající vysoce významný vliv na biodiverzitu vysychavých toků, je délka suché periody. Při porovnání počtu dnů bez povrchového toku („suchých dnů“) mezi jednotlivými typy lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu MVN bylo zjištěno, že statisticky významně ($p = 0.003$) narůstá počet suchých dní pod MVN. Rozdíl mezi ostatními kategoriemi (A_NAD, N_NAD, N_POD) významný nebyl (viz Obr. 4a). Na rozdíl od bodových opatření, vliv liniových opatření na délku suché periody významný nebyl (Obr. 4b). Taktéž s rostoucím procentuálním zastoupením orné půdy v povodí počet suchých dní nenarůstá (Obr. 5).



Obr. 4 – Porovnání délky suché periody na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření (3a) a pro hodnocení vlivu liniových opatření (3b). Rozdíl mezi kategoriemi MVN_A_NAD a MVN_A_POD je statisticky významný (p = 0.003)



Obr. 5 – Závislost počtu dní bez povrchového toku na procentuálním zastoupení orné půdy v povodí.

Fyzikálně-chemické parametry vody na sledovaných lokalitách

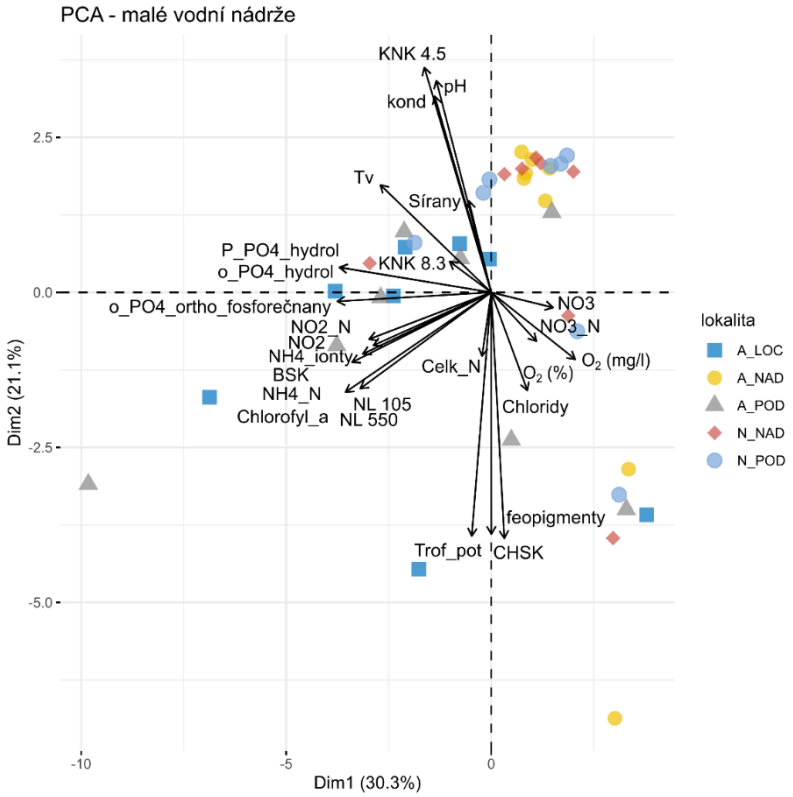
Celkem 211 vzorků odebraných na lokalitách sledovaných pro posouzení vlivu bodových opatření (typ MVN), 96 vzorků odebraných pro posouzení vlivu liniových typů opatření bylo porovnáno mezi jednotlivými úseky toků (viz kapitola Design výzkumu) pomocí mixed-effect ANOVA modelu. Dále byl u celkem 328 vzorků (211 typu MVN + 96 typu LIN + 21 doplňkových typu PLO) vzorků odebraných pro posouzení vlivu plošných typů opatření analyzován vztah mezi fyzikálně-chemickými parametry a procentuálním zastoupením orné půdy v povodí pomocí lineární regrese. Výsledky modelů jsou uvedeny v Tab. 7. U lokalit typu LIN je uveden průměrný rozdíl v jednotlivých ukazatelích na lokalitách typu LIN_A oproti lokalitám LIN_N, tedy o kolik průměrně se zvýší (či sníží) uvedený parametr při prezenci pásu vegetace (tedy vlivem opatření). U lokalit typu MVN je v prvním sloupci uveden průměrný rozdíl v jednotlivých ukazatelích na lokalitách typu MVN_A_NAD oproti lokalitám MVN_A_POD, tedy o kolik průměrně je uvedený parametr vyšší (či nižší) pod nádrží (tedy vlivem opatření); a v druhém sloupci je uveden průměrný rozdíl v jednotlivých ukazatelích na lokalitách typu MVN_N_NAD oproti lokalitám MVN_N_POD, tedy na lokalitách bez MVN na toku. U lokalit typu PLO je uveden sklon regresní přímky (tedy o kolik se daný parametr zvýší či sníží při nárůstu orné půdy v povodí o 1%).

Tab. 7 – Přehled sledovaných fyzikálně-chemických parametrů a efekt jednotlivých typů lokalit na jejich hodnotu. Statisticky významné vlivy (p < 0.05) jsou žlutě vyznačeny.

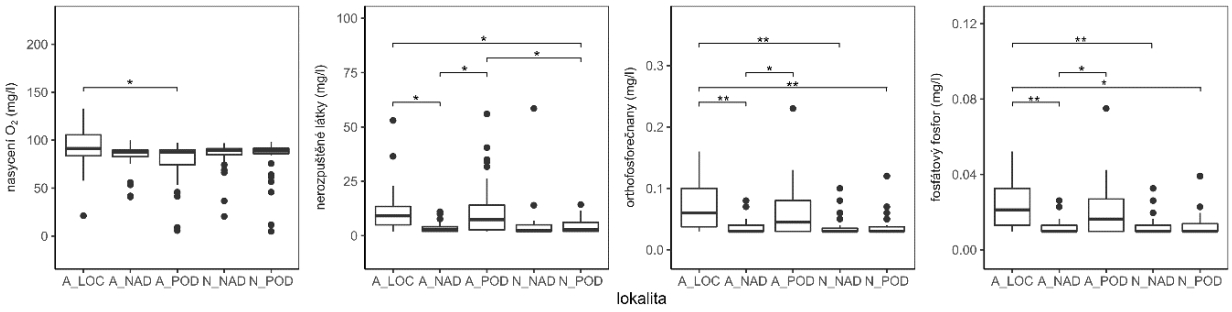
	LIN		MVN				PLO	
	LIN_A vs. LIN_N	*p*	A_NAD vs. A_POD	*p*	N_NAD vs. N_POD	*p*	sklon	*p*
Teplota vody	-1.51	0.282	0.95	0.975	0.40	0.999	0.013	0.202
pH terén	0.15	0.331	0.12	0.979	-0.01	1.000	0.000	0.833
Elektrická kond	-26.32	0.140	-4.70	0.996	-1.11	1.000	**0.622**	**0.000**
Rozpuštěný O_2	**1.93**	**0.000**	-0.64	0.742	-0.31	0.978	**-0.012**	**0.021**
nasycení rozpuštěného kyslíku	**15.30**	**0.002**	-4.97	0.774	-2.31	0.985	**-0.095**	**0.029**
Biochemická spotřeba kyslíku	-1.44	0.114	1.63	0.170	0.73	0.860	0.007	0.325
Chemická spotřeba kyslíku manganistanem	-0.46	0.525	0.82	0.972	-0.01	1.000	-0.003	0.825
KNK 4.5	-1.14	0.311	-0.14	1.000	0.08	1.000	**0.023**	**0.017**
KNK 8.3	0.00	0.773	0.00	1.000	0.00	1.000	**0.000**	**0.000**
Nerozpuštěné látky	-3.19	0.184	**7.74**	**0.014**	-0.92	0.995	0.040	0.095
Nerozpuštěné látky žíhané	-0.91	0.573	**4.47**	**0.049**	-0.95	0.974	0.017	0.280
Chloridy	-16.88	0.233	-0.09	1.000	0.09	1.000	**0.755**	**0.000**
Sírany	-72.19	0.161	-22.63	0.992	-5.33	1.000	0.905	0.070
Amonné ionty	-0.56	0.065	0.19	0.503	0.00	1.000	**0.004**	**0.032**
Dusičnany	0.99	0.934	1.01	0.811	0.03	1.000	**0.474**	**0.000**
Dusitany	**-0.18**	**0.033**	0.00	0.569	0.00	1.000	**0.003**	**0.000**
Amoniakální dusík	-0.44	0.062	0.15	0.503	0.00	1.000	**0.003**	**0.032**

Dusičnanový dusík	0.23	0.930	0.23	0.810	0.01	1.000	**0.107**	**0.000**
Dusitanový dusík	**-0.06**	**0.031**	0.00	0.566	0.00	1.000	**0.001**	**0.000**
Celkový dusík	-0.40	0.886	0.53	0.204	0.01	1.000	**0.117**	**0.000**
Orthofosforečnany	-0.47	0.269	**0.02**	**0.039**	0.00	0.998	**0.008**	**0.001**
Orthofosforečnany hydrolizované	-0.50	0.247	**0.04**	**0.048**	0.00	1.000	**0.009**	**0.000**
Fosforečnanový fosfor hydrolizovaný	-0.17	0.230	**0.01**	**0.048**	0.00	1.000	**0.003**	**0.000**
Fosfátový fosfor	-0.22	0.236	**0.01**	**0.046**	0.00	0.998	**0.004**	**0.000**
Fosforečnanový fosfor	0.00	0.972	0.00	0.793	0.00	1.000	**0.001**	**0.035**
Celkový fosfor	-0.19	0.220	0.03	0.066	0.00	0.998	**0.003**	**0.000**
Rozpuštěný organický uhlík	-1.33	0.263	0.82	0.961	0.20	1.000	0.011	0.353
Celkový organický uhlík	-1.56	0.218	1.36	0.817	0.12	1.000	0.012	0.322
Chlorofyl-a	-0.88	0.721	2.41	0.967	0.08	1.000	0.004	0.838
feopigmenty ethanolem	-0.59	0.877	2.21	0.880	-0.06	1.000	0.006	0.759
Trofický potenciál	-30.67	0.611	6.00	0.954	1.00	1.000	0.856	0.071
Intestinální enterokoky	-144.9	0.270	-32.85	0.931	-21.90	0.984	**3.444**	**0.000**
Termotolerantní koliformní bakterie	-1445	0.163	-37.95	0.985	24.25	0.997	**13.204**	**0.045**

Vztah sledovaných parametrů byl sledován pomocí ordinační analýzy (PCA – analýzy hlavních komponent. Hlavní gradient v podmínkách prostředí na studovaných lokalitách typu MVN byl dán trofickými podmínkami, především množstvím dusíku, fosforu a chlorofylu-a. Druhý nejvýznamnější gradient pak představoval trofický potenciál doprovázený chemickou spotřebou kyslíku, pH, konduktivitou a alkalitou (Obr. 6). Přítomnost malých vodních nádrží se projevila především zvýšeným množstvím fosforu a nerozpuštěných látek jak přímo v nádržích, tak i v tocích pod nádržemi (Obr. 7). Nádrže a toky pod nimi se také vyznačovaly vyšším množstvím chlorofylu-a a feopigmentů.

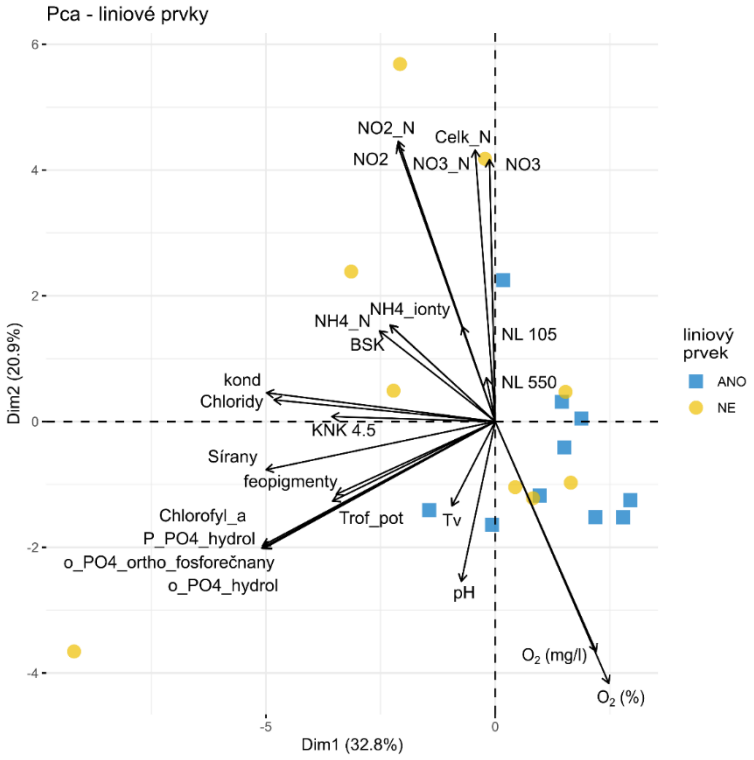


Obr. 6 – Analýza hlavních komponent (PCA) podmínek prostředí v tocích s a bez přítomnosti malých vodních nádrží: A_LOC- vodní nádrž; A_NAD - tok nad nádrží; A_POD - tok pod nádrží; N_NAD - kontrolní tok (horní úsek); N_POD - kontrolní tok (horní úsek).

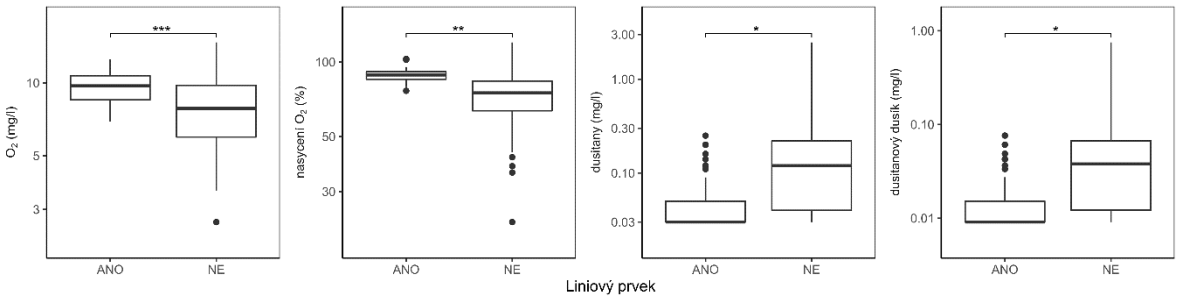


*Obr. 7 – Rozdíly ve vybraných ukazatelích mezi odběrovými místy na tocích s a bez přítomnosti malých vodních nádrží. Testováno pomocí smíšeného regresního modelu; *** p<0,001, ** p<0,01, * p<0,05; Zkratky lokalit viz Obr. 6.*

Hlavní gradient podmínek prostředí na lokalitách typu LIN představuje především množství sloučenin fosforu, síranů, chloridů a chlorofylu-a (Obr. 8). Druhý nejvýznamnější gradient byl dán množstvím dusíku a kyslíkovými poměry, které souvisely s přítomností liniových prvků v podobě podélných pásů doprovodné vegetace na studovaných tocích, kdy v tocích s liniovými prvky bylo vyšší množství kyslíku a nižší množství dusitanů (Obr. 9).



Obr. 8 – Analýza hlavních komponent (PCA) podmínek prostředí v tocích s a bez přítomnosti liniových prvků.

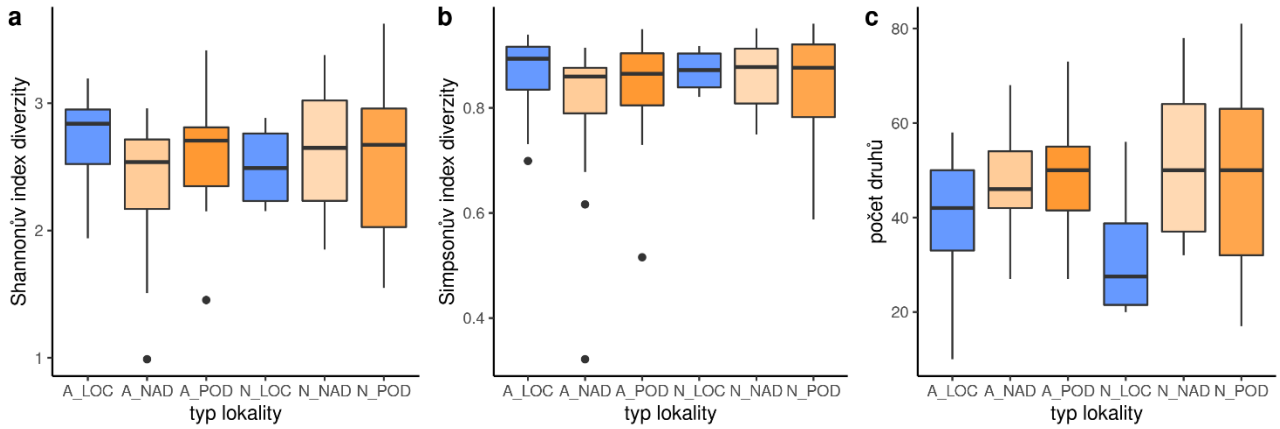


*Obr. 9 – Rozdíly v podmínkách prostředí mezi toky s přítomností a bez přítomnosti liniových prvků. Testováno pomocí smíšeného regresního modelu; *** p<0,001, ** p<0,01, * p<0,05.*

Vliv bodových opatření na biodiverzitu

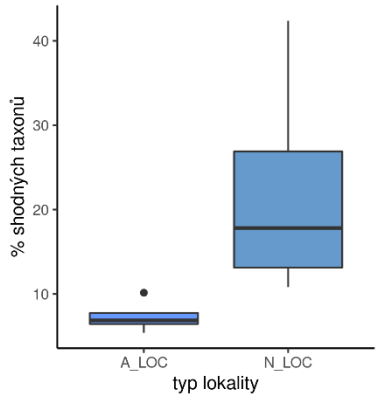
Vliv malých vodních nádrží na makrozoobentos

Nebyl prokázán žádný signifikantní rozdíl v Shanonově indexu diverzity, Simpsonovu indexu diverzity či počtu taxonů na různých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření (viz Obr. 10). Nebyl nalezen žádný významný rozdíl mezi lokalitami nad (A_NAD) a pod (A_POD) MVN, ani mezi lokalitami s (A_NAD/A_POD) a bez (N_NAD/N_POD) MVN na toku. Nejnižších průměrných hodnot (stále však pod hladinou statistické významnosti) bylo nalezeno ve zbytkových tůních na tocích bez MVN.



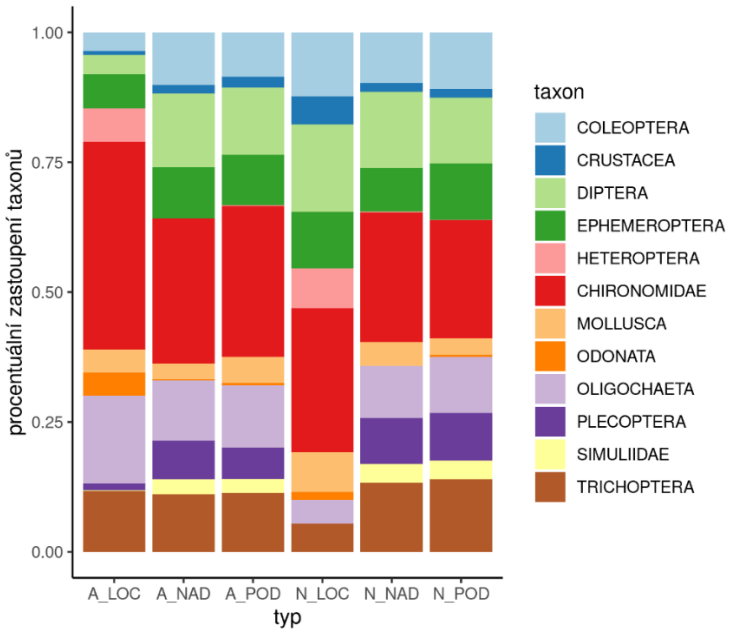
Obr. 10 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity makrozoobentosu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Přestože byl průměrný počet nalezených taxonů ve zbytkových tůních nejnižší, přispíval tento typ habitatu k druhové bohatosti společenstev nalezených v tekoucí fázi z 20 až 30%. Oproti tomu byl příspěvek malých vodních nádrží přibližně 5% taxonů nalezených v tekoucí fázi toku. Zbytkové tůně tedy dokáží hostit signifikantně více (viz Obr. 11) taxonů žijících ve vodním toku a slouží tak jako významné refugium při přežívání suché epizody toku.



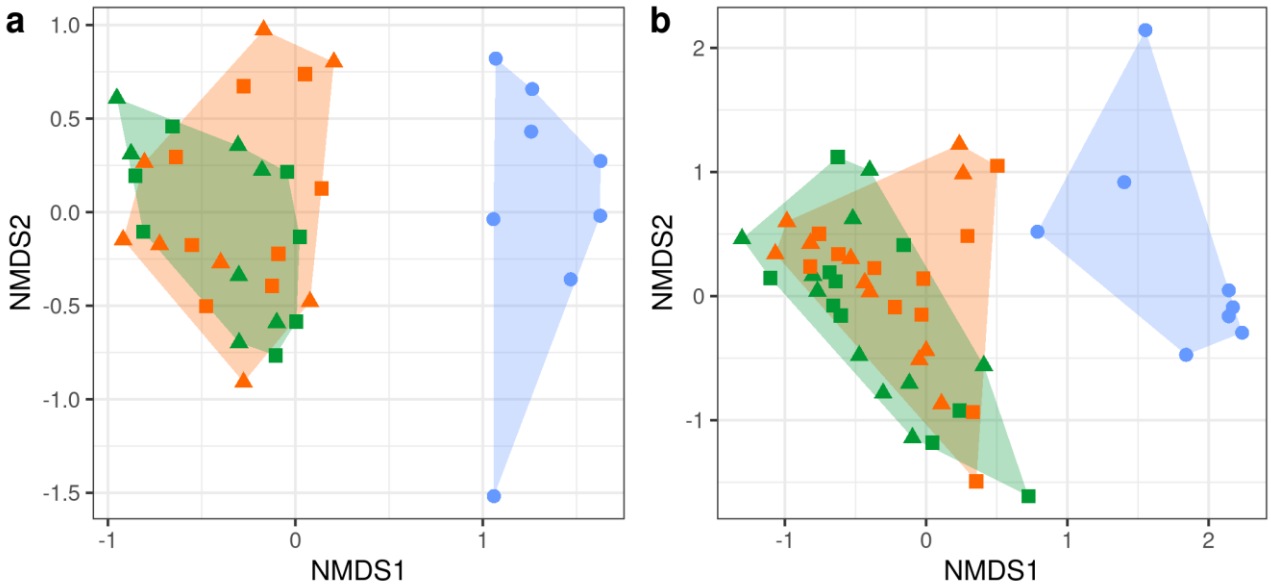
Obr. 11 – Srovnání procentuálního příspěvku dvou rozdílných stojatovodních habitatů (A_LOC = malé vodní nádrže, N_LOC = zbytkové tůně) k diverzitě makrozoobentosu přilehlého vodního toku po jeho zaplavení. Rozdíl je vysoce statisticky významný ($p < 0.001$)

Ve společenstvu makrozoobentosu vysychavých toků sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření dominovaly skupiny pakomárovitých (Chironomidae) a ostatních dvoukřídlých (Diptera), přičemž není patrný významný rozdíl ve složení společenstev MZB mezi lokalitami nad (A_NAD) a pod (A_POD) MVN, ani mezi lokalitami s (A_NAD/A_POD) a bez (N_NAD/N_POD) MVN na toku. Stojatovodní habitaty hostily oproti tekoucím vodám více ploštic (Heteroptera) – viz Obr. 12.



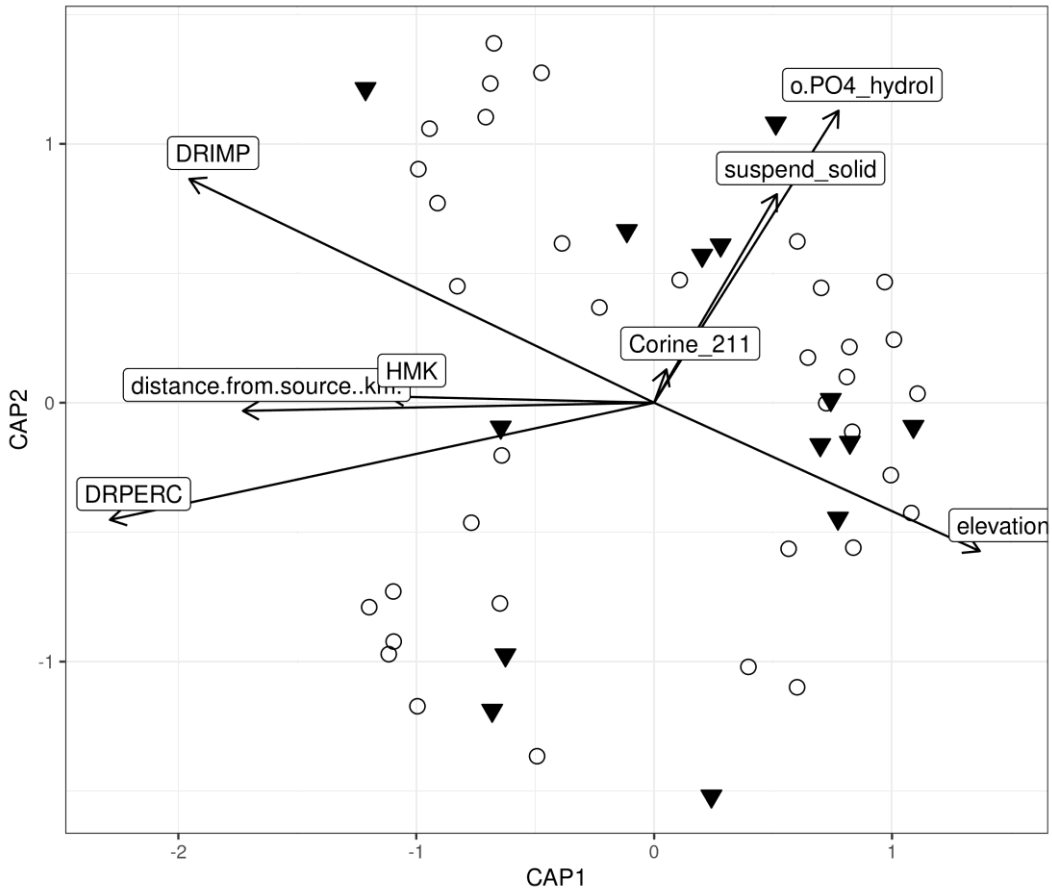
Obr. 12 – Přehled základních skupin makrozoobentosu a jejich zastoupení na jednotlivých typech lokalit. Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Struktura společenstev makrozoobentosu se významně lišila mezi lentickými a lotickými habitaty (viz Obr. 13), rozdíl mezi lokalitami s a bez MVN na toku již nebyl natolik výrazný, což svědčí o značné části taxonů společných pro všechny typy lotických habitatů. V podzimní sezoně (Obr. 13b) hostila část lokalit s MVN na toku do značné míry podobné společenstvo jako MVN.



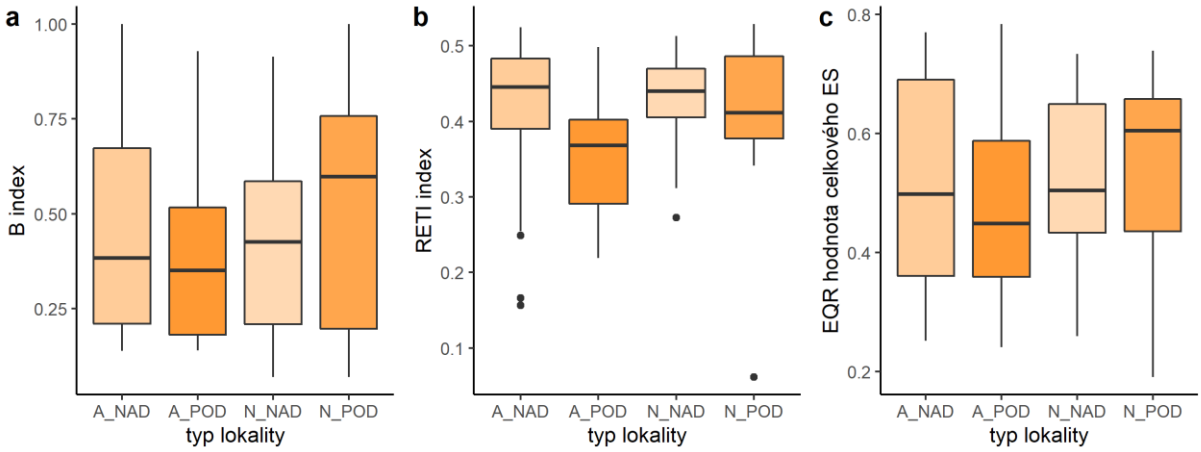
Obr. 13 – Ordinační analýza (NMDS) založená na Jaccardových nepodobnostech společenstev makrozoobentosu. Modrou barvou jsou označeny MVN, oranžovou barvou lokality s MVN na toku, zelenou barvou jsou označeny lokality bez MVN na toku. Trojúhelníky označují lokality NAD (A_NAD/N_NAD), čtverce označují lokality POD (A_POD/N_POD). Analýza je provedena zvlášť pro jarní (a) a podzimní (b) sezonu.

Na strukturu společenstev makrozoobentosu lotických (tekoucích) lokalit mělo největší (statisticky významný, PERMANOVA, perm = 500) vliv sucho (zastoupeno metrikami DRIMP a DRPERC, viz kap. Metodika výzkumu), dále vzdálenost od pramene (proxy pro velikost toku), nadmořská výška, hydromorfologická kvalita toku, množství orto-fosforečnanů, nerozpuštěných látek a procentuálního zastoupení orné půdy v ploše povodí (viz Obr. 14). Po odečtení variability všech uvedených významných faktorů prostředí byl vliv MVN statisticky významný ($p = 0.023$), v globálním modelu se započtením všech proměnných prostředí byl význam MVN statisticky nevýznamný ($p = 0.128$).



Obr. 14 – Ordinační analýza distance-based RDA (dbRDA) na Bray-Curtisových nepodobnostech mezi společenstvy MZB na lokalitách sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření. Lokality pod MVN jsou označeny černým trojúhelníkem, ostatní typy lokalit jsou v ordinačním diagramu nerozlišeny. ***DRPERC*** *= procento suchých dnů;* ***DRIMP*** *= celkový impakt sucha (viz Metodika výzkumu);* ***HMK*** *= hydromorfologická kvalita toku;* ***Corine_211*** *= procentuální zastoupení orné půdy v povodí;* ***suspend_solid*** *= nerozpuštěné látky;* ***o.PO4_hydrol*** *= ortofosforečnany;* ***elevation*** *= nadmořská výška;* ***distance.from.source*** *= vzdálenost o pramene.*

Celkový ekologický stav ani hodnota B indexu (procentuální shoda s modelovaným referenčním společenstvem na základě abiotických parametrů prostředí) se statisticky nelišilo mezi typy lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření (viz Obr. 15). Nižší hodnoty RETI indexu (zastoupení specializovaných potravních skupin ve společenstvu, Obr. 15b) na lokalitách pod MVN svědčí o významném narušení říčního kontinua posouvající společenstva ke společenstvům typickým pro nížinné toky.



Obr. 15 – Přehled základních ukazatelů pro hodnocení ekologického stavu a celkového ekologického stavu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: B index (viz text) (a), RETI index (b) a celkový ekologický stav (vyjádřen jako celkové ecological quality ratio – EQR) (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Analýza zastoupení funkčních skupin (tzv. *species traits*) na lokalitách nad a pod MVN a v kontrolní skupině (horní a dolní úsek toků bez MVN na toku) ukázala významně vyšší zastoupení jedinců tolerující zanášení jemným sedimentem, tolerantních k organickému znečištění a typických pro nížinné toky na lokalitách pod MVN. Naopak méně byli pod MVN zastoupeni jedinci chladnomilní, čistobytní a zástupci proudivých úseků toku. V kontrolní skupině (lokality bez MVN) nebyl pozorován žádný posun ve funkčním složení makrozoobentosu. Přehled všech analyzovaných traits, odhad poklesu/nárůstu jednotlivých traits pod MVN a p hodnoty ANOVA testu jsou uvedeny v Tab. 8.

Tab. 8 – Přehled species traits makrozoobentosu a porovnání jejich zastoupení nad a pod MVN. Sloupec A_POD vs. A_NAD obsahuje odhad poklesu/nárůstu zastoupení traits ve společenstvu pod MVN oproti lokalitě nad MVN. Testováno pomocí ANOVA, uvedeny p hodnoty označující významnost poklesu a p hodnoty rozdílů mezi lokalitami bez MVN (žádná vlastnost nebyla signifikantně ovlivněna na tomto typu lokalit)

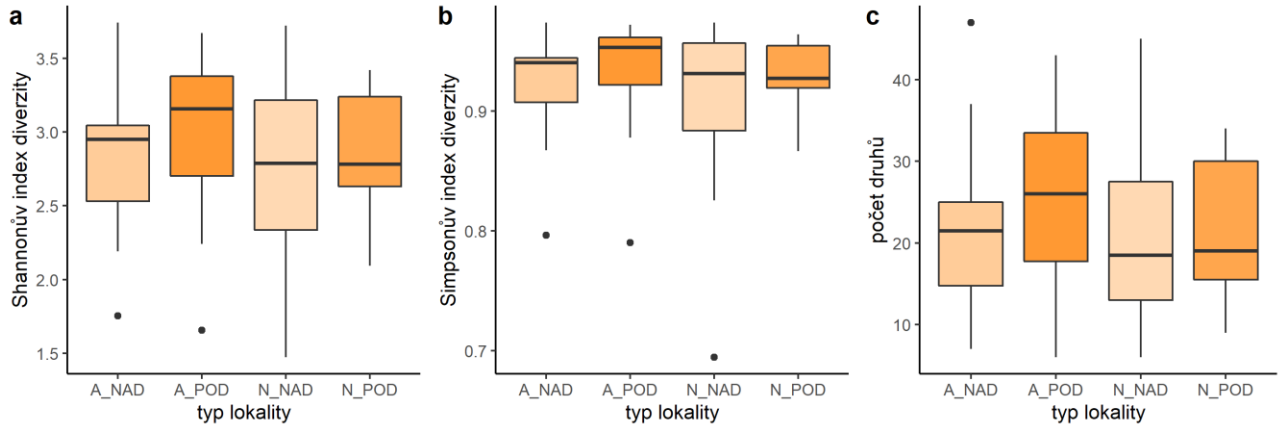
		MVN		
Trait	kategorie CZ	A_POD vs. A_NAD	p (A_POD vs. A_NAD)	p (N_POD vs. N_NAD)
Sklerotizace těla	nesklerotizované tělo	-3.08	0.299	0.634
	mírně sklerotizované tělo	0.78	0.944	0.356
	sklerotizované tělo	-0.87	0.644	0.991
	silně sklerotizované tělo	**3.18**	**0.03**	0.533
Flexibilita těla	žádná flexibilita těla	2.07	0.314	0.564
	nízká flexibilita těla	-0.70	0.953	0.44
	vysoká flexibilita těla	-1.37	0.81	0.782
Proudové nároky	limnobiont	0.55	0.757	0.784
	limnofil	0.11	0.991	0.293
	limno- až rheobiont	4.01	0.056	0.916
	rheo- až limnobiont	2.26	0.736	0.741
	rheofil	**-7.35**	**0.035**	0.485
	rheobiont	-1.02	0.472	0.549
	bez proudových nároků	1.44	0.676	0.746
Počet životních cyklů za rok	semivoltinismus (méně než 1 cyklus za rok)	0.47	0.919	0.974
	univoltinismus (1 cyklus za rok)	-3.56	0.179	0.899
	bivoltinismus (2 cykly za rok)	**3.63**	**0.047**	0.911
	trivoltinismus (3 cyly za rok)	-0.60	0.9	0.948
	multivoltinismus (více než 3 cykly za rok)	0.46	0.782	0.851
	flexibilní	-0.40	0.405	0.365
Schopnost šíření	velmi nízká (méně než 10m za rok)	**2.69**	**0.011**	0.886
	nízká (10 až 1000m za rok)	-1.59	0.738	0.435
	střední (100 až 1000m za rok)	-1.16	0.94	0.837
	vysoká (více naž 1000m za rok)	0.05	1	0.944
Strategie šíření	pasivně vodou	1.83	0.217	0.738
	aktivně vodou	-0.49	0.959	0.335
	pasivně vzduchem	-1.06	0.498	0.375
	aktivně vzduchem	-0.29	0.936	0.838
Habitatové preference	pellál	2.61	0.054	0.932

	argylál	0.26	0.518	0.973
	psammál	0.13	0.99	0.848
	akkál	-1.38	0.135	0.737
	litál	-3.00	0.186	0.727
	fytál	0.67	0.814	0.888
	jemná organická hmota	0.32	0.948	0.411
	ostatní	0.39	0.449	0.792
Flexibilita životního cyklu	flexiblilní	8.57	0.054	0.975
	ne fixní	-5.22	0.113	0.89
	fixní	-3.35	0.535	0.806
Preferovaný způsob pohybu	plavání (na povrchu vody)	0.01	0.987	0.249
	plavání (pod vodou)	1.14	0.382	0.681
	zahrabávající se	0.37	0.989	0.512
	kráčivý pohyb	-2.22	0.638	0.707
	přisedlý	0.75	0.857	0.45
	ostatní	-0.05	0.906	0.373
Potravní preference	spásač	-0.78	0.781	0.665
	minující	**0.04**	**0.042**	0.953
	xylofág	-0.02	0.952	0.55
	kouskovač	-1.47	0.157	0.996
	sběrač	3.42	0.176	0.356
	aktivní filtrátor	0.96	0.57	0.903
	pasivní filtrátor	0.31	0.421	0.321
	predace	-2.20	0.499	0.922
	parasitismus	-0.03	0.31	1
	ostatní	-0.23	0.147	0.904
Citlivost k zanášení jemným sedimentem	vysoce citlivý k zanášení	-4.92	0.299	0.879
	středně citlivý k zanášení	-2.08	0.628	0.987
	středně tolerantní k zanášení	0.18	0.994	0.899
	vysoce tolerantní k zanášení	**6.82**	**0.05**	0.984
Reprodukční schopnost	obligátní parthenogeneze	-0.75	0.075	0.984
	fakultativní parthenogeneze	0.50	0.363	0.984
	hermafroditismus	2.99	0.384	0.668
	sexuální (samec/samice)	-2.74	0.517	0.689
Způsob rozmnožování	ovoviviparní	**6.04**	**0.005**	0.857
	kladení jednotlivých vajíček do vody	-4.56	0.133	0.938
	kladení jednotlivých vajíček na substrát	-2.34	0.261	0.673
	kladení shluku vajíček na substrát	-0.29	0.978	0.574
	kladení shluku vajíček do vody	0.95	0.908	0.989

	kladení vajíček na vegetaci	1.46	0.575	0.993
	kladení vajíček v ripariánní zóně	0.69	0.784	0.922
	asexuální	**-1.96**	**0.017**	0.475
Způsob dýchání	povrchem těla	-2.84	0.22	0.956
	žábrami	1.81	0.306	0.433
	plastronem	-0.63	0.509	0.719
	spirakuly	**0.90**	**0.049**	0.734
	vesikuly	0.00	1	0.269
	vzdušný kyslík	0.76	0.756	0.479
Citlivost k lehce odbouratelným organickým látkám	xenosaprobní	**-2.11**	**0.002**	0.997
	oligosaprobní	**-2.70**	**0.012**	0.99
	beta-mesosaprobní	0.43	0.886	0.393
	alfa-mesosaprobní	**3.04**	**0.014**	0.816
	polysaprobní	1.34	0.119	0.817
Teplotní preference	velmi nízké teploty	-0.08	0.995	0.968
	nízké teploty	-2.74	0.066	0.788
	střední teploty	2.83	0.351	0.295
	vysoké teploty	2.07	0.145	0.999
	eurytermní	-2.08	0.686	0.312
Rozsah tolerovaných teplot	chladnomilný stenotermní	**-5.29**	**0.035**	0.997
	teplomilný stenotermní	2.45	0.061	0.628
	eurytermní	2.84	0.456	0.936
Preference k úseku vodního toku	eukrenál	-1.09	0.278	0.854
	hypokrenál	**-2.13**	**0**	0.157
	epirhithrál	**-2.89**	**0**	0.754
	metarhithrál	**-2.28**	**0.038**	0.269
	hyporhithrál	0.90	0.203	0.829
	epipotamál	**1.64**	**0**	0.996
	metapotamál	**1.37**	**0**	0.99
	hypopotamál	**1.15**	**0.02**	0.976
	litorál	**3.25**	**0**	0.948
	profundál	0.09	0.849	1

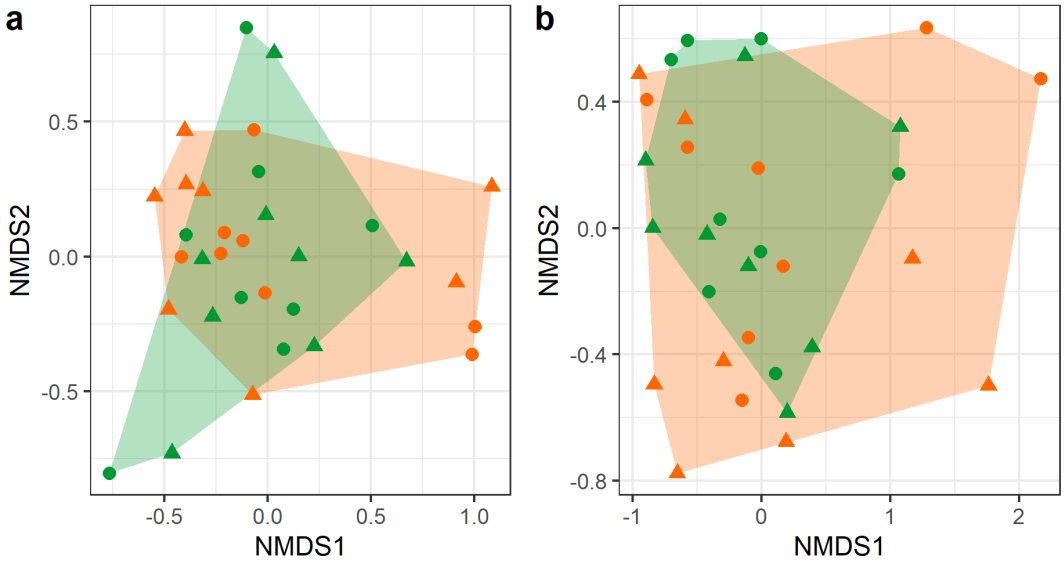
Vliv malých vodních nádrží na fytobentos a fytoplankton

Nebyl prokázán žádný signifikantní rozdíl v Shanonově indexu diverzity, Simpsonovu indexu diverzity či počtu taxonů na různých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření (viz Obr. 16). Nebyl nalezen žádný významný rozdíl mezi lokalitami nad (A_NAD) a pod (A_POD) MVN, ani mezi lokalitami s (A_NAD/A_POD) a bez (N_NAD/N_POD) MVN na toku.



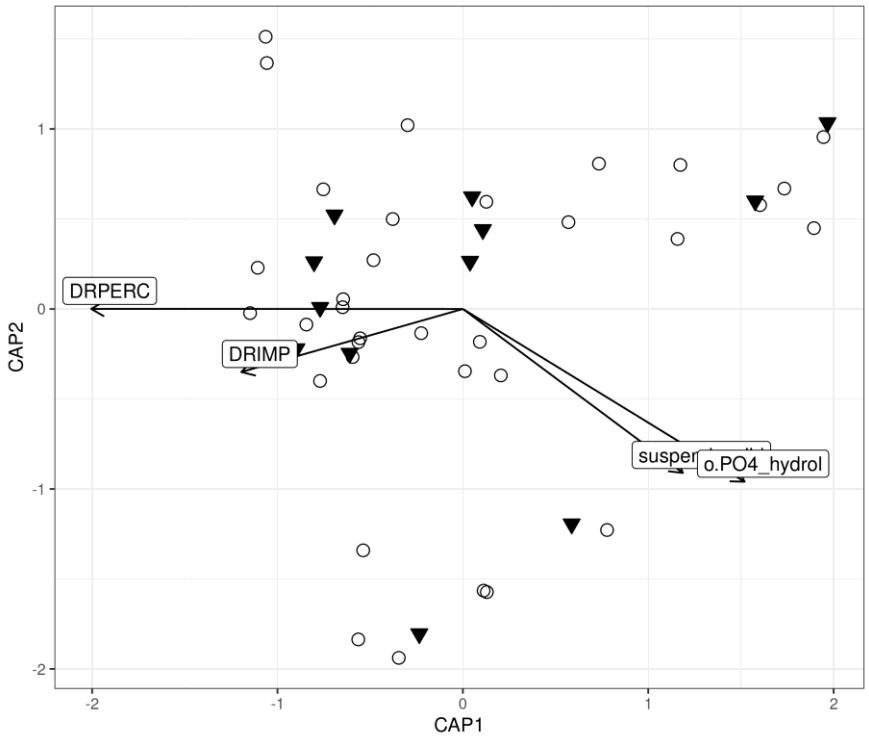
Obr. 16 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity fytobentosu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Struktura společenstev fytobentosu se významně nelišila mezi lokalitami s a bez MVN na toku (viz Obr. 17), struktura společenstev se do značné míry podobala mezi všemi typy sledovaných lokalit.



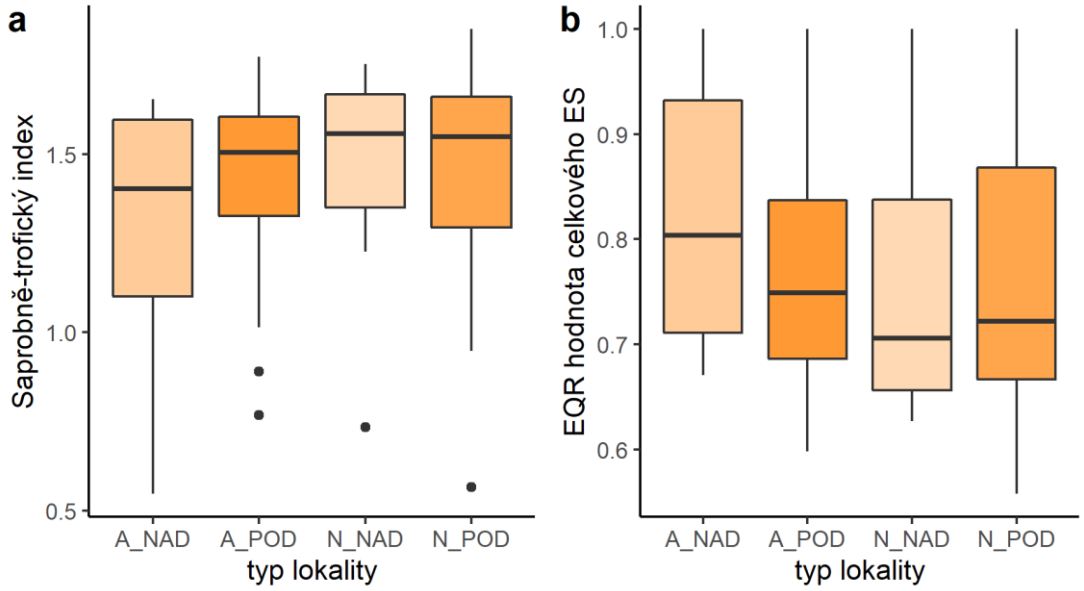
Obr. 17 – Ordinační analýza (NMDS) založená na Jaccardových nepodobnostech společenstev fytobentosu. Oranžovou barvou lokality s MVN na toku, zelenou barvou jsou označeny lokality bez MVN na toku. Trojúhelníky označují lokality NAD (A_NAD/N_NAD), čtverce označují lokality POD (A_POD/N_POD). Analýza je provedena zvlášť pro jarní (a) a podzimní (b) sezonu.

Na strukturu společenstev fytobentosu mělo největší (statisticky významný, PERMANOVA, perm = 500) vliv sucho (zastoupeno metrikami DRIMP a DRPERC, viz kap. Metodika výzkumu), a dále množství ortofosforečnanů a nerozpuštěných látek (viz Obr.18). I po odečtení variability všech uvedených významných faktorů prostředí nebyl vliv MVN statisticky významný (p = 0.578), v globálním modelu se započtením všech proměnných prostředí byl význam MVN statisticky také nevýznamný (p = 0.267).



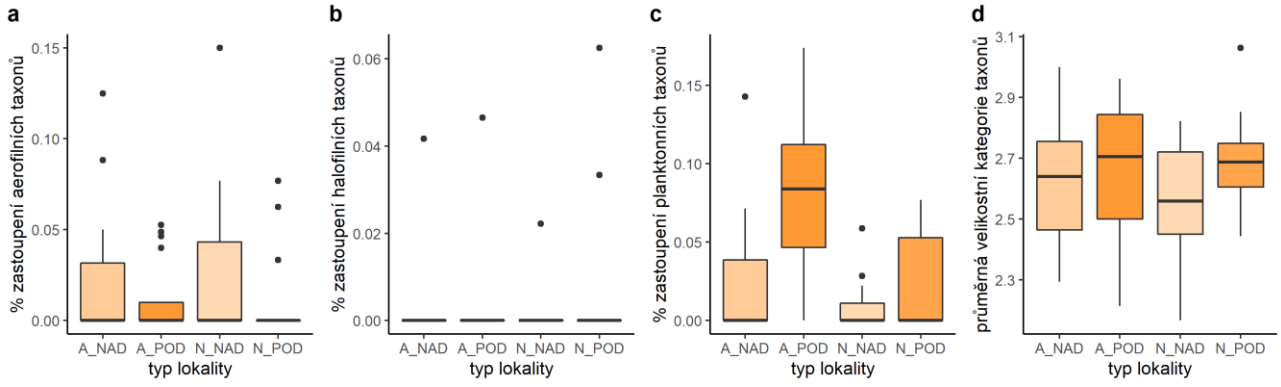
Obr. 18 – Ordinační analýza distance-based RDA (dbRDA) na Bray-Curtisových nepodobnostech mezi společenstvy fytobentosu na lokalitách sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření. Lokality pod MVN jsou označeny černým trojúhelníkem, ostatní typy lokalit jsou v ordinačním diagramu nerozlišeny. ***DRPERC*** *= procento suchých dnů;* ***DRIMP*** *= celkový impakt sucha (viz Metodika výzkumu);* ***suspend_solid*** *= nerozpuštěné látky;* ***o.PO4_hydrol*** *= ortofosforečnany.*

Celkový ekologický stav ani hodnota saprobně-trofického indexu se statisticky nelišil mezi typy lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření (viz Obr. 19). Nízké hodnoty saprobně-trofického indexu svědčí o relativně velké čistotě (z hlediska živin a organických polutantů) vody na sledovaných lokalitách.



Obr. 19 – Přehled základního ukazatele pro hodnocení ekologického stavu (saprobně-trofický index) a celkového ekologického stavu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: saprobně-trofický index) (a) a celkový ekologický stav (vyjádřen jako celkové ecological quality ratio – EQR) (b). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

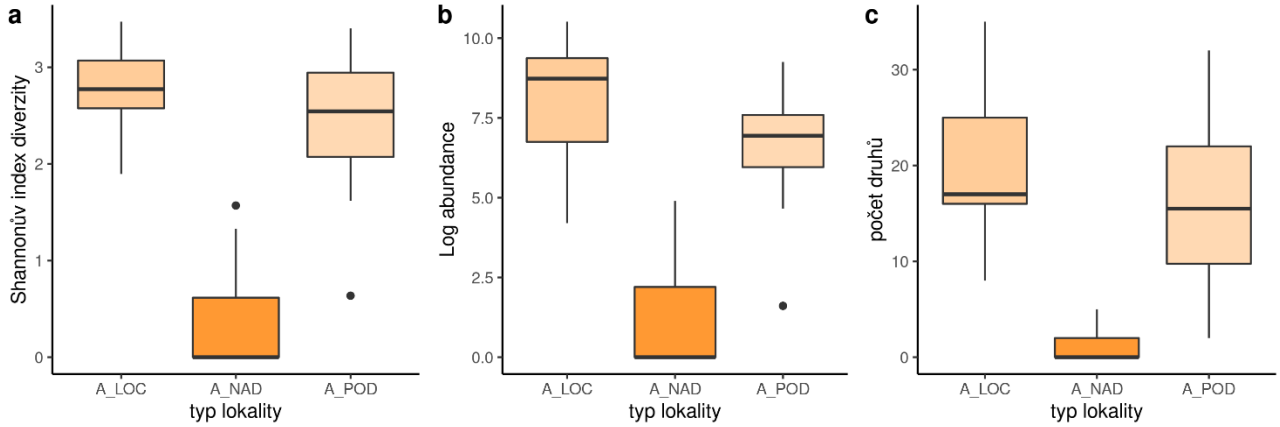
Zastoupení funkčních skupin (tzv. *species traits*) na lokalitách nad a pod MVN a v kontrolní skupině (horní a dolní úsek toků bez MVN na toku) se významně nelišilo mezi jednotlivými typy lokalit s výjimkou zastoupení planktonních druhů, které bylo vyšší pod nádržemi (Obr. 20).



Obr. 20 – zastoupení aerofilů (a), halofilů (b), planktonních druhů (c) a průměrná kategoriální velikost (od 1 = pod 10 µm po 4 = nad 150µm) (d) na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření.

Fytoplankton

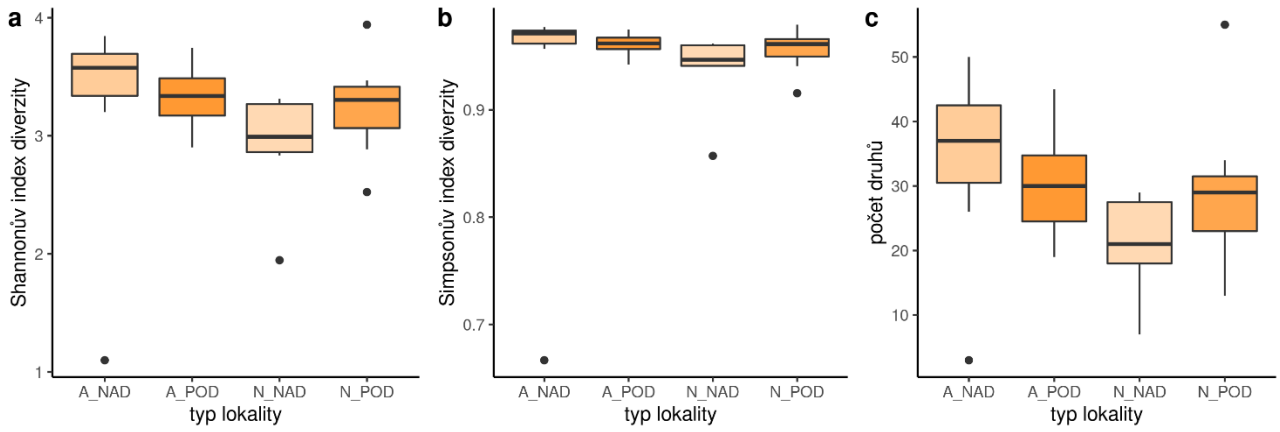
Fytoplankton byl sledován pouze doplňkově na lokalitách s MVN na toku a to jak nad a pod MVN, tak i v MVN samotné. Byla prokázána značná dotace toku fytoplanktonem pod MVN, na lokalitě nad MVN byl výskyt fytoplanktonu pouze ojedinělý s minimálním počtem buněk ve vzorku (viz Obr. 21). Shannonův index diverzity, počet buněk i počet taxonů byl signifikantně vyšší pod MVN ve srovnání s lokalitou nad MVN.



Obr. 21 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity fytoplanktonu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

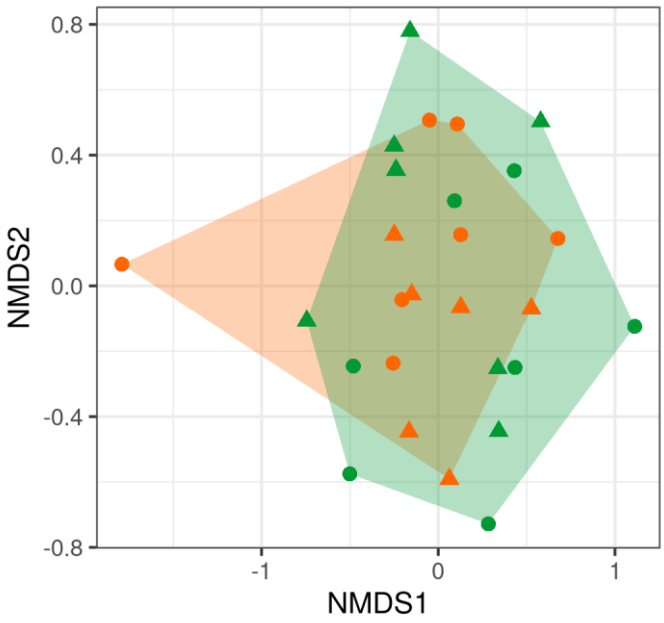
Vliv malých vodních nádrží na cévnaté rostliny

Nebyl prokázán žádný signifikantní rozdíl v Shanonově indexu diverzity, Simpsonovu indexu diverzity či počtu taxonů cévnatých rostlin na různých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření (viz Obr. 22). Nebyl nalezen žádný významný rozdíl mezi lokalitami nad (A_NAD) a pod (A_POD) MVN, ani mezi lokalitami s (A_NAD/A_POD) a bez (N_NAD/N_POD) MVN na toku.



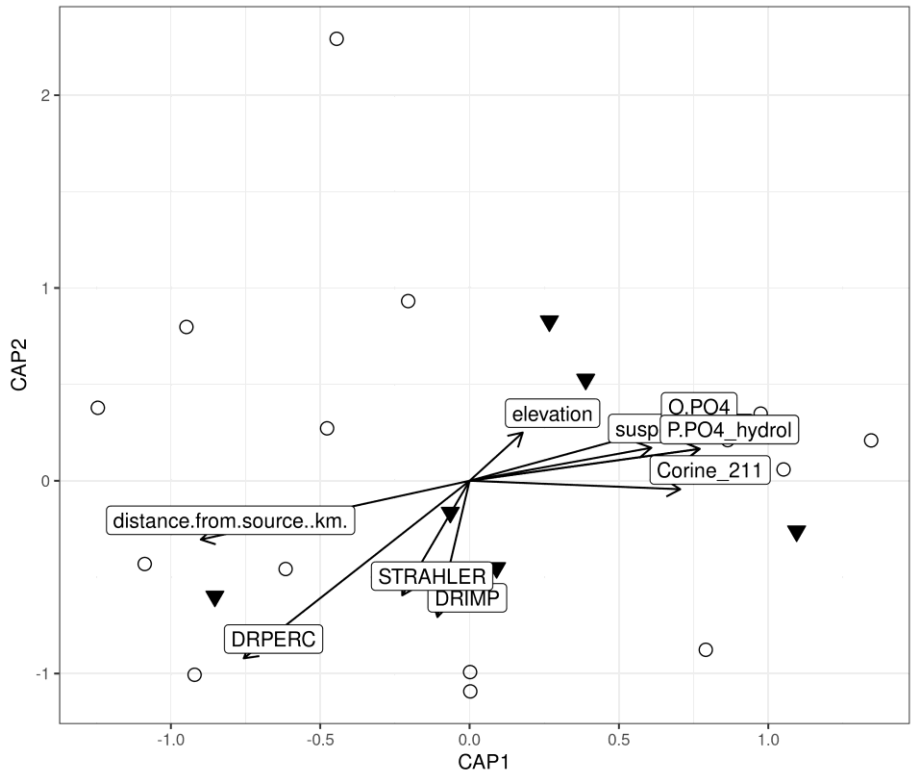
Obr. 22 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity cévnatých rostlin na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Struktura společenstev cévnatých rostlin se významně nelišila mezi lokalitami s a bez MVN na toku (viz Obr. 23), struktura společenstev se do značné míry podobala mezi všemi typy sledovaných lokalit.



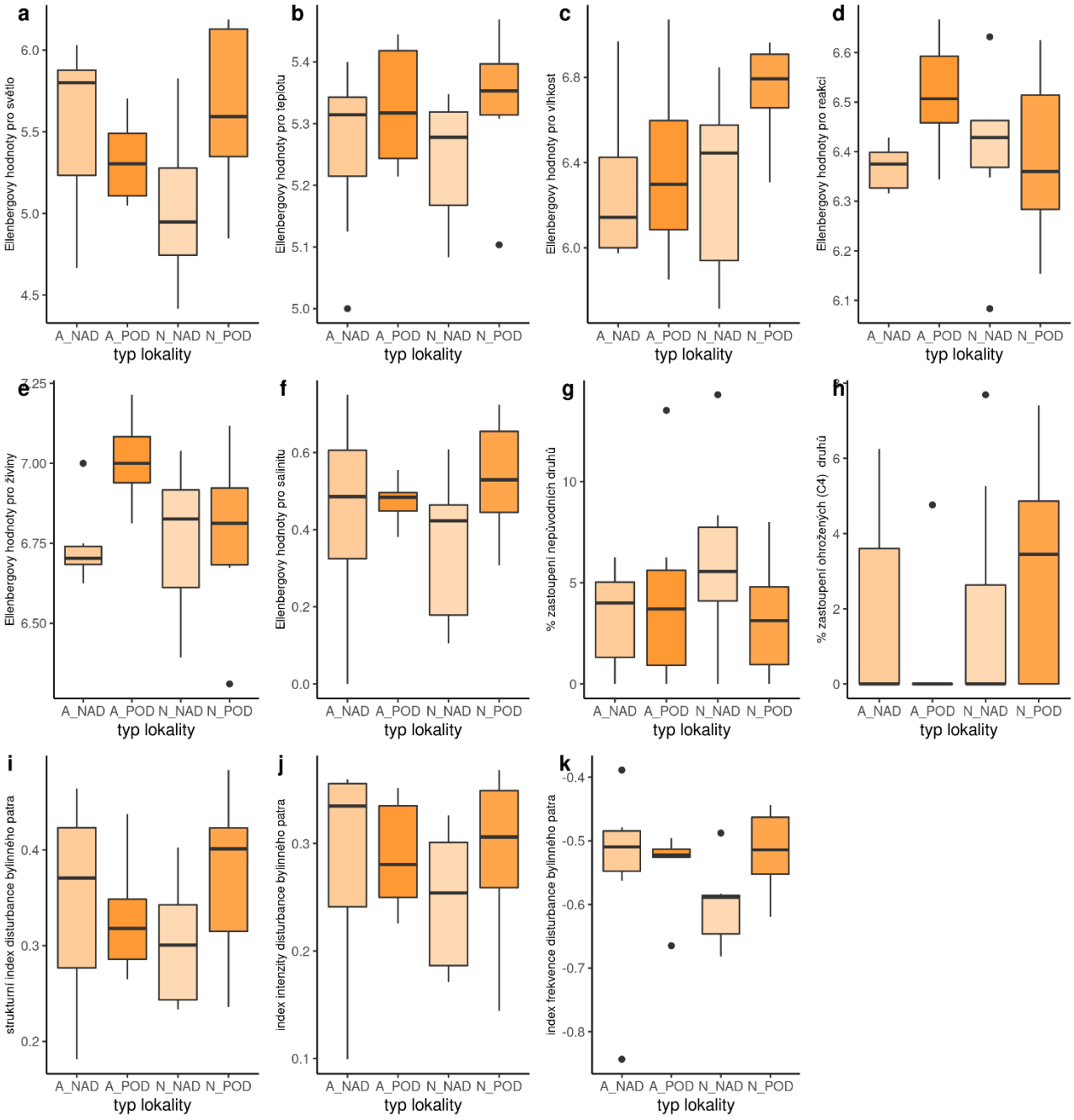
Obr. 23 – Ordinační analýza (NMDS) založená na Jaccardových nepodobnostech společenstev cévnatých rostlin. Oranžovou barvou lokality s MVN na toku, zelenou barvou jsou označeny lokality bez MVN na toku. Trojúhelníky označují lokality NAD (A_NAD/N_NAD), čtverce označují lokality POD (A_POD/N_POD).

Na strukturu společenstev cévnatých rostlin mělo největší (statisticky významný, PERMANOVA, perm = 500) vliv sucho (zastoupeno metrikami DRIMP a DRPERC, viz kap. Metodika výzkumu), dále vzdálenost od pramene (proxy pro velikost toku), nadmořská výška, řád toku dle Strahlera, množství orto-fosforečnanů, nerozpuštěných látek a procentuálního zastoupení orné půdy v ploše povodí (viz Obr. 24). I po odečtení variability všech uvedených významných faktorů prostředí nebyl vliv MVN statisticky významný ($p = 0.287$), v globálním modelu se započtením všech proměnných prostředí byl význam MVN statisticky také nevýznamný ($p = 0.106$).



Obr. 24 – Ordinační analýza distance-based RDA (dbRDA) na Bray-Curtisových nepodobnostech mezi společenstvy cévnatých rostlin na lokalitách sledovaných pro hodnocení vlivu bodových opatření. Lokality pod MVN jsou označeny černým trojúhelníkem, ostatní typy lokalit jsou v ordinačním diagramu nerozlišeny. ***DRPERC*** *= procento suchých dnů;* ***DRIMP*** *= celkový impakt sucha (viz Metodika výzkumu);* ***STRAHLER*** *= řád toku dle Strahlera;* ***Corine_211*** *= procentuální zastoupení orné půdy v povodí;* ***susp*** *= nerozpuštěné látky;* ***o.PO4_hydrol*** *= ortofosforečnany;* ***O.PO4*** *= celkový orthofosforečnanový fosfor;* ***elevation*** *= nadmořská výška;* ***distance.from.source*** *= vzdálenost o pramene*

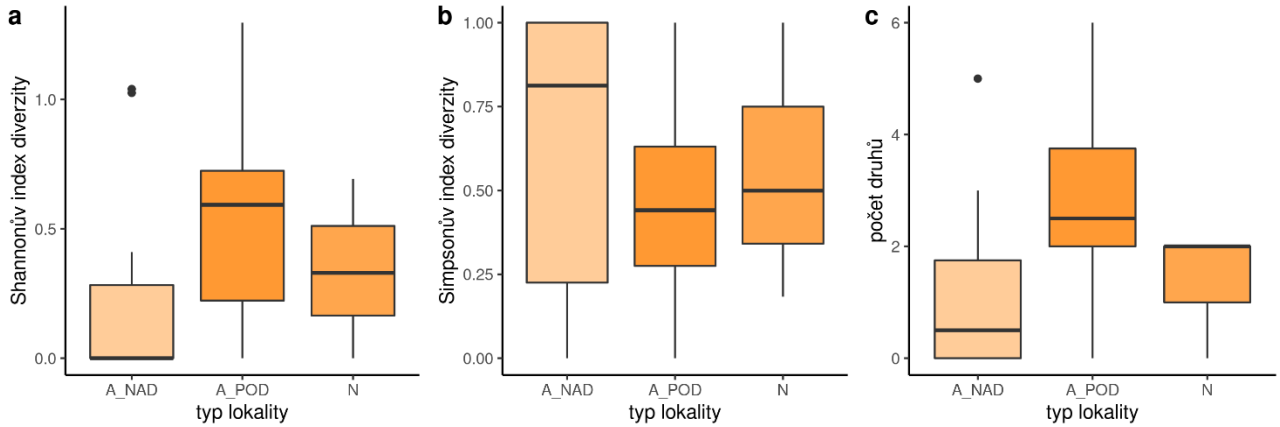
Byl prokázán vliv MVN na funkční diverzitu cévnatých rostlin. Ze všech analyzovaných vlastností (Ellenbergovy hodnoty pro světlo, teplotu, vlhkost, půdní reakci, živiny, salinitu; zastoupení nepůvodních a ohrožených (C4) druhů; a strukturní index, index intenzity a frekvence disturbance bylinného patra) byl statisticky významný pouze vliv MVN na živiny a půdní reakci, což indikuje vyšší zatížení živinami a vyšší pH pod MVN (Obr. 25).



Obr. 25 – srovnání Ellenbergových hodnoty pro světlo (a), teplotu (b), vlhkost (c), půdní reakci (d), živiny (e), salinitu (f), zastoupení nepůvodních (g) a ohrožených (C4) druhů (h), strukturního indexu bylinného patra (i), indexu intenzity (j) a frekvence (k) disturbance bylinného patra. Hodnoty všech uvedených traits byly převzaty z databáze PLADIAS (Chytrý et al. 2021).

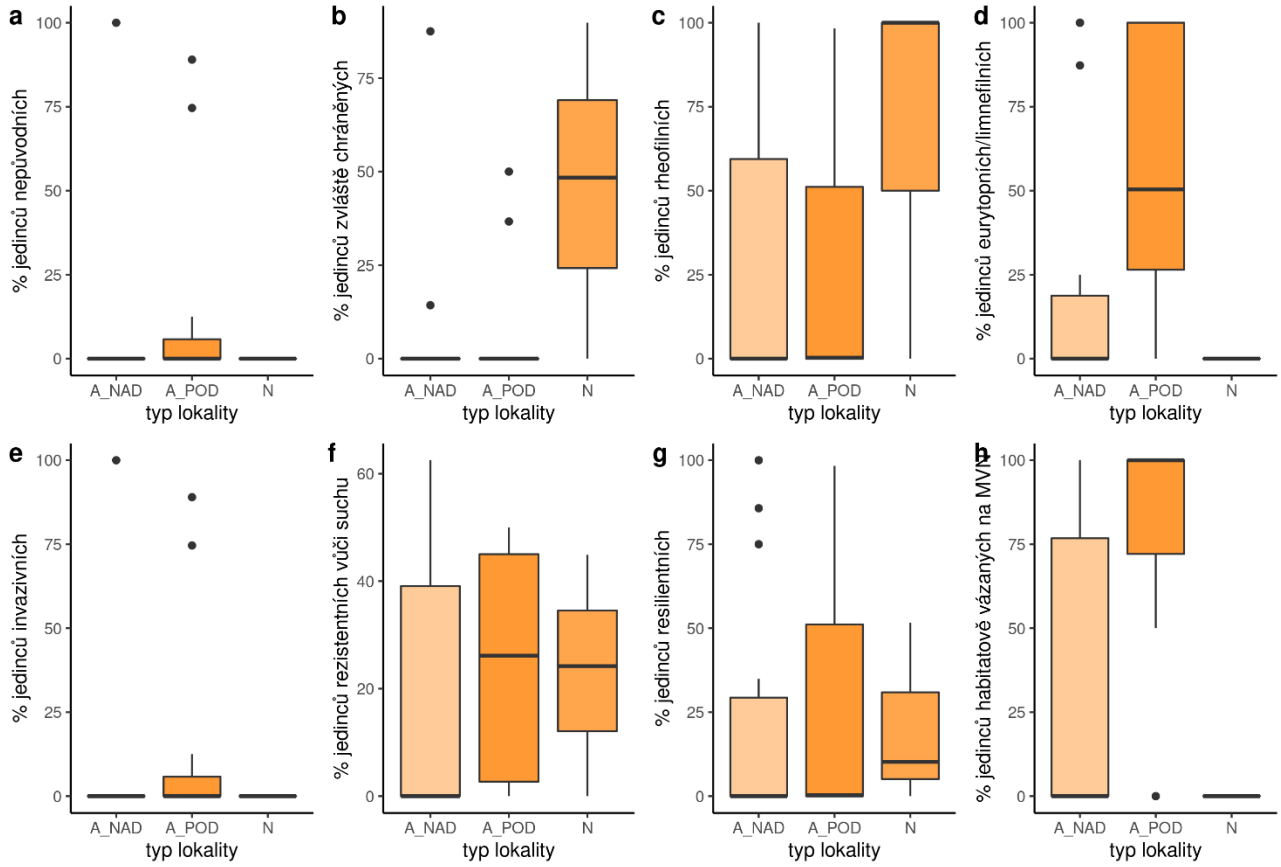
Vliv malých vodních nádrží na ryby

Byl prokázán signifikantně vyšší Shannonova diverzita ryb (p = 0.014) a signifikantně vyšší počet druhů ryb (p = 0.001) pod MVN než nad MVN (viz Obr. 26). Lokality bez MVN na toku (směsná kategorie pro horní i spodní úsek – N_NAD + N_POD) byly v obou ukazatelích alfa diverzity obdobné jako u lokalit nad MVN.



Obr. 26 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity ryb na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Z analýzy funkčního složení společenstva ryb vyplývá vyšší zastoupení nepůvodních, invazivních a limnofilních (příp. euryvalentních) zástupců na lokalitách pod MVN, na lokalitách bez MVN na toku jsou typičtí naopak zástupci rheofilních a zvláště chráněných druhů (viz Obr. 27).



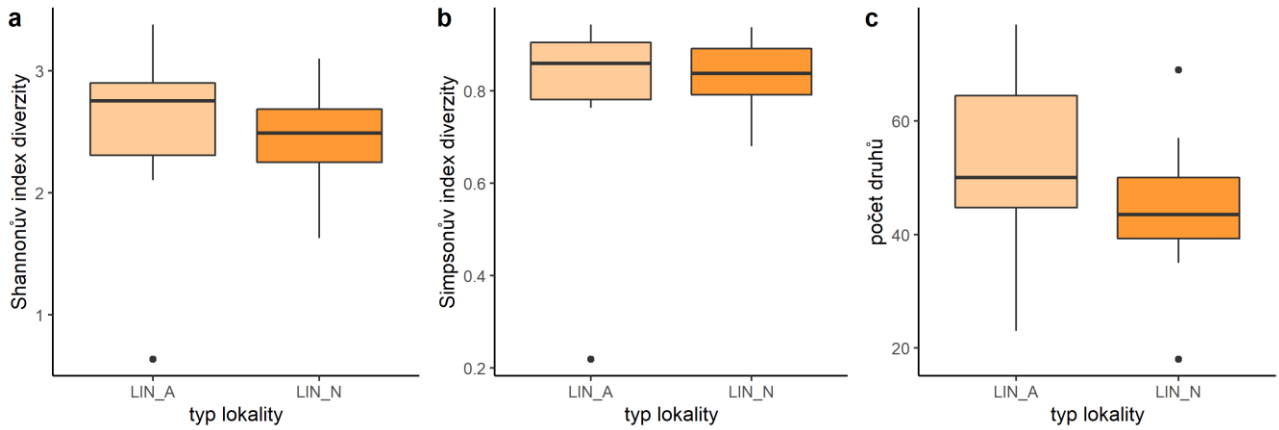
Obr. 27 – zastoupení ryb nepůvodních (a), zvláště chráněných (b), rheofilních (c), eurytopních/limnefilních (d), invazivních (e), rezistentních vůči suchu (tzn. s nízkými nároky na kyslík, schopné přežívat ve zbytkových tůních)(f), resilientních (tzn. snadno migrujících ze zaplavených úseků)(g) a habitatově vázaných na MVN (h).

Společenstva ryb nalezená ve sledovaných vysychavých tocích (typu MVN, viz kapitola Studované území) druhově neodpovídala charakteru toku, nalezené druhy pocházely většinou z z malých vodních nádrží nebo rybníků ležících na sledovaných tocích a ve všech případech se nejednalo o stabilní populace s více věkovými kategoriemi. Ve většině případů byly ryby zjištěny pod nádrží, výjimečně vytáhly i do úseku nad nádrží. Jen v několika málo případech tvořily malé vodní nádrže refugium pro říční ryby jako je jelec tloušť (*Squalius cephalus*) či střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), které vytahovaly do přítoku, případně unikly s vodou do úseku pod nádrží. Ve většině případů malé vodní nádrže svoji pozitivní roli jako útočiště původních říčních druhů ryb v době vyschnutí toku neprokázaly, naopak byly zdrojem většinou nenáročných (eurytopních) druhů ryb, které se do toku dostávají z nádrže – plotice obecná (*Rutilus rutilus*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*), cejn velký (*Abramis brama*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*) apod. V několika případech se jednalo i o druhy nepůvodní – střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) či karas stříbřitý (*Carassius gibelio*).

Vliv liniových opatření na biodiverzitu

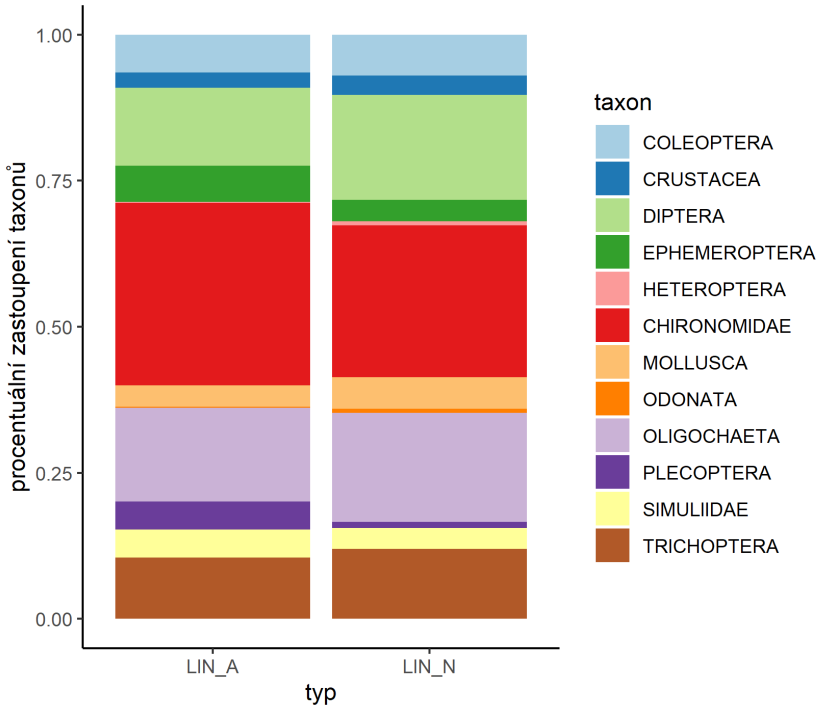
Vliv doprovodné vegetace a hydromorfologie na makrozoobentos

Nebyl prokázán žádný signifikantní rozdíl v Shanonově indexu diverzity, Simpsonovu indexu diverzity či počtu taxonů na různých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření (viz Obr. 28).



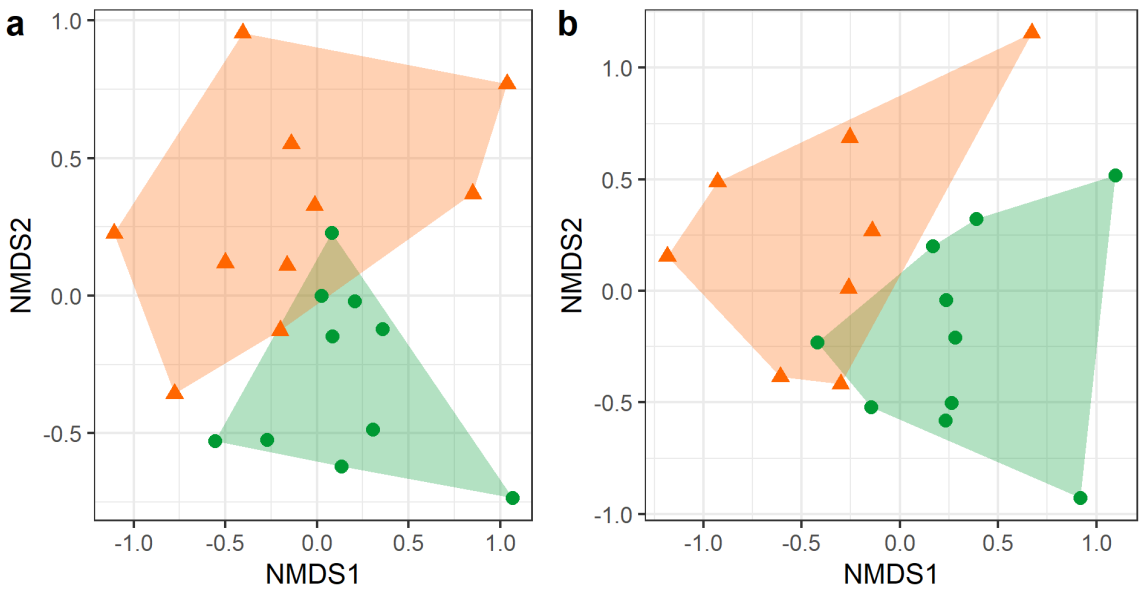
Obr. 28 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení liniových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Ve společenstvu makrozoobentosu vysychavých toků sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření dominovaly skupiny pakomárovitých (Chironomidae), ostatních dvoukřídlých (Diptera) a máloštětinatců (Oligochaeta), přičemž není patrný významný rozdíl ve složení společenstev MZB mezi lokalitami s (LIN_A) a bez (LIN_N) doprovodného pásu vegetace (viz Obr. 29).



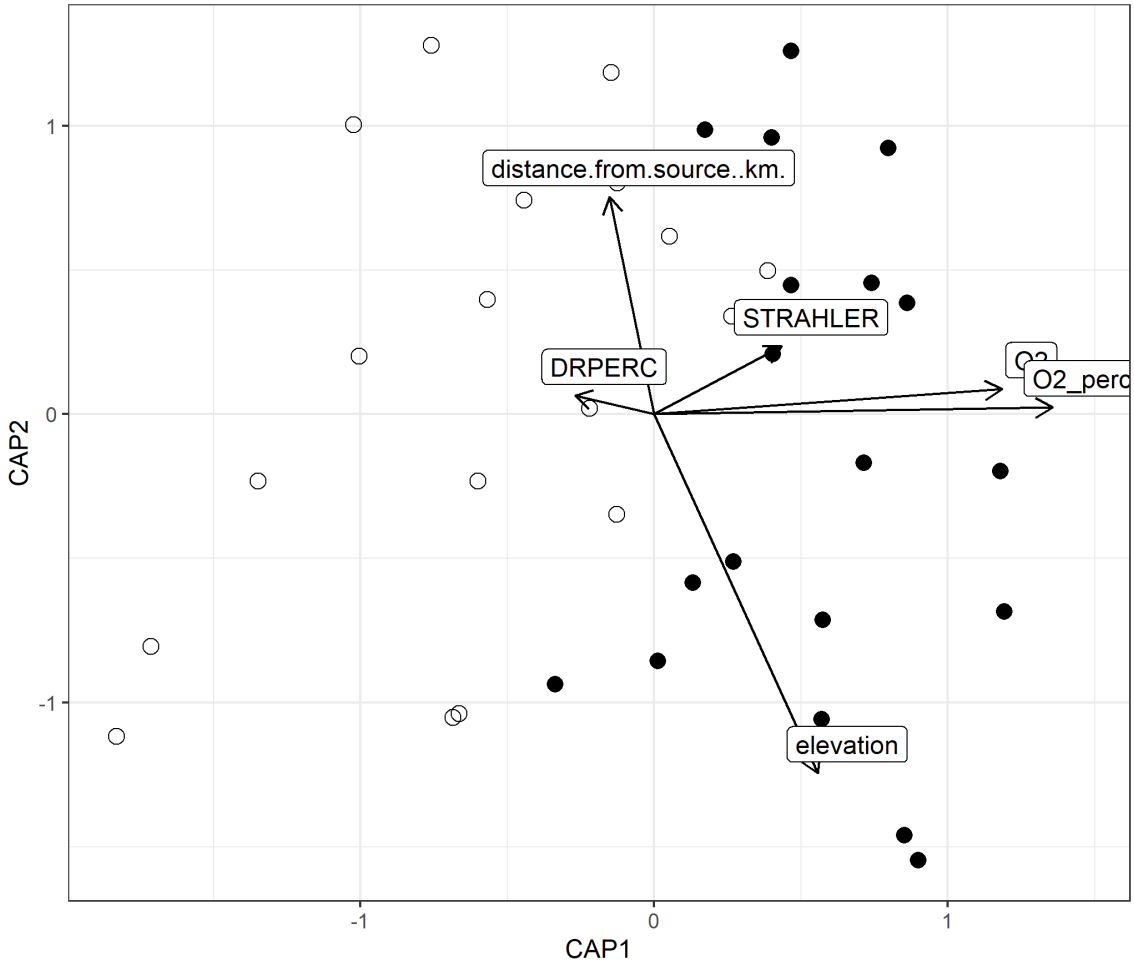
Obr. 29 – Přehled základních skupin makrozoobentosu a jejich zastoupení na jednotlivých typech lokalit. Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Struktura společenstev makrozoobentosu se významně lišila mezi lokalitami s liniovým opatřením a bez liniového opatření (viz Obr. 30). Minimální překryv společenstev makrozoobentosu svědčí o zcela odlišném taxonomickém složení na obou typech lokalit.



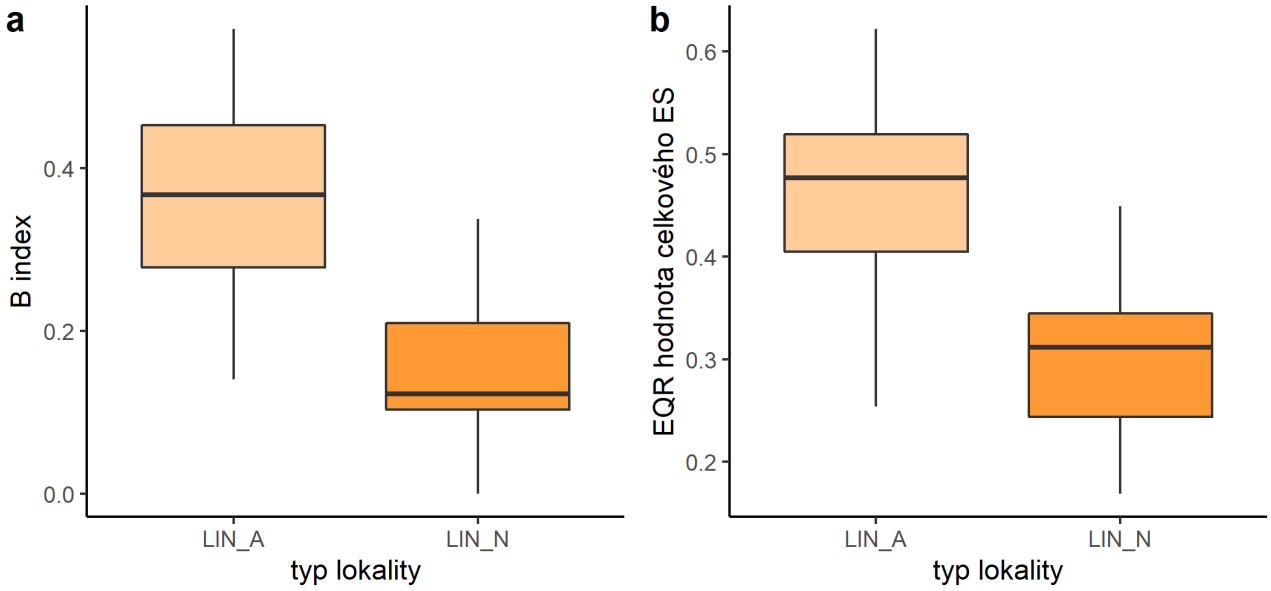
Obr. 30 – Ordinační analýza (NMDS) založená na Jaccardových nepodobnostech společenstev makrozoobentosu. Oranžovou barvou jsou označeny lokality bez liniového opatření, zelenou barvou jsou označeny lokality s liniovým opatřením. Analýza je provedena zvlášť pro jarní (a) a podzimní (b) sezonu.

Na strukturu společenstev makrozoobentosu sledovaných lokalit mělo největší (statisticky významný, PERMANOVA, perm = 500) vliv sucho (zastoupeno metrikou DRPERC, viz kap. Metodika výzkumu), dále vzdálenost od pramene (proxy pro velikost toku), nadmořská výška, řád toku dle Strahlera a množství a saturace kyslíkem ve vodě (viz Obr. 31). Po odečtení variability všech uvedených významných faktorů prostředí byl vliv liniových opatření statisticky vysoce významný (p = 0.001), v globálním modelu se započtením všech proměnných prostředí byl vliv liniových opatření statisticky nevýznamný (p = 0.119) a byl tak „maskován“ ostatními přidruženými abiotickými faktory prostředí.



Obr. 31 – Ordinační analýza distance-based RDA (dbRDA) na Bray-Curtisových nepodobnostech mezi společenstvy MZB na lokalitách sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření. Lokality s liniovým opatřením jsou označeny černým kolečkem, lokality bez liniového opatření jsou označeny bílým kolečkem. ***DRPERC*** *= procento suchých dnů (viz Metodika výzkumu);* ***STRAHLER*** *= řád toku dle Strahlera;* ***O2*** *= koncentrace kyslíku;* ***O2_perc*** *= nasycení kyslíkem v %;* ***elevation*** *= nadmořská výška;* ***distance.from.source*** *= vzdálenost o pramene.*

Celkový ekologický stav a hodnota B indexu (procentuální shoda s modelovaným referenčním společenstvem na základě abiotických parametrů prostředí) byla statisticky významně ($p < 0.001$ a $p = 0.002$) vyšší na lokalitách s liniovým opatřením než na lokalitách bez liniového opatření (viz Obr. 32).



Obr. 32 – Přehled základního ukazatele pro hodnocení ekologického stavu a celkového ekologického stavu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení bodových opatření: B index (viz text) (a) a celkový ekologický stav (vyjádřen jako celkové ecological quality ratio – EQR) (b). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Analýza zastoupení funkčních skupin (tzv. *species traits*) na lokalitách s a bez liniových opatření ukázala významně vyšší zastoupení jedinců typických pro stojaté a pomalu tekoucí vody, vázaných na jemnozrnné mesohabitaty, tolerující zanášení jemným sedimentem, tolerantních k organickému znečištění, eurytermních a typických pro nížinné toky na lokalitách bez liniového opatření. Naopak méně byli na lokalitách s liniovým opatřením zastoupeni jedinci chladnomilní, čistobytní a zástupci proudivých úseků toku. Přehled všech analyzovaných traits, odhad poklesu/nárůstu jednotlivých traits na lokalitách bez liniového opatření oproti lokalitám s liniovým opatřením a p hodnoty ANOVA testu jsou uvedeny v Tab. 9.

Tab. 9 – Přehled species traits makrozoobentosu a porovnání jejich zastoupení na lokalitách s a bez liniového opatření. Sloupec LIN_N vs. LIN_A obsahuje odhad poklesu/nárůstu zastoupení traits ve společenstvu bez liniového opatření oproti lokalitě s opatřením (LIN_A). Testováno pomocí ANOVA, uvedeny p hodnoty označující významnost poklesu.

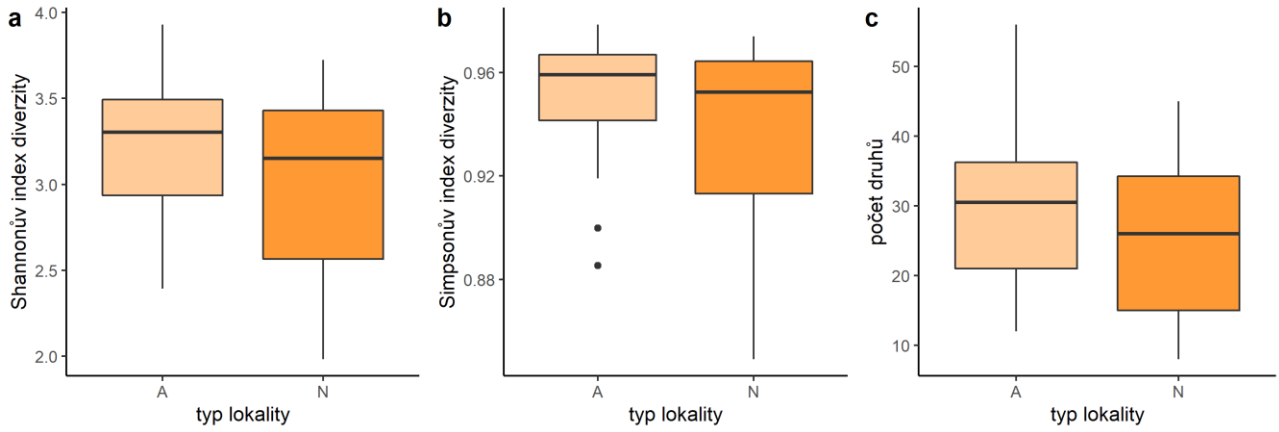
		LIN	
Trait	kategorie CZ	LIN_N vs. LIN_A	p
Sklerotizace těla	nesklerotizované tělo	-2.88	0.48
	mírně sklerotizované tělo	-2.67	0.45
	sklerotizované tělo	0.36	0.773
	silně sklerotizované tělo	**5.18**	**0.003**
Flexibilita těla	žádná flexibilita těla	**4.20**	**0.022**
	nízká flexibilita těla	-3.33	0.391
	vysoká flexibilita těla	-0.87	0.839
Proudové nároky	limnobiont	0.86	0.244
	limnofil	**10.73**	**0**
	limno- až rheobiont	**7.36**	**0.011**
	rheo- až limnobiont	-4.57	0.256
	rheofil	**-16.47**	**0.002**
	rheobiont	**-1.78**	**0.001**
	bez proudových nároků	3.86	0.139
Počet životních cyklů za rok	semivoltinismus (méně než 1 cyklus za rok)	-0.11	0.952
	univoltinismus (1 cyklus za rok)	-3.74	0.475
	bivoltinismus (2 cykly za rok)	3.42	0.371
	trivoltinismus (3 cyly za rok)	-1.19	0.596
	multivoltinismus (více než 3 cykly za rok)	0.69	0.837
	flexibilní	0.94	0.216
Schopnost šíření	velmi nízká (méně než 10m za rok)	0.41	0.8
	nízká (10 až 1000m za rok)	-5.56	0.229
	střední (100 až 1000m za rok)	**-9.95**	**0.046**
	vysoká (více naž 1000m za rok)	**15.10**	**0.002**
Strategie šíření	pasivně vodou	-2.44	0.308
	aktivně vodou	**6.61**	**0.031**
	pasivně vzduchem	**-5.22**	**0.001**
	aktivně vzduchem	1.05	0.264

Habitatové preference	pellál	**8.09**	**0.001**
	argylál	-0.05	0.908
	psammál	1.87	0.231
	akkál	**-4.56**	**0.01**
	litál	**-6.32**	**0.009**
	fytál	1.15	0.616
	jemná organická hmota	-0.94	0.565
	ostatní	0.76	0.081
Flexibilita životního cyklu	flexiblilní	10.42	0.079
	ne fixní	-3.85	0.259
	fixní	-6.56	0.163
Preferovaný způsob pohybu	plavání (na povrchu vody)	0.12	0.258
	plavání (pod vodou)	0.99	0.626
	zahrabávající se	3.95	0.304
	kráčivý pohyb	**-6.75**	**0.027**
	přisedlý	1.61	0.445
	ostatní	0.08	0.158
Potravní preference	spásač	-2.63	0.067
	minující	0.04	0.188
	xylofág	0.06	0.268
	kouskovač	0.99	0.456
	sběrač	3.30	0.34
	aktivní filtrátor	-0.40	0.841
	pasivní filtrátor	**-0.38**	**0.048**
	predace	-1.19	0.626
	parasitismus	0.07	0.153
	ostatní	0.15	0.289
Citlivost k zanášení jemným sedimentem	vysoce citlivý k zanášení	**-13.04**	**0.001**
	středně citlivý k zanášení	**-8.22**	**0.039**
	středně tolerantní k zanášení	2.04	0.357
	vysoce tolerantní k zanášení	**19.22**	**0.003**
Reprodukční schopnost	obligátní parthenogeneze	1.32	0.329
	fakultativní parthenogeneze	0.71	0.225
	hermafroditismus	**9.08**	**0.002**
	sexuální (samec/samice)	**-11.11**	**0.001**
Způsob rozmnožování	ovoviviparní	**8.71**	**0.024**
	kladení jednotlivých vajíček do vody	-9.09	0.098
	kladení jednotlivých vajíček na substrát	**-3.30**	**0.044**
	kladení shluku vajíček na substrát	**5.36**	**0.038**

	kladení shluku vajíček do vody	**-7.74**	**0.004**
	kladení vajíček na vegetaci	-0.39	0.766
	kladení vajíček v ripariánní zóně	**4.11**	**0.049**
	asexuální	2.34	0.361
Způsob dýchání	povrchem těla	-3.45	0.236
	žábrami	1.88	0.473
	plastronem	-0.17	0.669
	spirakuly	0.87	0.146
	vesikuly	NA	NA
	vzdušný kyslík	0.88	0.639
Citlivost k lehce odbouratelným organickým látkám	xenosaprobní	**-3.04**	**0.012**
	oligosaprobní	**-7.08**	**0.003**
	beta-mesosaprobní	0.03	0.977
	alfa-mesosaprobní	**5.39**	**0.011**
	polysaprobní	**4.71**	**0.005**
Teplotní preference	velmi nízké teploty	-1.51	0.061
	nízké teploty	**-7.09**	**0.007**
	střední teploty	-2.40	0.383
	vysoké teploty	-1.59	0.196
	eurytermní	**12.59**	**0.001**
Rozsah tolerovaných teplot	chladnomilný stenotermní	-6.41	0.086
	teplomilný stenotermní	-0.51	0.772
	eurytermní	**6.92**	**0.046**
Preference k úseku vodního toku	eukrenál	-2.16	0.056
	hypokrenál	**-2.86**	**0.031**
	epirhithrál	**-3.45**	**0.011**
	metarhithrál	**-5.81**	**0.001**
	hyporhithrál	**-2.66**	**0.006**
	epipotamál	0.99	0.174
	metapotamál	**3.15**	**0.002**
	hypopotamál	**1.86**	**0.023**
	litorál	**9.84**	**0**
	profundál	**1.09**	**0.035**

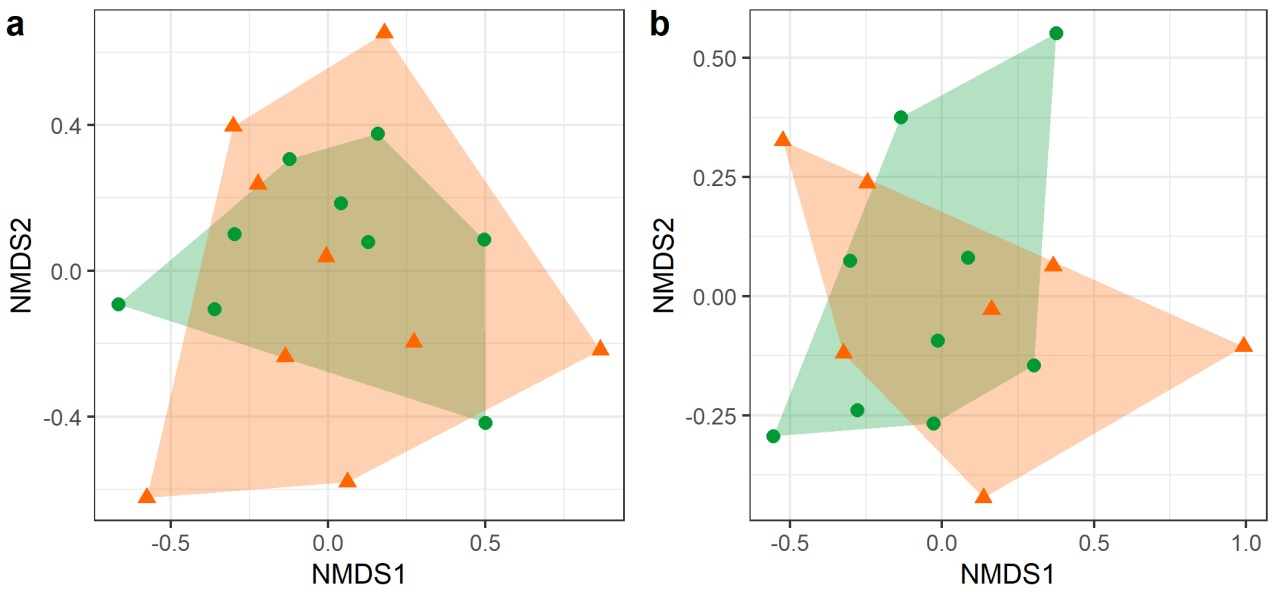
Vliv doprovodné vegetace a hydromorfologie na fytobentos

Nebyl prokázán žádný signifikantní rozdíl v Shanonově indexu diverzity, Simpsonovu indexu diverzity či počtu taxonů na různých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření (viz Obr. 33). Nebyl nalezen žádný významný rozdíl mezi lokalitami s (LIN_A) a bez (LIN_N) doprovodného pásu vegetace.



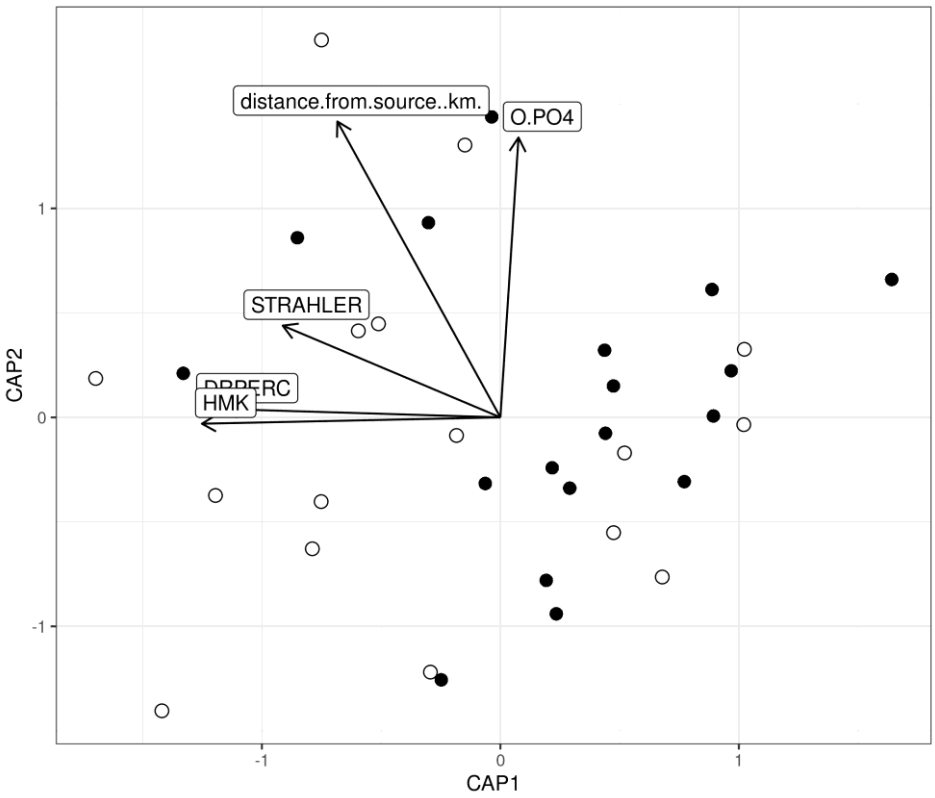
Obr 33 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity fytobentosu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení liniových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Struktura společenstev fytobentosu se významně nelišila mezi lokalitami s a bez přítomnosti podélného pásu vegetace (viz Obr. 34), struktura společenstev se do značné míry podobala mezi oběma typy sledovaných lokalit.



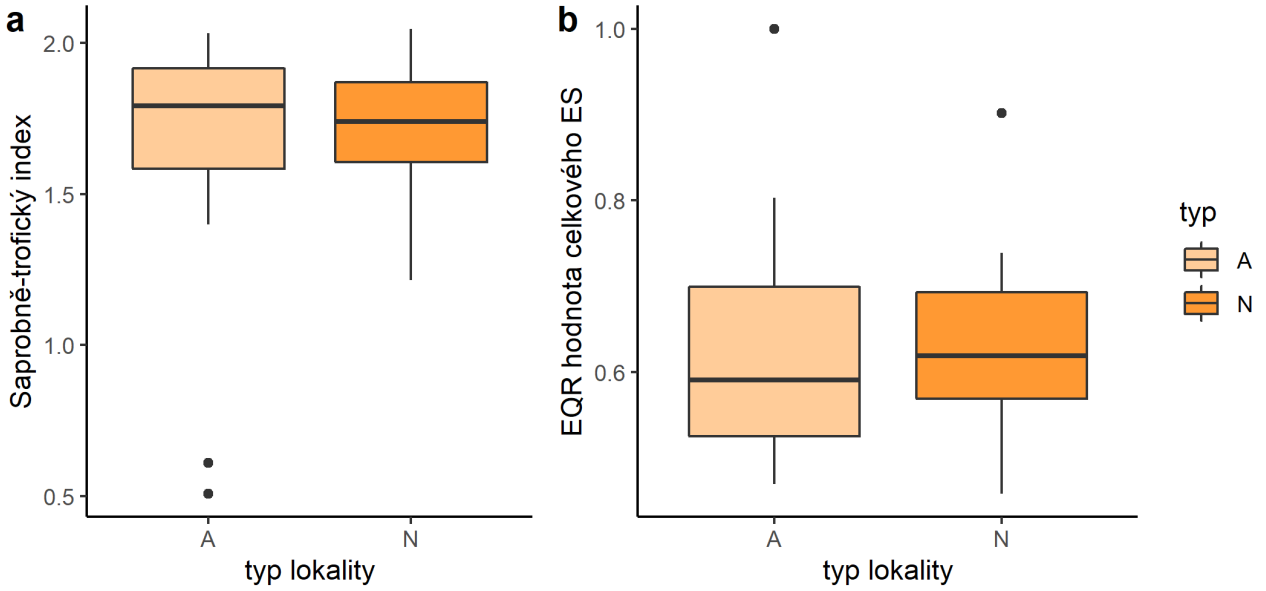
Obr. 34 – Ordinační analýza (NMDS) založená na Jaccardových nepodobnostech společenstev fytoobentosu. Oranžovou barvou lokality bez podélného pásu vegetace, zelenou barvou jsou označeny lokality s podélným pásem vegetace. Analýza je provedena zvlášť pro jarní (a) a podzimní (b) sezonu.

Na strukturu společenstev fyobentosu mělo největší (statisticky významný, PERMANOVA, perm = 500) vliv sucho (zastoupeno metrikou DRPERC, viz kap. Metodika výzkumu), a dále množství orto-fosforečnanového fosforu, vzdálenost od pramene, řád toku dle Strahlera a hydromorfologická kvalita toku (viz Obr. 35). I po odečtení variability všech uvedených významných faktorů prostředí nebyl vliv liniových opatření statisticky významný (p = 0.682), v globálním modelu se započtením všech proměnných prostředí byl význam liniových opatření statisticky také nevýznamný (p = 0.195).



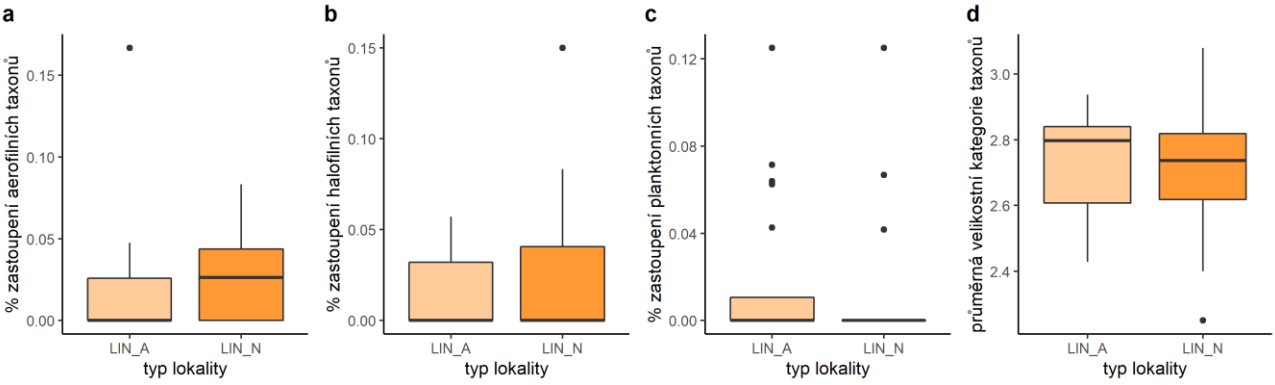
Obr. 35 – Ordinační analýza distance-based RDA (dbRDA) na Bray-Curtisových nepodobnostech mezi společenstvy fytobentosu na lokalitách sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření. Lokality s liniovým opatřením jsou označeny černým kolečkem, lokality bez liniového opatření jsou označeny bílým kolečkem. ***DRPERC*** *= procento suchých dnů (viz Metodika výzkumu);* ***STRAHLER*** *= řád toku dle Strahlera;* ***HMK*** *= hydromorfologická kvalita toku;* ***O.PO4*** *= množství orthofosforečnanového fosforu****; distance.from.source*** *= vzdálenost o pramene.*

Celkový ekologický stav ani hodnota saprobně-trofického indexu se statisticky nelišil mezi typy lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření (viz Obr. 36). Vyšší hodnoty saprobně-trofického indexu svědčí o zatížení prostředí živinami a organickými polutanty na sledovaných lokalitách.



Obr. 36 – Přehled základního ukazatele pro hodnocení ekologického stavu (saprobně-trofický index) a celkového ekologického stavu na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení liniových opatření: saprobně-trofický index) (a) a celkový ekologický stav (vyjádřen jako celkové ecological quality ratio – EQR) (b). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

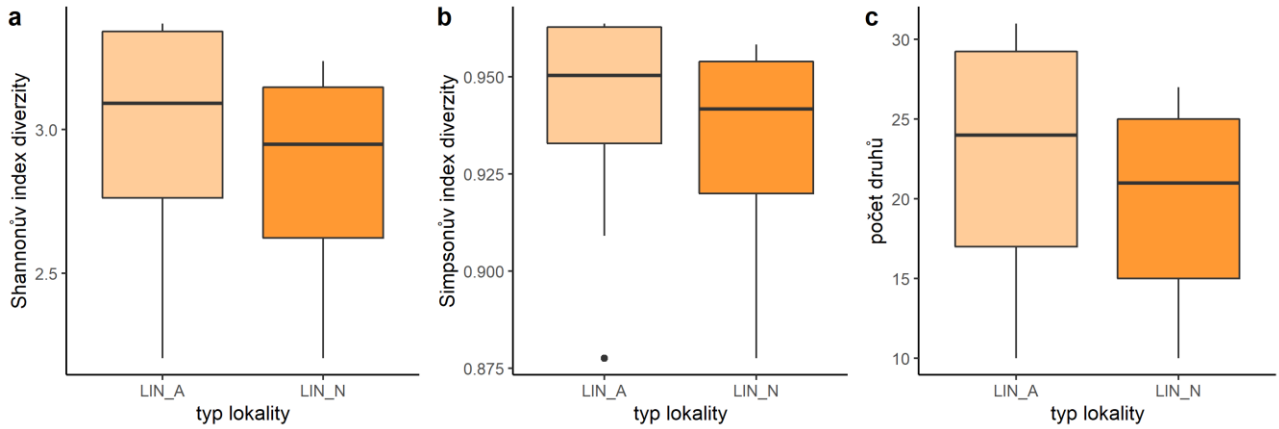
Zastoupení funkčních skupin na lokalitách s a bez přítomnost podélného pásu vegetace se významně nelišilo mezi jednotlivými typy lokalit (Obr. 37).



Obr. 37 – zastoupení aerofilů (a), halofilů (b), planktonních druhů (c) a průměrná kategoriální velikost (od 1 = pod 10 µm po 4 = nad 150µm) (d) na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření.

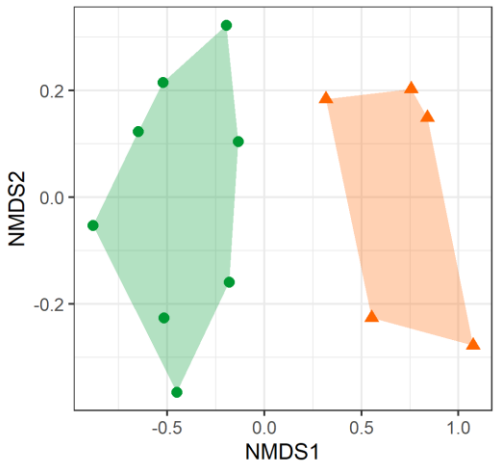
Vliv doprovodné vegetace a hydromorfologie na cévnaté rostliny

Nebyl prokázán žádný signifikantní rozdíl v Shanonově indexu diverzity, Simpsonovu indexu diverzity či počtu taxonů cévnatých rostlin na různých typech lokalit sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření (viz Obr. 38).



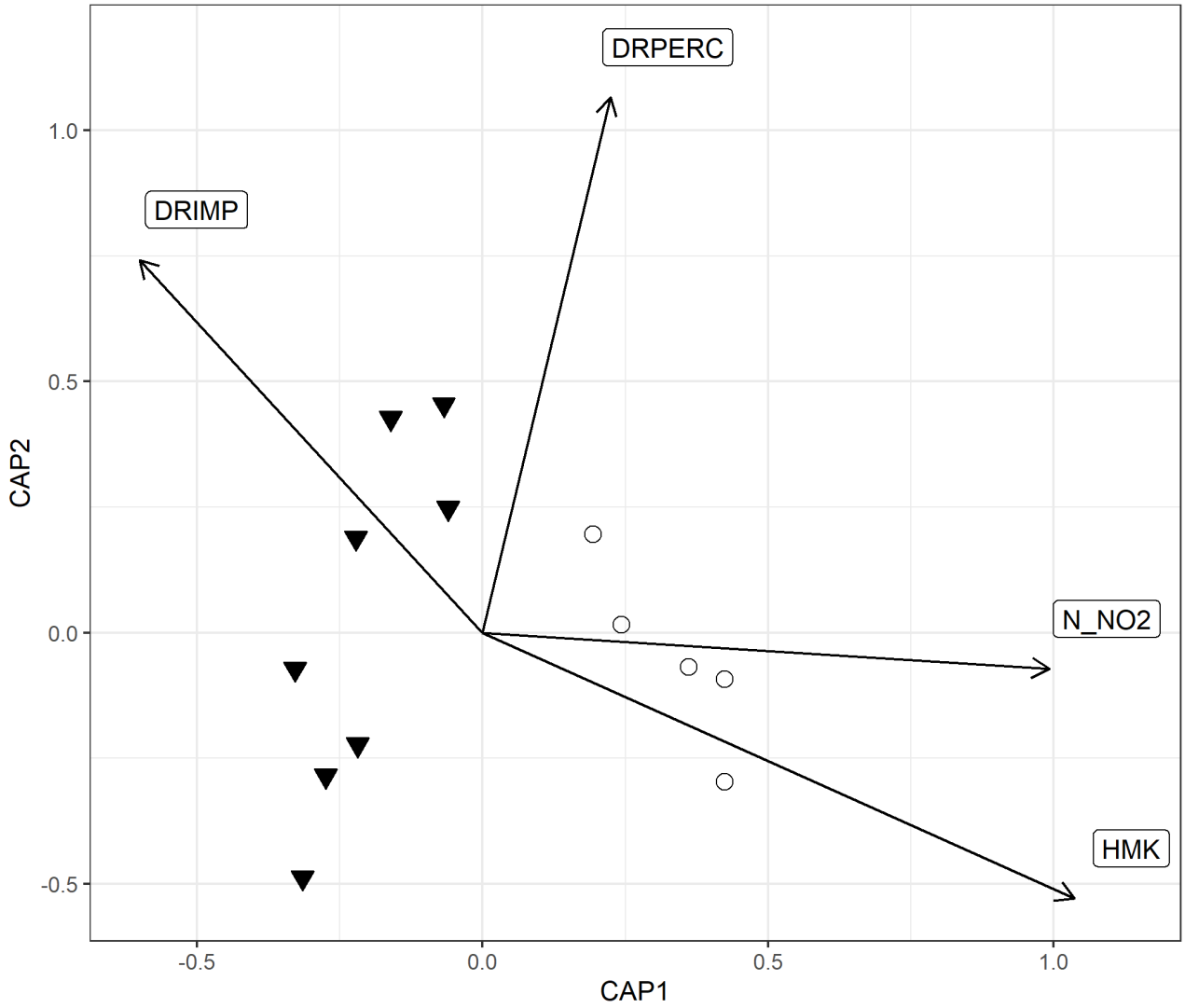
Obr. 38 – Přehled základních ukazatelů alfa-diverzity na jednotlivých typech lokalit sledovaných pro hodnocení liniových opatření: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c). Zkratky lokalit viz kapitola ***Design rozdělení sledovaných lokalit dle typů opatření.***

Struktura společenstev cévnatých rostlin se významně lišila mezi lokalitami s a bez přítomnosti podélného pásu vegetace (viz Obr. 39).



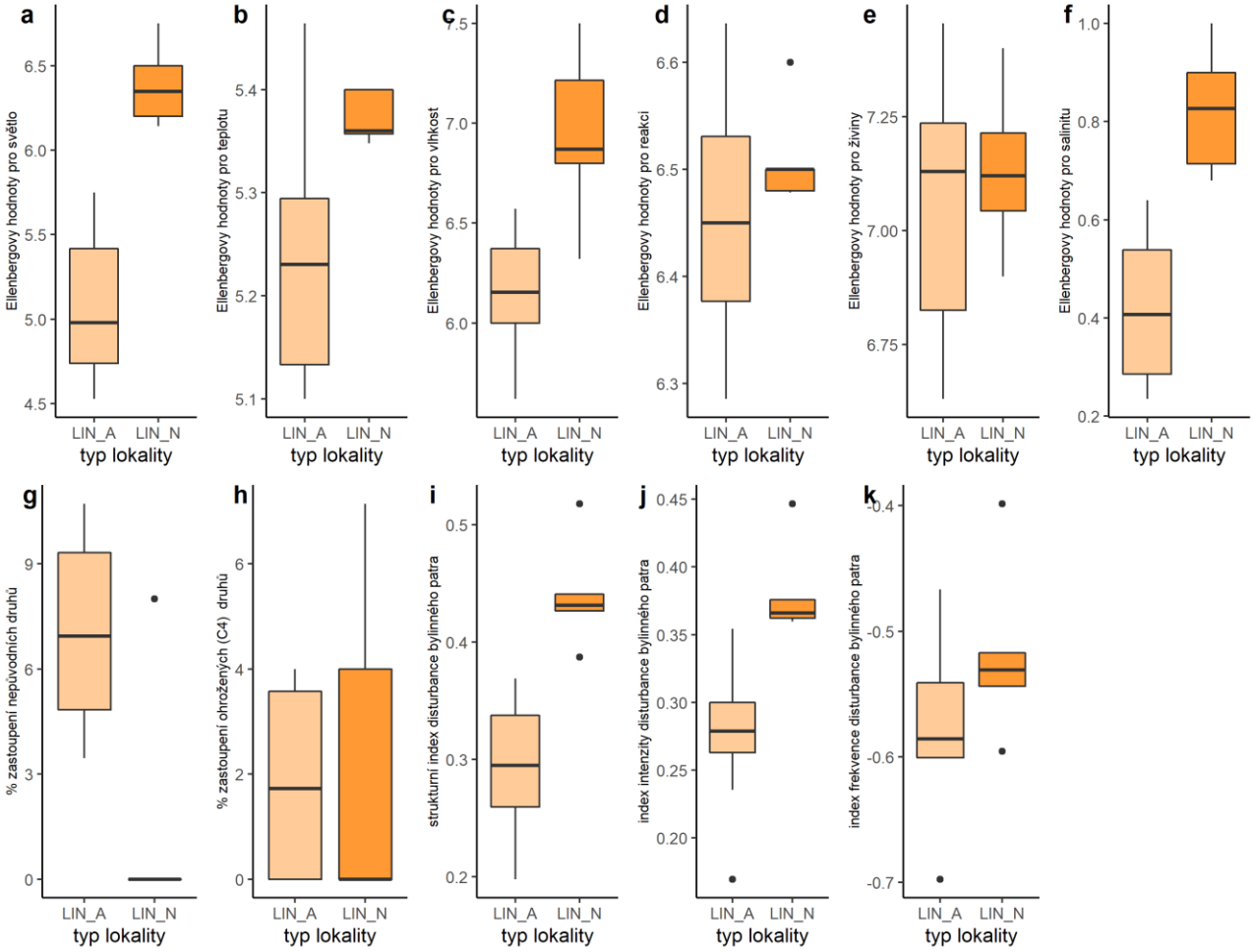
Obr. 39 – Ordinační analýza (NMDS) založená na Jaccardových nepodobnostech společenstev cévnatých rostlin. Oranžovou barvou lokality bez podélného pásu vegetace, zelenou barvou jsou označeny lokality s podélným pásem vegetace.

Na strukturu společenstev cévnatých rostlin mělo největší (statisticky významný, PERMANOVA, perm = 500) vliv sucho (zastoupeno metrikou DRPERC a DRIMP, viz kap. Metodika výzkumu), a dále množství dusitanů a hydromorfologická kvalita toku (viz Obr. 40). Po odečtení variability všech uvedených významných faktorů prostředí byl vliv liniových opatření statisticky vysoce významný ($p < 0.001$), v globálním modelu se započtením všech proměnných prostředí byl význam liniových opatření statisticky také významný ($p = 0.04$).



Obr. 40 – Ordinační analýza distance-based RDA (dbRDA) na Bray-Curtisových nepodobnostech mezi společenstvy cévnatých rostlin na lokalitách sledovaných pro hodnocení vlivu liniových opatření. Lokality s liniovým opatřením jsou označeny černým kolečkem, lokality bez liniového opatření jsou označeny bílým kolečkem. ***DRPERC*** *= procento suchých dnů;* ***DRIMP*** *= celkový impakt sucha (viz Metodika výzkumu);* ***HMK*** *= hydromorfologická kvalita toku;* ***N_NO2*** *= množství dusitanů.*

Byl prokázán významný vliv liniových opatření na funkční diverzitu cévnatých rostlin. Ze všech analyzovaných vlastností (Ellenbergovy hodnoty pro světlo, teplotu, vlhkost, půdní reakci, živiny, salinitu; zastoupení nepůvodních a ohrožených (C4) druhů; a strukturní index, index intenzity a frekvence disturbance bylinného patra) nebyl statisticky významný pouze vliv doprovodného pásu vegetace na živiny a půdní reakci (Obr. 41).

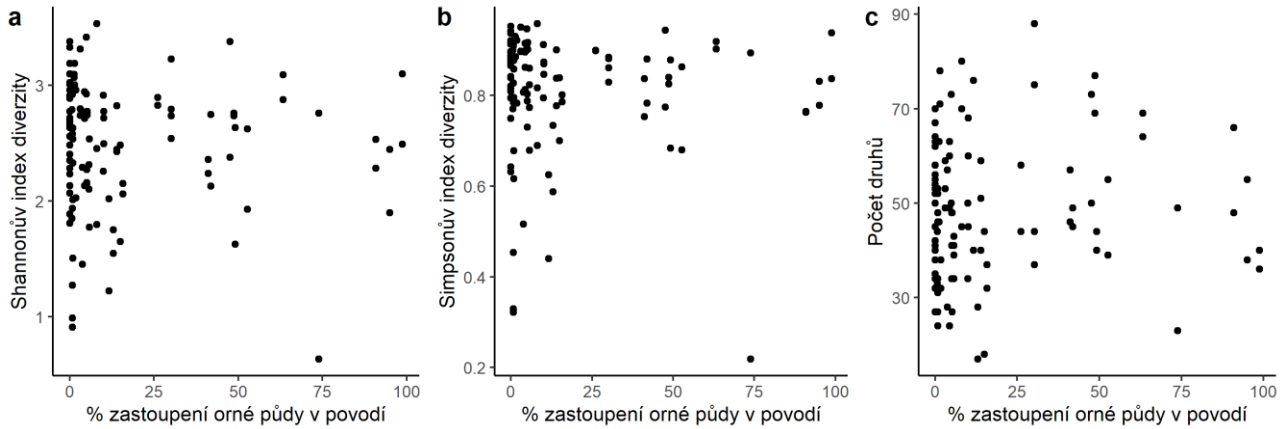


Obr. 41 – srovnání Ellenbergových hodnoty pro světlo (a), teplotu (b), vlhkost (c), půdní reakci (d), živiny (e), salinitu (f), zastoupení nepůvodních (g) a ohrožených (C4) druhů (h), strukturního indexu bylinného patra (i), indexu intenzity (j) a frekvence (k) disturbance bylinného patra. Hodnoty všech uvedených traits byly převzaty z databáze PLADIAS (Chytrý et al. 2021).

Vliv plošných opatření na biodiverzitu

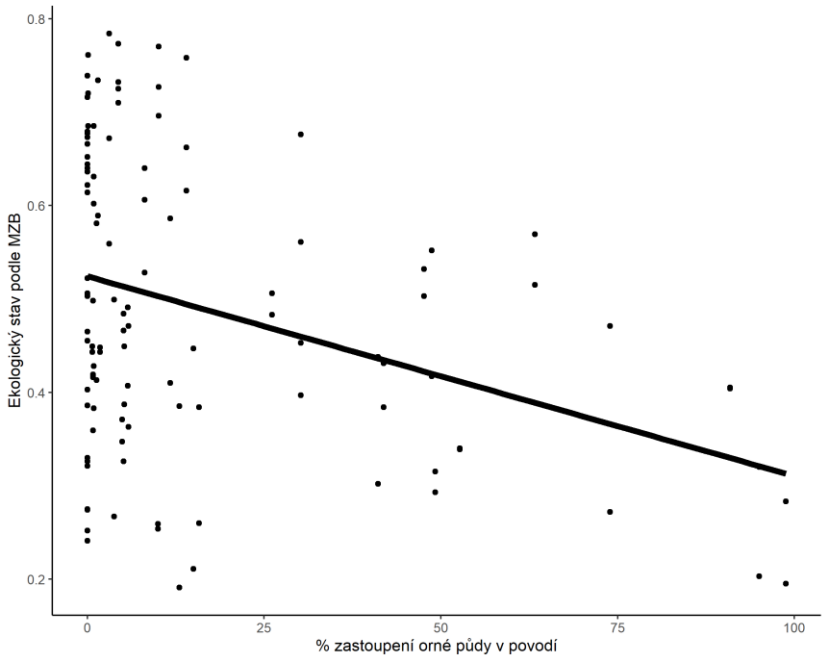
Vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na makrozoobentos

Nebyl prokázán žádný signifikantní vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na Shannonův index diverzity, Simpsonův index diverzity či počet taxonů (viz Obr. 42).

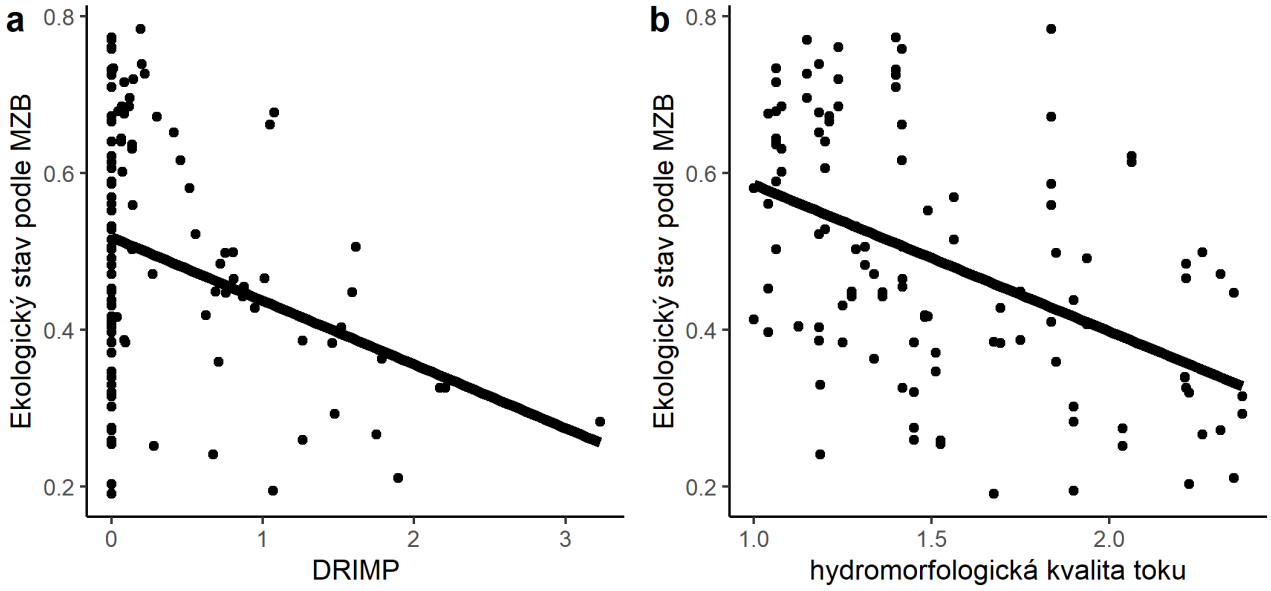


Obr. 42 – Přehled závislosti základních ukazatelů alfa-diverzity na procentuálním zastoupení orné půdy v povodí toku: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c).

Dále byl sestaven globální model, zahrnující všechny vysvětlující proměnné (viz. např. Metodika výzkumu) a e hodnotu ekologického stavu (resp. jeho EQR) jako závislou proměnnou. V nejvíce parsimonním modelu byly zahrnuty proměnné i) procentuální zastoupení orné půdy v povodí toku - PZOP (závislost ekologického stavu na PZOP viz Obr. 43), ii) celkový impakt sucha (viz Obr. 44a) a hydromorfologická kvalita toku (viz Obr. 44b). Je tedy zcela zřejmý negativní vliv PZOP na ekologický stav podle makrozoobentosu.



Obr. 43 – závislost ekologického stavu podle makrozoobentosu na procentuálním zastoupení orné půdy v povodí toku



Obr. 44 – závislost ekologického stavu podle makrozoobentosu na celkovém impaktu sucha (a) a na hydromorfologické kvalitě toku (b)

Analýza zastoupení funkčních skupin a jejich vztah k procentuálnímu zastoupení orné půdy (OP) v povodí ukázala významně rostoucí zastoupení jedinců typických pro stojaté a pomalu tekoucí vody, mutivoltinních taxonů, taxonů vázaných na jemnozrnné mesohabitaty, tolerující zanášení jemným sedimentem, tolerantních k organickému znečištění, eurytermních a typických pro nížinné toky s rostoucím zastoupením OP. Naopak klesalo zastoupení zastoupeni jedinců rheofilních, univoltinních, čistobytných, vázaných na hrubé sedimenty a zástupců proudivých úseků toku. Přehled všech analyzovaných traits, odhad poklesu/nárůstu jednotlivých traits v závislosti na zastoupení OP v povodí toku a p hodnoty regrese jsou uvedeny v Tab. 10.

Tab. 10 – Přehled species traits makrozoobentosu a analýza trendu zastoupení na procentuálním zastoupení orné půdy v povodí toku. Sloupec sklo reg. obsahuje odhad poklesu/nárůstu zastoupení traits s rostoucím zastoupením OP v povodí. Testováno pomocí regrese, uvedeny p hodnoty označující významnost poklesu/nárůstu.

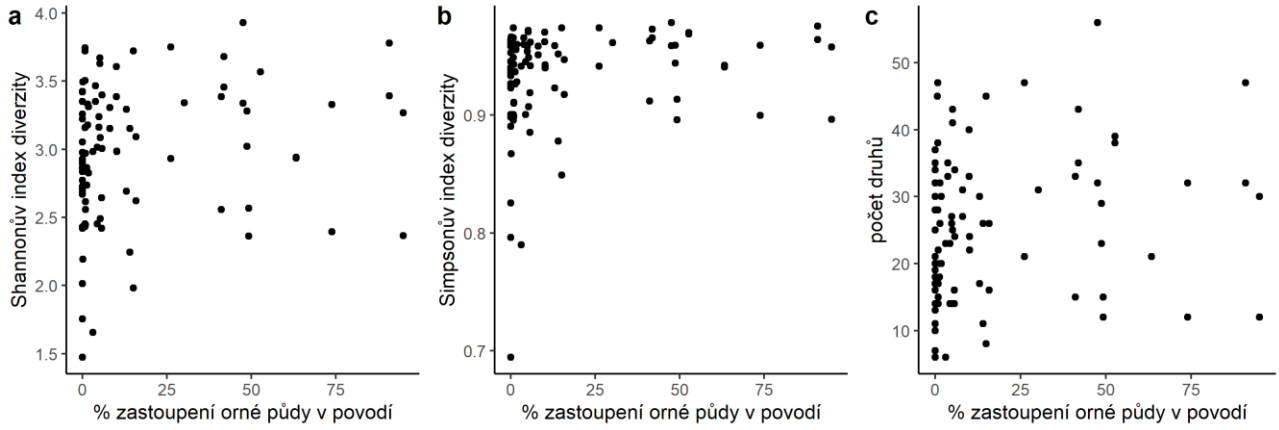
		PLO	
Trait	kategorie CZ	sklon reg.	p
Sklerotizace těla	nesklerotizované tělo	**0.12**	**0.012**
	mírně sklerotizované tělo	**-0.13**	**0.003**
	sklerotizované tělo	-0.01	0.683
	silně sklerotizované tělo	0.02	0.312
Flexibilita těla	žádná flexibilita těla	0.00	0.963
	nízká flexibilita těla	**-0.14**	**0.013**
	vysoká flexibilita těla	**0.13**	**0.011**
Proudové nároky	limnobiont	-0.01	0.397
	limnofil	**0.11**	**0**
	limno- až rheobiont	**0.12**	**0**
	rheo- až limnobiont	0.00	0.975
	rheofil	**-0.26**	**0**
	rheobiont	-0.04	0.112
	bez proudových nároků	**0.07**	**0.043**
Počet životních cyklů za rok	semivoltinismus (méně než 1 cyklus za rok)	-0.04	0.105
	univoltinismus (1 cyklus za rok)	**-0.12**	**0.011**
	bivoltinismus (2 cykly za rok)	0.02	0.652
	trivoltinismus (3 cyly za rok)	0.03	0.235
	multivoltinismus (více než 3 cykly za rok)	**0.10**	**0**
	flexibilní	0.01	0.095
Schopnost šíření	velmi nízká (méně než 10m za rok)	**0.04**	**0.025**
	nízká (10 až 1000m za rok)	**-0.14**	**0**
	střední (100 až 1000m za rok)	**-0.18**	**0.04**

	vysoká (více naž 1000m za rok)	**0.28**	**0**
Strategie šíření	pasivně vodou	0.02	0.416
	aktivně vodou	0.04	0.082
	pasivně vzduchem	**-0.08**	**0**
	aktivně vzduchem	0.02	0.123
Habitatové preference	pellál	**0.12**	**0**
	argylál	**0.01**	**0.001**
	psammál	0.03	0.073
	akkál	**-0.07**	**0**
	litál	**-0.12**	**0.004**
	fytál	0.03	0.211
	jemná organická hmota	-0.01	0.59
	ostatní	0.01	0.053
Flexibilita životního cyklu	flexiblilní	**0.20**	**0.012**
	ne fixní	-0.09	0.082
	fixní	**-0.12**	**0.05**
Preferovaný způsob pohybu	plavání (na povrchu vody)	0.00	0.407
	plavání (pod vodou)	**0.05**	**0.017**
	zahrabávající se	**0.09**	**0.028**
	kráčivý pohyb	**-0.16**	**0.001**
	přisedlý	0.03	0.238
	ostatní	0.00	0.55
Potravní preference	spásač	-0.03	0.303
	minující	0.00	0.539
	xylofág	0.00	0.917
	kouskovač	**-0.04**	**0.002**
	sběrač	**0.10**	**0.006**
	aktivní filtrátor	0.01	0.659
	pasivní filtrátor	-0.01	0.053
	predace	-0.02	0.477
	parasitismus	0.00	0.84
	ostatní	0.00	0.397
Citlivost k zanášení jemným sedimentem	vysoce citlivý k zanášení	**-0.13**	**0.015**
	středně citlivý k zanášení	**-0.21**	**0**
	středně tolerantní k zanášení	0.04	0.128
	vysoce tolerantní k zanášení	**0.29**	**0**
Reprodukční schopnost	obligátní parthenogeneze	**0.06**	**0**
	fakultativní parthenogeneze	0.01	0.261
	hermafroditismus	**0.12**	**0.001**

	sexuální (samec/samice)	**-0.19**	**0**
Způsob rozmnožování	ovoviviparní	**0.08**	**0.023**
	kladení jednotlivých vajíček do vody	**-0.11**	**0.048**
	kladení jednotlivých vajíček na substrát	**-0.07**	**0.015**
	kladení shluku vajíček na substrát	0.06	0.089
	kladení shluku vajíček do vody	**-0.08**	**0.005**
	kladení vajíček na vegetaci	-0.01	0.661
	kladení vajíček v ripariánní zóně	0.02	0.295
	asexuální	**0.12**	**0**
Způsob dýchání	povrchem těla	0.03	0.446
	žábrami	-0.02	0.542
	plastronem	-0.02	0.078
	spirakuly	0.01	0.166
	vesikuly	0.00	0.527
	vzdušný kyslík	0.00	0.857
Citlivost k lehce odbouratelným organickým látkám	xenosaprobní	**-0.05**	**0**
	oligosaprobní	**-0.13**	**0**
	beta-mesosaprobní	0.01	0.202
	alfa-mesosaprobní	**0.11**	**0**
	polysaprobní	**0.06**	**0**
Teplotní preference	velmi nízké teploty	**-0.03**	**0.022**
	nízké teploty	**-0.10**	**0**
	střední teploty	-0.05	0.119
	vysoké teploty	**0.03**	**0.019**
	eurytermní	**0.14**	**0.001**
Rozsah tolerovaných teplot	chladnomilný stenotermní	**-0.13**	**0.001**
	teplomilný stenotermní	0.02	0.392
	eurytermní	**0.11**	**0.002**
Preference k úseku vodního toku	eukrenál	**-0.03**	**0.022**
	hypokrenál	**-0.05**	**0**
	epirhithrál	**-0.06**	**0.001**
	metarhithrál	**-0.09**	**0**
	hyporhithrál	-0.01	0.624
	epipotamál	**0.04**	**0**
	metapotamál	**0.04**	**0**
	hypopotamál	0.02	0.085
	litorál	**0.11**	**0**
	profundál	**0.02**	**0**

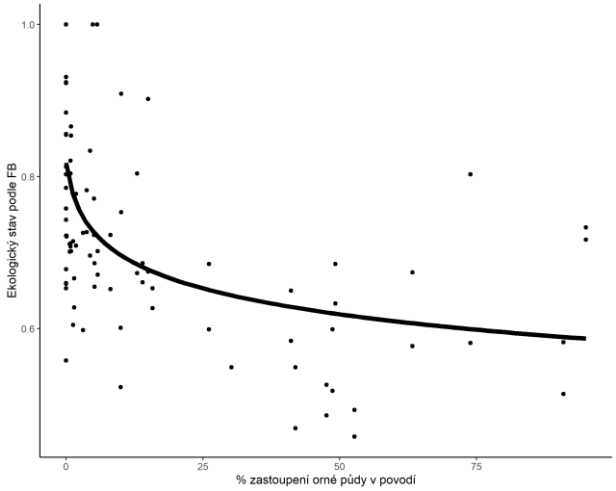
Vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na fytobentos

Nebyl prokázán žádný signifikantní vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na Shannonův index diverzity, Simpsonův index diverzity či počet taxonů (viz Obr. 45).



Obr. 45 – Přehled závislosti základních ukazatelů alfa-diverzity fytobentosu na procentuálním zastoupení orné půdy v povodí toku: Shannonův index (a), Simpsonův index (b) a počet druhů (c).

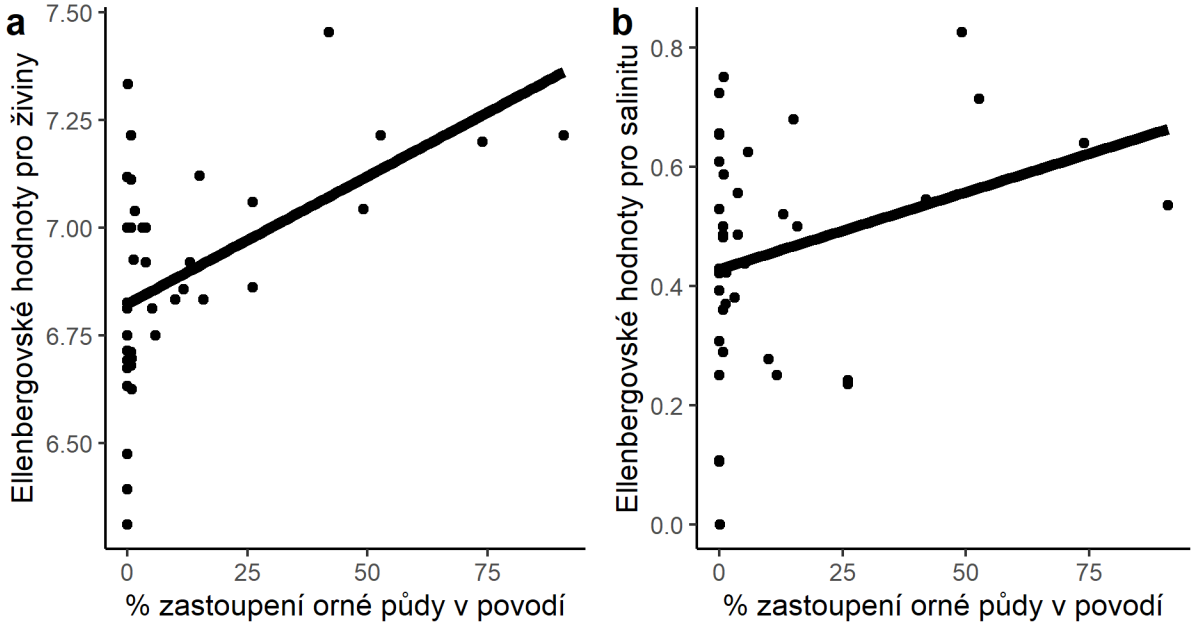
Z globálního modelu, zahrnujícího všechny vysvětlující proměnné (viz. např. Metodika výzkumu) a hodnotu ekologického stavu fytobentosu (resp. jeho EQR) jako závislou proměnnou, vyšla jako jediná signifikantní proměnná procentuální zastoupení orné půdy v povodí toku - PZOP (závislost ekologického stavu na PZOP viz Obr. 46). Je tedy opět zcela zřejmý negativní vliv PZOP na ekologický stav podle fytobentosu.



Obr. 46 – závislost ekologického stavu podle fytobentosu na procentuálním zastoupení orné půdy v povodí toku

Vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí na cévnaté rostliny

Nebyl prokázán žádný signifikantní vliv procentuálního zastoupení orné půdy v povodí (PZOP) na Shannonův index diverzity, Simpsonův index diverzity či počet taxonů cévnatých rostlin. Z analýzy funkčního složení společenstva vyplynul významný vliv PZOP na Ellenbergovy hodnoty pro živiny a pro salinitu (viz Obr. 47).



Obr. 47 – Vztah procentuálního zastoupení orné půdy v povodí a Ellenbergových hodnot pro živiny (a) a pro salinitu (b)

Shrnutí a závěr

Během řešení projektu TAČR TITSMZP703 (Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů) byl vyhodnocen vliv tří majoritních typů opatření proti negativním dopadům sucha na biodiverzitu základních složek vodních a na vodu vázaných organismů ve vysychavých tocích ČR. Opatření byla rozdělena podle prostorové škály, na které působí, na bodová opatření (reprezentována malými vodními nádržemi), liniová opatření (reprezentována revitalizacemi toků a doprovodnými pásy vegetace) a plošná opatření (reprezentována různými postupy vedoucími ke snižování vlivu či zastoupení orné půdy v povodí). Analýzou dat z terénního výzkumu podpořeného rozsáhlou rešerší stávající literatury k danému tématu byl vyhodnocen vliv uvedených opatření na makrozoobentos, fytobentos, fytoplankton, ryby a cévnaté rostliny a dále byl vyhodnocen vliv opatření na základní fyzikálně-chemické parametry vody, hydromorfologický stav a trvání suché periody. Míra ovlivnění jednotlivých složek byla posouzena jak z hlediska dopadu na ekologický stav ve smyslu RSV (u biologických složek relevantních pro drobné vodní toky, které jsou v podmínkách ČR dopady sucha ohroženy nejvíce), tak i párovým porovnáním s neovlivněnými či minimálně ovlivněnými lokalitami, které pro potřeby projektu definovaly referenční stav.

V souladu s publikovanými údaji bylo potvrzeno, že sledované typy opatření mají znatelný vliv na abiotické parametry prostředí i taxonomické a funkční složení společenstev většiny hodnocených biotických složek. Nicméně nebyl u žádné ze sledovaných složek bioty pozorován vliv vybraných opatření na základní ukazatele biodiverzity, tedy počet taxonů či Shannonův index diverzity. Podstatné a významné změny však byly patrné v taxonomickém složení společenstva (na lokalitách s existujícími opatřeními byly nalezeny jiné druhy než na lokalitách bez opatření) a zejména ve funkčním složení, které v souladu s očekáváními dobře odráželo negativní (či pozitivní) vliv opatření na senzitivní část společenstva. Vlastnosti jednotlivých druhů (či vyšších taxonů), definující funkční diverzitu společenstva, tak proto tvoří základní kritérium pro posuzování citlivosti společenstva na změny vyvolané působením jednotlivých typů opatření.

Malé vodní nádrže se z dosažených výsledků jeví jako nejméně přínosné opatření pro zmírňování negativních dopadů sucha na biodiverzitu toku. Především bylo v souladu s publikovanými údaji v odborné literatuře pozorováno paradoxní prodloužení délky suché periody v toku pod nádrží. Přestože byl z fyzikálně-chemických parametrů sledován negativní vliv nádrží pouze u koncentrací rozpuštěného fosforu a nerozpuštěných látek v toku, způsobovaly nádrže prokazatelné změny ve složení společenstev makrozoobentosu, cévnatých rostlin i ryb a masivně dotovaly tok pod nádrží fytoplanktonem. Společenstva fytobentosu nebyla naopak nijak významně dotčena. Prokazatelné změny ve společenstvech uvedených biologických složek (např. u makrozoobentosu nárůst zastoupení jedinců tolerujících vyšší znečištění organickými látkami, nižší zastoupení proudomilných taxonů či taxonů vázaných na rhithrál či u cévnatých rostlin vyšší zastoupení taxonů vázaných na vysoký obsah živin) svědčí o negativním působení malých vodních nádrží, které zapříčiňují pozvolný posun od společenstev typických pro antropogenně nezatížené vysychavé toky ke společenstvům typickým pro mírně znečištěné a hydrologicky degradované (tzv. potamalizované) toky. Tento efekt je zejména u ryb zesílen

dotací společenstev pod nádrží druhy typickými pro stojaté vody a tím i posunem společenstev od typických pro drobné vodní toky ke společenstvům degradovaným. Nebylo také prokázáno (u ryb ani makrozoobentosu), že by malé vodní nádrže mohly sloužit jako náhradní habitat druhů přilehlého toku pro přečkání suché periody. Z uvedených důvodů hodnotíme malé vodní nádrže jako značně nevhodné opatření pro mitigaci negativních dopadů sucha na biodiverzitu vodních toků.

Přítomnost podélných pásů vegetace (tzv. buffer strips) a hydromorfologická kvalita toku, tedy zástupné ukazatele, které jsou majoritním výsledkem revitalizací toků, byly naopak vyhodnoceny jako silně pozitivní opatření ke zmírňování dopadů sucha na biodiverzitu toku. Přestože nebyl oproti očekávání prokázán výrazně pozitivní vliv doprovodných pásů vegetace na fyzikálně-chemické parametry vodního prostředí (krom nižších koncentrací dusitanů a vyšších koncentrací rozpuštěného kyslíku na lokalitách s pásem vegetace) ani na hydrologické parametry (délka sucha), dopad přítomnosti liniových opatření na biotu byl s výjimkou fytobentosu zásadní. U makrozoobentosu bylo na lokalitách s příbřežní vegetací pozorováno diametrálně odlišné složení společenstev, přičemž taxony typické pro pomalu tekoucí vody, tolerantní k zanášení jemným sedimentem, nízkým koncentracím rozpuštěného kyslíku a vyšším teplotám vody na lokalitách bez doprovodné vegetace dominovaly. Takto významná změna ve složení společenstev makrozoobentosu vedla ve svém důsledku až k významnému zhoršení ekologického stavu na lokalitách bez doprovodné linie, a to ze středního stavu až do špatného. Opět však nebyl potvrzen negativní vliv absence liniových opatření a špatné hydromorfologie na základní ukazatele alfa-diverzity, tedy na počet taxonů a Shannonův index diverzity. U cévnatých rostlin byla situace obdobná – přestože se společenstva vysychavých toků s a bez liniových pásů vegetace nelišila v počtu taxonů či v hodnotách diverzitního indexu, oba typy lokalit obývala druhově zcela odlišná společenstva. Autekologické vlastnosti nalezených druhů a vypočtené indexy disturbance rostlinného patra svědčily o vyšším antropogenním narušení společenstev na lokalitách bez liniových prvků. U fytobentosu opět nebyly pozorovány žádné změny ve složení společenstev zapříčiněné přítomností liniových opatření. S ohledem na výše uvedené lze konstatovat, že přítomnost příbřežní vegetace a s ní úzce související hydromorfologická kvalita toku dokážou do značné míry zmírňovat dopady sucha na vodní a na vodu vázané organismy a to přesto, že dopad uvedeného typu opatření na délku trvání sucha či fyzikálně-chemické parametry vodního prostředí je zcela minimální.

Vliv jednotlivých konkrétních typů opatření v ploše povodí (tak jak je definuje Katalog opatření, odkaz viz str. 28) nebylo možno sledovat odděleně a byla použita zástupná proměnná – procentuální zastoupení orné půdy v ploše povodí (PZOP). U všech opatření, která mají minimalizovat PZOP v povodí toku či její vliv na biodiverzitu přilehlých vysychavých toků, však lze na základě dosažených výsledků předpokládat výrazně pozitivní efekt. Byl prokázán negativní vliv rostoucího PZOP v povodí na fyzikálně chemické parametry (zejména koncentrace rozpuštěného kyslíku a živiny) i na ukazatele biologické kvality. Krom dopadu rostoucího PZOP na funkční složení makrozoobentosu (viz Tab. 10) i cévnatých rostlin (viz Obr. 47) byl prokázán negativní dopad na ekologický stav podle makrozoobentosu i fytobentosu. Opatření vedoucí k minimalizaci vlivu orné půdy na přilehlý vodní tok (zejména budování

travních pásů, zasakovacích příkopů a průlehů, fragmentace zemědělských celků, budování remízků apod.) tak má potenciálně vysoce pozitivní vliv na biodiverzitu přilehlých (nejen) vysychavých toků.

Z výsledků projektu také vyplývá, že základní ukazatele alfa diverzity (jako je počet taxonů či různé diverzitní indexy) nemusí být nutně dobrým ukazatelem kvality prostředí. Z tohoto důvodu byl dopad vybraných typů opatření demonstrován zejména na funkčním složení společenstev, které také do značné míry definuje ekologický stav toků dle jednotlivých biotických složek prostředí ve smyslu WFD. Na funkčních vlastnostech taxonů byla proto založena i metodika (**Metodika hodnocení vlivu vysychání toků na biodiverzitu tekoucích vod pro cílené navrhování zásahů a opatření k omezení negativních dopadů vysychání toků na biodiverzitu**), pro kterou tato zpráva slouží jako odborný podklad.

Literatura

Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., & Pinto, P. 2002. Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. Journal of the North American Benthological Society 21: 43–53.

Ambrož, J. 1939. Květena obnažené půdy rybničné v oblasti třeboňské. – Sborník Přírodovědeckého Klubu Jihlava 2: 3–84.

Baldwin, D. S., & Williams, J. 2007. Differential release of nitrogen and phosphorus from anoxic sediments. Chemistry and Ecology 23: 243–249.

Barbaresi, S., & Gherardi, F. 2000. The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy. Biological Invasions 2: 259–264.

Barlow, A. J., Marchant, R., & Norris, R. 2005. The effect of dams on macroinvertebrate recolonization in the Cotter River, Australia. SIL Proceedings, 1922–2010, 29: 895–898.

Batzer, D. P., Palik, B. J., & Buech, R. 2004. Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. Journal of the North American Benthological Society 23: 50–68.

Beagle, J. R., Kondolf, G. M., Adams, R. M., & Marcus, L. 2016. Anticipatory management for instream habitat: application to Carneros Creek, California. River Research and Applications 32: 280–294.

Becerra-Jurado, G., Matson, R., Harrington, R., Baars, J.-R., & Kelly-Quinn, M. 2008. Macroinvertebrate diversity in constructed ponds: community structure and driving environmental factors. SIL Proceedings, 1922-2010 30: 489–492.

Beckett, D.C., & Miller, M.C. 1982. Macroinvertebrate colonization of multiplate samplers in the Ohio river: the effect of dams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 39: 1622–1627.

Bengtsson, L., & Malm, J. 1997. Using rainfall-runoff modeling to interpret lake level data. Journal of Paleolimnology 18: 235–248.

Beran, A., & Vizina, A. 2013. Odvození regresních vztahů pro výpočet výparu z volné hladiny a identifikace trendů ve vývoji měřených veličin ve výparoměrné stanici Hlasivo. VTEI 55: 4–8.

Beres, B. V., Tóthmérész, B., Bácsi, I., Borics, G., Abonyi, A., Tapolczai, K., ... & Török, P. 2019. Autumn drought drives functional diversity of benthic diatom assemblages of continental intermittent streams. Advances in Water Resources, 126: 129–136.

Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Brooks, S., Carr J. et al. 2005. Synthesizing U.S. river restoration efforts. Science 308: 636–637.

Bernhardt, E. S., Sudduth, E. B., Palmer, M. A., Allan, J. D., Meyer, J. L., Alexander, G. et al. 2007. Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of U.S. river restoration practitioners. Restoration Ecology 15: 482–493.

Bischel, H. N., Lawrence, J. E., Halaburka, B. J., Plumlee, M. H., Bawazir, A. S., King, J. P., McCray, J. E., Resh, V. H., & Luthy, R. G. 2013. Renewing urban streams with recycled water for streamflow augmentation: hydrologic, water Quality, and ecosystem services management. Environmental Engineering Science 30: 455–479.

Blažková D. 1999. Pobřežní vegetace. In: Kolbek J. et al.: Vegetace chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervace Křivoklátsko. Academia, Praha: 112–130.

Blažková D. 2007. Vegetační dynamika náplavů malých toků středních Čech. Bohemia centralis 28: 43–48.

Böckelmann, J., Tremetsberger, K., Šumberová, K., Grausgruber, J., & Bernhardt, K.-G. 2017. Fitness and growth of the ephemeral mudflat species *Cyperus fuscus* in river and anthropogenic habitats in response to fluctuating water-levels. – Flora 234: 135–149.

Bogan, M. T., & Lytle, D. A. 2007. Seasonal flow variation allows 'time-sharing' by disparate aquatic insect communities in montane desert streams. Freshwater Biology 52: 290–304.

Boles, G.L. 1981. Macroinvertebrate colonization of replacement substrate below a hypolimnial release reservoir. Hydrobiologia 78: 133–146.

Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., & H. Resh, V. 2006. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. Journal of The North American Benthological Society 25: 32–43.

Bond, N. R., & Lake, P. S. 2003. Characterizing fish-habitat associations in streams as the first step in ecological restoration. Austral Ecology 28: 611–621.

Bond, N. R., & Lake, P. S. 2005. Ecological restoration and large-scale ecological disturbance: the effects of drought on the response by fish to a habitat restoration experiment. Restoration Ecology 13: 39–48.

Bond, N., McMaster, D., Reich, P., Thomson, J. R., & Lake, P.S. 2010. Modelling the impacts of flow regulation on fish distributions in naturally intermittent lowland streams: an approach for predicting restoration responses: Predicting fish response to flow restoration. Freshwater Biology 55: 1997–2010.

Boulton, A. J. 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in central Victoria Australia. Transactions of the Royal Society of South Australia 113: 23–34.

Boulton, A. J., & Lake, P.S. 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. Freshwater Biology 27: 123–138.

Boulton, A. J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. Freshwater Biology 48: 1173–1185.

Brázdil, R., Trnka, M., Řezníčková, L., Balek, J., Bartošová, L., Bičík, I., Cudlín, P., Čermák, P., Dobrovolný, P., Dubrovský, M., Farda, A., Hanel, M., Hladík, J., Hlavinka, P., Janský, B., Ježík, P., Klem, K., Kocum, J., Kolář, T., Kotyza, O., Kyncl, T., Krkoška Lorencová, E., Macků, J., Mikšovský, J., Možný, M., Muzikář, R., Novotný, I., Pártl, A., Pařil, P., Pokorný, R., Rybníček, M., Semerádová, D., Soukalová, E., Stachoň, Z., Štěpánek, P., Štych, P., Treml, P., Urban, O., Vačkář, D., Valášek, H., Vizina, A., Vlnas, R., Vopravil, J., Zahradníček, P., & Žalud, Z. 2015. Sucho v českých zemích: minulost, současnost a budoucnost. Centrum výzkumu globální změny Akademie věd České republiky, v.v.i.

Brierley, G. J., Brooks, A. P., Fryirs, K., & Taylor, M. P. 2005. Did humid-temperate rivers in the Old and New Worlds respond differently to clearance of riparian vegetation and removal of woody debris? Progress in Physical Geography: Earth and Environment 29: 27–49.

Briers, R. A., & Biggs, J. 2005. Spatial patterns in pond invertebrate communities: separating environmental and distance effects. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 15: 549–557.

Brock, M. A., Nielsen, D. L., Shiel, R. J., Green, J. D., & Langley, J. D. 2003. Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. Freshwater Biology 48: 1207–1218.

Broža, V. 2017. Vodohospodářský efekt převodů vody. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 59: 37–38.

Bunn, S., Balcombe, S., Davies, P., Susan Fellows, C., & McKenzie-Smith, J. 2006. Aquatic productivity and food webs of desert river ecosystems. In Kingsford, R. (ed.), Ecology of desert rivers, Cambridge University Press, Cambridge; New York.

Burger, B., Reich, P., & Cavagnaro, T. R. 2010. Trajectories of change: Riparian vegetation and soil conditions following livestock removal and replanting. Austral Ecology 35: 980–987.

Carlson, P. E., Donadi, S., & Sandin, L. 2018. Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. Journal of Applied Ecology 55: 1896–1907.

Céréghino, R., Oertli, B., Bazzanti, M., Coccia, C., Compin, A., Biggs, J., Bressi, N., Grillas, P., Hull, A., Kalettka, T., & Scher, O. 2012. Biological traits of European pond macroinvertebrates. Hydrobiologia 689: 51–61.

Cid, N., Bonada, N., Carlson, S., Grantham, T., Gasith, A., & Resh, V. 2017. High variability is a defining component of Mediterranean-climate rivers and their biota. Water 9: 52.

Corti, R., Datry, T., Drummond, L., & Larned, S. 2011. Natural variation in immersion and emersion affects breakdown and invertebrate colonization of leaf litter in a temporary river. Aquatic Sciences 73: 537–550.

Costigan, K. H, Jaeger, K. L., Goss, C. W., Fritz, K. M., & Goebel, P. C. 2016. Understanding controls on flow permanence in intermittent rivers to aid ecological research: integrating meteorology, geology and land cover. Ecohydrology 9: 1141–1153.

Datry, T., Arscott, D. B., & Sabater, S. 2011. Recent perspectives on temporary river ecology. Aquatic Sciences 73: 453–457.

Datry, T., Bonada, N., & Boulton, A.J. (eds.) 2017. Intermittent rivers and ephemeral streams: ecology and management. Academic Press, an imprint of Elsevier, London; San Diego, CA.

Davies, B. R., Biggs, J., Williams, P. J., Lee, J. T., & Thompson, S. 2008. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. Hydrobiologia 597: 7–17.

del Rosario, R. B., & Resh, V. H. 2000. Invertebrates in intermittent and perennial streams: is the hyporheic zone a refuge from drying? Journal of the North American Benthological Society 19: 680–696.

Dexter T., Bond N., Hale R. & Reich P. 2014: Dispersal and recruitment of fish in an intermittent stream network. Austral Ecology 39: 225–235.

Dole-Olivier, M.-J., & Marmonier, P. 1992. Effects of spates on the vertical distribution of the interstitial community. Hydrobiologia 230: 49–61.

Duchoslav M., & Dančák M. 2016. Flóra a vegetace štěrkopískových náplavů, nátrží a břehů dolního toku řeky Bečvy u Oseka nad Bečvou patnáct let od mimořádné povodně. Zpr. Vlast. Muz. Olomouc 311: 5–28.

Dzuráková, M., Štěpánková, P., & Levitus, V. 2018. Katalog přírodě blízkých opatření pro zadržení vody v krajině a jeho uplatnění ve webové mapové aplikaci pro veřejnost. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 60: 6–11.

Fennessy, M. S., & Cronk, J. K. 1997. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 27: 285–317.

Ferreira, T., Oliveira, J., Caiola, N., De Sostoa, A., Casals, F., Cortes, R., Economou, A., Zogaris, S., Garcia-Jalon, D., Ilhéu, M., & Martinez-Capel, F. 2007. Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. Fisheries Management and Ecology 14: 473–481.

Finn, M. A., Boulton, A. J., & Chessman, B. C. 2009. Ecological responses to artificial drought in two Australian rivers with differing water extraction. Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie 175: 231–248.

Fowler, R. T., & Scarsbrook, M. R. 2002. Influence of hydrologic exchange patterns on water chemistry and hyporheic invertebrate communities in three gravel-bed rivers. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 36: 471–482.

Fritz, K. M., & Dodds, W. K. 2005. Harshness: characterisation of intermittent stream habitat over space and time. Marine and Freshwater Research 56: 13–23.

Gallardo, B., Gascón, S., García, M., & Comín, F.A. 2009. Testing the response of macroinvertebrate functional structure and biodiversity to flooding and confinement. Journal of Limnology 68: 315–326.

Gasith, A., & Resh, V. H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. Annual Review of Ecology and Systematics 30: 51–81.

Gazda, G. 1958. Příspěvek k fytocenologii jihočeských rybníků. Sborník Krajského Vlastivědného Musea České Budějovice, Přírodní Vědy 1: 64–76.

Gibert, J., Danielopol, D., & Stanford, J. A. 1994. Groundwater ecology. Academic Press, San Diego.

Giere, O. 1993. Meiobenthology: the microscopic fauna in aquatic sediments. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Golladay, S. W., Taylor, B. W., & Palik, B. J. 1997. Invertebrate communities of forested limesink wetlands in southwest Georgia, USA: Habitat use and influence of extended inundation. Wetlands 17: 383–393.

Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., & Lavado-Contador, J. F. 2009. Gully erosion, land use and topographical thresholds during the last 60 years in a small rangeland catchment in SW Spain. Land Degradation and Development 20: 535–550.

Gray, L. J., & Ward, J. V. 1982. Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. Hydrobiologia 96: 177–184.

Gubiani, É. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., & Okada, E. K. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. Ecology of Freshwater Fish 16: 191–197.

Habets, F., Philippe, E., Martin, E., David, C. H., & Leseur, F. 2014. Small farm dams: impact on river flows and sustainability in a context of climate change. Hydrology and Earth System Sciences 18: 4207–4222.

Håkanson, L., Blenckner, T., & Malmaeus, J. M. 2004. New, general methods to define the depth separating surface water from deep water, outflow and internal loading for mass-balance models for lakes. Ecological Modelling 175: 339–352.

Halaburka, B. J., Lawrence, J. E., Bischel, H. N., Hsiao, J., Plumlee, M. H., Resh, V. H., & Luthy, R. G. 2013. Economic and ecological costs and benefits of streamflow augmentation using recycled water in a California coastal stream. Environmental Science & Technology 47: 10735–10743.

Hassan, M. A., & Egozi, R. 2001. Impact of wastewater discharge on the channel morphology of ephemeral streams. Earth Surface Processes and Landforms 26: 1285–1302.

Hayashi, M., & van der Kamp, G. 2007. Water level changes in ponds and lakes: the hydrological processes. In Plant Disturbance Ecology, pp. 311–339. Elsevier.

Hejný, S., & Husák, Š. 1978. Higher plant communities. In Dykyjová, D., & Květ, J. (eds.), Pond littoral ecosystems. Springer, Berlin, Heidelberg. p. 23–64.

Hershkovitz, Y., & Gasith, A. 2013. Resistance, resilience and community dynamics in mediterranean-climate streams. Hydrobiologia 719: 59–75.

Hibbs, B. J., Hu, W., & Ridgway, R. 2012. Origin of stream flows at the wildlands-urban interface, Santa Monica Mountains, California, U.S.A. Environmental & Engineering Geoscience 18: 51–64.

Hille, S., Kristensen, E. A., Graeber, D., Riis, T., Jørgensen, N. K., & Baattrup-Pedersen, A. 2014. Fast reaction of macroinvertebrate communities to stagnation and drought in streams with contrasting nutrient availability. Freshwater Science 33: 847–859.

Hladyz, S., Watkins, S. C., Whitworth, K. L., & Baldwin, D. S. 2011. Flows and hypoxic blackwater events in managed ephemeral river channels. Journal of Hydrology 401: 117–125.

Hrdinka, T., Novický, O., Hanslík, E., & Rieder, M. 2012. Possible impacts of floods and droughts on water quality. Journal of Hydro-environment Research 6: 145–150.

Hroudová, Z. 1981. Sezónní dynamika porostů obnaženého rybničního dna. Sborník Jihočeského Muzea v Čes. Budějovicích, Přírodní Vědy 21: 37–49.

Chapin T. P., Todd A. S., & Zeigler M. P. 2014. Robust, low-cost data loggers for stream temperature, flow intermittency, and relative conductivity monitoring. Water Resour. Res. 50, 6542–6548.

Chester, E. T., & Robson, B. J. 2011. Drought refuges, spatial scale and recolonisation by invertebrates in non-perennial streams. Freshwater Biology 56: 2094–2104.

Chvojková E., & Marková Š. 2009. Výzkum štěrkových náplavů – závěrečná zpráva – 2. draft. – Ms. [Depon. in: Správa CHKO Labské pískovce.]

Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., & Lustyk, P. (eds.) 2010. Katalog biotopů České republiky. 2. vydání, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Chytrý, M. 2011: Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Academia, Praha.

Chytrý M., Danihelka J., Kaplan Z., Wild J., Holubová D., Novotný P., Řezníčková M., Rohn M., Dřevojan P., Grulich V., Klimešová J., Lepš J., Lososová Z., Pergl J., Sádlo J., Šmarda P., Štěpánková P., Tichý L., Axmanová I., Bartušková A., Blažek P., Chrtek J. Jr., Fischer F. M., Guo W.-Y., Herben T., Janovský Z., Konečná M., Kühn I., Moravcová L., Petřík P., Pierce S., Prach K., Prokešová H., Štech M., Těšitel J., Těšitelová T., Večeřa M., Zelený D. & Pyšek P. 2021. Pladias Database of the Czech Flora and Vegetation. Preslia 93: 1–87.

Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Bioret, F., Biţă-Nicolae, C., Biurrun, I., Calix, M., Capelo, J., Čarni, A., Chytrý, M., Dengler, J., Dimopoulos, P., Essl, F., Gardfjell, H., Gigante, D., Giusso del Galdo, G., Hájek, M., Jansen, F., Jansen, S., Kapfer, J., Mickolajczak, A., Molina, J. A., Molnár, Z., Paternoster, D., Piernik, A., Poulin, B., Renaux, B., Schaminée, J. H. J., Šumberová, K., Toivonen, H., Tonteri, T., Tsiripidis, I., Tzonev, R., & Valachovič, M. 2016. European Red List of Habitats - Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Jeffries, M. J. 2011. The temporal dynamics of temporary pond macroinvertebrate communities over a 10-year period. Hydrobiologia 661: 391–405.

Jenkins, K. M., & Boulton, A. J. 2003. Connectivity in a dryland river: short-term aquatic microinvertebrate recruitment following floodplain inundation. Ecology 84: 2708–2723.

Jílek, B. 1956. K fytocenologii rybničních společenstev. – Preslia 28: 66–77.

Jurajda P., & Rulík, M. 2001. Occurrence of stone loach in the hyporheic zone. Folia zoologica 50: 239–240.

Just, T., Šámal, V., Dušek, M., Fischer, D., Karlík, P., & Pykal, J. 2003. Revitalizace vodního prostředí: všem, kteří si přejí udělat z příkopů a kanálů zase potoky a řeky. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Käiro, K., Möls, T., Timm, H., Virro, T., & Järvekülg, R. 2011. The effect of damming on biological quality according to macroinvertebrates in some Estonian streams, Central-Baltic Europe: A pilot study. River Research and Applications 27: 895–907.

Kalníková V., Chytrý K., & Chytrý M. 2018. Early vegetation succession on gravel bars of Czech Carpathian streams. Folia Geobot. 53: 317–332.

Kalníková V., Dřevojan P., Večeřa M., & Novák P. 2019. Srovnání vegetace říčních náplavů Labe s dalšími řekami napříč Českou republikou. Příroda 39: 167–187.

Karaus, U., Larsen, S., Guillong, H., & Tockner, K. 2013. The contribution of lateral aquatic habitats to insect diversity along river corridors in the Alps. Landscape Ecology 28: 1755–1767.

Kašpárek, L., Beran, A., & Pistulka, J. 2016. O výparu z vodní hladiny v roce 2015. Seminář Adolfa Patery 2016 Extrémní jevy v povodích, Praha, Česká vědeckotechnická a vodohospodářská společnost, z.s.

Kašpárek, J. 2017. Hydrologické a hydrogeologické poměry povodí Lišanského potoka u Rakovníka. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 59: 32–36.

Khan, S., Hafeez, M., Abbas, A., & Ahmad, A. 2009. Spatial assessment of water use in an environmentally sensitive wetland. AMBIO: A Journal of the Human Environment 38: 157–165.

Kingsford, R. T. 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. Austral Ecology 25: 109–127.

Kingsford, R. T., & Thomas, R. F. 2004. Destruction of wetlands and waterbird populations by dams and irrigation on the Murrumbidgee river in arid Australia. Environmental Management 34: 383–396.

Klika, J. 1935. Die Pflanzengesellschaften des entblößten Teichbodens in Mitteleuropa. Beih. Bot. Cbl. 53B: 286–310.

Kondolf, G. M., Podolak, K., & Grantham, T. E. 2013. Restoring Mediterranean-climate rivers. Hydrobiologia 719: 527–545.

Kopecký K. 1957. Sukcese rostlinných společenstev na náplavech Metuje a Olešenky v okolí Nového Města n. Met. (Succession of plant communities on fluvial deposits of the Metuje and Olešenka rivers in the vicinity of Nové Město n. Met.). Preslia 29: 51–63

Koutecká V. 2003. Změny vegetace v části nivy Odry u Ostravy (lesní a luční společenstva) vlivem povodně v červenci 1997. Zprávy České Botanické Společnosti 38: 117–122.

Kovacic, D. A., David, M. B., Gentry, L. E., Starks, K. M., & Cooke, R. A. 2000. Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. Journal of Environment Quality 29: 1262.

Kovář P., Janoušková P., Koppová J., Köppl P., & Křivánek M. 2007. River landscapes and extreme floods in Central Europe (1997, 2002): need for a long term research. Novitates Botanicae Universitatis Carolinae 18: 71–90.

Křivánek, J., Kopp, J., & Němec, J. 2012. Rybníky v České republice. Jan Němec - Consult, Praha.

Kukla, P., & Kourkova, H. 2019. Hydrological drought in the Czech Republic in the period 2014–2018. Geophysical Research Abstracts 21: 3929.

Lacina J. 2007. Desetiletý vývoj vegetačního krytu povodňového koryta Bečvy se zvláštním zřetelem na ekotony. Říční krajina 5. Sborník příspěvků z konference. Přírodovědecká fakulta, UP, Olomouc: 145–151.

Lake, P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. Freshwater Biology 48: 1161–1172.

Lake, P. S. 2011. Drought and aquatic ecosystems: effects and responses. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex; Hoboken, N.J.

Lake P. S. 2013. Resistance, resilience and restoration. Ecological Management & Restoration 14: 20–24.

Lammers, R. W., & Bledsoe, B. P. 2017. What role does stream restoration play in nutrient management? Critical Reviews in Environmental Science and Technology 47: 335–371.

Lancaster, J., & Ledger, M. E. 2015. Population-level responses of stream macroinvertebrates to drying can be density-independent or density-dependent. Freshwater Biology 60: 2559–2570.

Langhammer, J., & Rettichová, Z. 2011. Využití přirozeného potenciálu krajiny pro retenci a protipovodňovou ochranu území. PřF UK, Praha, Dílčí výstup za aktivitu 115A01, projekt 2B06013.

Langhammer, J. 2014. HEM – Metodika typově specifického hodnocení hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. 59 p.

Larned, S. T., Schmidt, J., Datry, T., Konrad, C. P., Dumas, J. L., & Dietrich, J. C. 2011. Longitudinal ecohydrology: flow variation down the lengths of alluvial rivers. Ecohydrology 4: 532–548.

Lawrence, J. E., Pavia, C. P. W., Kaing, S., Bischel, H. N., Luthy, R. G., & Resh, V. H. 2014. Recycled water for augmenting urban streams in mediterranean-climate regions: a potential approach for riparian ecosystem enhancement. Hydrological Sciences Journal 59: 488–501.

Ledger, M. E., Harris, R. M., Armitage, P. D., & Milner, A. M. 2008. Disturbance frequency influences patch dynamics in stream benthic algal communities. Oecologia 155: 809–819.

Ledger, M. E., Brown, L. E., Edwards, F., Milner, A. M., & Woodward, G. 2013. Drought alters the structure and functioning of complex food webs. Nature Climate Change 3: 223–227.

Lellák, J., & Kubíček, F. 1992. Hydrobiologie. Karolinum, Praha.

Lenat, D. R., & Crawford, J. K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. Hydrobiologia 294: 185–199.

Lessard, J. L., & Hayes, D. B. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. River Research and Applications 19: 721–732.

Loskotová, B., Straka, M., & Pařil, P. 2019. Sediment characteristics influence benthic macroinvertebrate vertical migrations and survival under experimental water loss conditions. Fundamental Applied Limnology 193: 39–49.

Loučková B. 2011. Vegetace na fluviálních tvarech v renaturalizovaných říčních úsecích Opavy, Černé Opavy a Branné deset let od mimořádné povodňové disturbance. Geografie 116: 354–374.

Louhi, P., Mykrä, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A., & Muotka, T. 2011. Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America 21: 1950–1961.

Lowrance, R., Vellidis, G., & Hubbard, R. K. 1995. Denitrification in a restored riparian forest wetland. Journal of Environmental Quality 24: 808–815.

Lukács, Á., Bácsi, I., Nemes-Kókai, Z., Borics, G., Várbíró, G., T-Krasznai, E., & B-Béres, V. 2021. Strong influence of climatic extremes on diversity of benthic algae and cyanobacteria in a lowland intermittent stream. Ecohydrology: e2286.

Magoulick, D. D., & Kobza, R. M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. Freshwater Biology 48: 1186–1198.

Manson, P. W., Schwartz, G. M., & Allred, E. R. 1968. Some aspects of the hydrology of ponds and small lakes.

Marshall, J., Sheldon, F., Thoms, M., & Choy, S. 2006. The macroinvertebrate fauna of an Australian dryland river: spatial and temporal patterns and environmental relationships. Marine and Freshwater Research 5: 61–74.

Martínez, A., Larrañaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C., & Pozo, J. 2013. Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. Hydrobiologia 711: 31–42.

Martínez-Sanz, C., Cenzano, C. S. S., Fernández-Aláez, M., & García-Criado, F. 2012. Relative contribution of small mountain ponds to regional richness of littoral macroinvertebrates and the implications for conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 22: 155–164.

Maxted, J. R., McCready, C. H., & Scarsbrook, M. R. 2005. Effects of small ponds on stream water quality and macroinvertebrate communities. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 39: 1069–1084.

Mbaka, J. G., & Wanjiru Mwaniki, M. 2015. A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates. Environmental Reviews 23: 257–262.

McKew, B. A., Taylor, J. D., McGenity, T. J., & Underwood, G. J. 2011. Resistance and resilience of benthic biofilm communities from a temperate saltmarsh to desiccation and rewetting. The ISME journal 5: 30–41.

McMahon, T. A., & Finlayson, B. L. 2003. Droughts and anti-droughts: the low flow hydrology of Australian rivers. Freshwater Biology 48: 1147–1160.

Míchal, J., & Kurka, R. 1991: Flóra sádek Šaloun. Sborník VŠZ v Praze, řada fytotechnická 8: 89–110.

Nakamura, F., & Yamada, H. 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. Ecological Engineering 24: 539–550.

Nesládková, M., & Šajer, J. 2017. Vodohospodářské aspekty převodů vody v rámci ochrany před následky sucha a nedostatku vody v ČR. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 59: 54–57.

Nichols, S., Norris, R., Maher, W., & Thoms, M. 2006. Ecological effects of serial impoundment on the Cotter river, Australia. Hydrobiologia 572: 255–273.

Nilsson, C., Polvi, L. E., Gardeström, J., Hasselquist, E. M., Lind, L., & Sarneel, J. M. 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? Ecohydrology 8: 753–764.

Ortega J. A, Razola I. & Garzon G. 2014. Recent human impacts and change in dynamics and morphology of ephemeral rivers. Natural Hazards and Earth System Sciences 14: 713–730.

Osborne, L. L., & Kovacic, D. A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshwater Biology 29: 243–258.

Pařil, P., Syrovátka V., Zahrádková S., Straka M., Polášek M., Němejcová D., Opatřilová L., Šikulová L., & Řezníčková P. 2015. Metodika retrospektivní bioindikace epizod vyschnutí toků na základě analýzy makrozoobentosu. Metodika certifikovaná Ministerstvem životního prostředí dne 21.12. 2015 pod číslem 91808/ENV/15.

Pařil, P., Polášek, M., Loskotová, B., Straka, M., Crabot, J., & Datry, T. 2019. An unexpected source of invertebrate community recovery in intermittent streams from a humid continental climate. Freshwater Biology 64: 1971–1983.

Persson, J., & Wittgren, H. B. 2003. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. Ecological Engineering 21: 259–269.

Plumlee, M. H., Gurr, C. J., & Reinhard, M. 2012. Recycled water for stream flow augmentation: Benefits, challenges, and the presence of wastewater-derived organic compounds. Science of The Total Environment 438: 541–548.

Quinn, J. M., Williamson, R. B., Smith, R. K., & Vickers, M. L. 1992. Effects of riparian grazing and channelisation on streams in Southland, New Zealand. 2. Benthic invertebrates. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 26: 259–273.

Reid, D. J., Quinn, G. P., Lake, P. S., & Reich, P. 2008. Terrestrial detritus supports the food webs in lowland intermittent streams of south-eastern Australia: a stable isotope study. Freshwater biology 53: 2036–2050.

Richert, E., Achtziger, R., Dajdok, Z., Günther, A., Heilmeier, H., Hübner, A., John, H., & Šumberová, K. 2016. Rare wetland grass *Coleanthus subtilis* in Central and Western Europe - current distribution, habitat types, and threats. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 85: 1–16.

Rios, S. L., & Bailey, R. C. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. Hydrobiologia 553: 153–160.

Robson, B. J., Matthews, T. G., Lind, P. R., & Thomas, N. A. 2008. Pathways for algal recolonization in seasonally-flowing streams. Freshwater biology 53: 2385–2401.

Rodríguez-Rodríguez, M. 2007. Hydrogeology of ponds, pools, and playa-lakes of southern Spain. Wetlands 27: 819–830.

Rolls, R. J., Leigh, C., & Sheldon, F. 2012. Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. Freshwater Science 31: 1163–1186.

Rutherford, J. C., Blackett, S., Blackett, C., Saito, L., & Davies-Colley, R. J. 1997. Predicting the effects of shade on water temperature in small streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31: 707–721.

Rutherford, J. C., Marsh, N. A., Davies, P. M., & Bunn, S. E. 2004. Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool? Marine and Freshwater Research 55: 737–748.

Řezníčková, P., Pařil, P., & Zahrádková, S. 2007. The ecological effect of drought on the macroinvertebrate fauna of a small intermittent stream – an example from the Czech Republic. International Review of Hydrobiology 92: 514–526.

Sabater, S. 1989. Encrusting algal assemblages in a Mediterranean river basin. Archiv für Hydrobiologie 114: 555–573.

Sabater, S., Artigas, J., Gaudes, A., Munoz, I., Urrea, G., & Romani, A. M. 2011. Long-term moderate nutrient inputs enhance autotrophy in a forested Mediterranean stream. Freshwater Biology 56: 1266–1280.

Sabater, S., Timoner, X., Borrego, C., & Acuña, V. 2016. Stream biofilm responses to flow intermittency: from cells to ecosystems. Frontiers in Environmental Science 4: 1–10.

Saulino, H. H., Leite-Rossi, L. A., & Trivinho-Strixino, S. 2017. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. Hydrobiologia 793: 109–119.

Seger, K. R., Smiley, P. C., King, K. W., & Fausey, N. R. 2012. Influence of riparian habitat on aquatic macroinvertebrate community colonization within riparian zones of agricultural headwater streams. Journal of Freshwater Ecology 27: 393–407.

Semprucci, F., Frontalini, F., Sbrocca, C., Du Châtelet, E. A., Bout-Roumazeilles, V., Coccioni, R., & Balsamo, M. 2015. Meiobenthos and free-living nematodes as tools for biomonitoring environments affected by riverine impact. Environmental Monitoring and Assessment 187: 1–19.

Serrano, L., Esquivias-Segura, M. P., & Zunzunegui, M. 2008. Long-term hydrological changes over a seventeen-year period in temporary ponds of the Doñana N. P. (SW Spain). Limnética 27: 65–78.

Shimabukuro, E., & Henry, R. 2018. Benthic distribution in small tropical lakes: the presence of macrophytes matters. Tropical Ecology 59: 69–81.

Smith, H., & Wood, P. J. 2002. Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. Hydrobiologia 487: 45–58.

Song, M.-Y., Leprieur, F., Thomas, A., Lek-Ang, S., Chon, T.-S., & Lek, S. 2009. Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblages in the Garonne River catchment (SW France). Aquatic Ecology 43: 999–1009.

Spence, J. A., & Hynes, H. B. N. 1971. Differences in benthos upstream and downstream of an impoundment. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 28: 35–43.

Storey, R. G., & Quinn, J. M. 2008. Composition and temporal changes in macroinvertebrate communities of intermittent streams in Hawke's Bay, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 42: 109–125.

Storey, R. G., & Quinn, J. M. 2013. Survival of aquatic invertebrates in dry bed sediments of intermittent streams: temperature tolerances and implications for riparian management. Freshwater Science 32: 250–267.

Straka, M., Polášek, M., Syrovátka, V., Stubbington, R., Zahrádková, S., Němejcová, D., Šikulová, L., Řezníčková, P., Opatřilová, L., Datry, T., & Pařil, P. 2019. Recognition of stream drying based on benthic macroinvertebrates: A new tool in Central Europe. Ecological Indicators 106: 105486.

Stubbington, R., Greenwood, A. M., Wood, P. J., Armitage, P. D., Gunn, J., & Robertson, A. L. 2009. The response of perennial and temporary headwater stream invertebrate communities to hydrological extremes. Hydrobiologia 630: 299–312.

Stubbington, R., & Datry, T. 2013. The macroinvertebrate seedbank promotes community persistence in temporary rivers across climate zones. Freshwater Biology 58: 1202–1220.

Sunohara, M. D., Topp, E., Wilkes, G., Gottschal, N., Neumann, N., Jones, T. H. et al. 2012. Impact of riparian zone protection from cattle on nutrient, bacteria, F-5 coliphage, *Cryptosporidium* and *Giardia* loading of an intermittent stream. Journal of Environmental Quality 41: 1301–1314.

Sweeney, B. W. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of white clay creek in eastern North America. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 144: 291–340.

Šumberová, K. 2005. Co víme o vegetaci tříd *Isoëto-Nanojuncetea* a *Bidentetea* v České republice? Zprávy České Botanické Společnosti 40: 195–220.

Šumberová, K., Lososová, Z., & Horáková, V. 2005. Vegetation dynamics on exposed pond bottoms in the Českobudějovická basin (Czech Republic). Phytocoenologia 35: 421–448.

Šumberová, K., Lososová, Z., Fabšičová, M., & Horáková, V. 2006. Variability of vegetation of exposed pond bottoms in relation to management and environmental factors. Preslia 78: 235–252.

Šumberová, K., Ducháček, M., & Lososová, Z. 2012. Life-history traits controlling the survival of *Tillaea aquatica*: a threatened wetland species in intensively managed fishpond landscapes of the Czech Republic. Hydrobiologia 689: 91–110.

Šumberová, K., & Hrivnák, R. 2013. Formalised classification of the annual herb vegetation of wetlands (*Isoëto-Nano-Juncetea* class) in the Czech Republic and Slovakia (Central Europe). Phytocoenologia 43: 13–40.

Teels, B. M., Rewa, C. A., & Myers, J. 2006. Aquatic condition response to riparian buffer establishment. Wildlife Society Bulletin 34: 927–935.

Thornhill, I., Batty, L., Death, R. G., Friberg, N. R., & Ledger, M. E. 2017. Local and landscape scale determinants of macroinvertebrate assemblages and their conservation value in ponds across an urban land-use gradient. Biodiversity and Conservation 26: 1065–1086.

Timoner, X., Buchaca, T., Acuña, V., & Sabater, S. 2014. Photosynthetic pigment changes and adaptations in biofilms in response to flow intermittency. Aquatic Sciences 76: 565–578.

Van De Meutter, F., Stoks, R., & De Meester, L. 2005. Rapid response of macroinvertebrates to drainage management of shallow connected lakes: Macroinvertebrate response to drainage management. Journal of Applied Ecology 43: 51–60.

Van den Broeck, M., Waterkeyn, A., Rhazi, L., Grillas, P., & Brendonck, L. 2015. Assessing the ecological integrity of endorheic wetlands, with focus on Mediterranean temporary ponds. Ecological Indicators 54: 1–11.

Van der Kamp, G., & Hayashi, M. 1998. The groundwater recharge function of small wetlands in the semi-arid northern prairies. Great plains research. Great Plains Research: A Journal of Natural and Social Sciences 8: 39–56.

Vander Vorste, R., Corti, R., Sagouis, A., & Datry, T. 2016a. Invertebrate communities in gravel-bed, braided rivers are highly resilient to flow intermittence. Freshwater Science 35: 164–177.

Vander Vorste, R., Malard, F., & Datry, T. 2016b. Is drift the primary process promoting the resilience of river invertebrate communities? A manipulative field experiment in an intermittent alluvial river. Freshwater Biology 61: 1276–1292.

Várbíró, G., Borics, G., Novais, M. H., Morais, M. M., Rimet, F., Bouchez, A., ... & Viktória, B. 2020. Environmental filtering and limiting similarity as main forces driving diatom community structure in Mediterranean and continental temporary and perennial streams. Science of the Total Environment 741: 140459.

Vávrová, K. 2017. Životní cyklus řas z druhového komplexu *Haematococcus pluvialis* (Chlorophyceae). Diplomová práce. Univerzita Karlova. 51 s.

Verdonschot, R. C. M., van Oosten-Siedlecka, A. M., Ter Braak, C. J. F., & Verdonschot, P. F. M. 2015. Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream. Freshwater Biology 60: 282–296.

Violin, C. R., Cada, P., Sudduth, E. B., Hassett, B. A., Penrose, D. L., & Bernhardt, E. S. 2011. Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. Ecological Applications 21: 1932–1949.

Virbickas, T., Pliūraitė, V., & Kesminas, V. 2011. Impact of agricultural land use on macroinvertebrate fauna in Lithuania. Polish Journal of Environmental Studies 20: 1327–1337.

Všetičková, L., & Adámek, Z. 2013. The impact of carp pond management upon macrozoobenthos assemblages in recipient pond canals. Aquaculture International 21: 897–925.

Williams, D. D., & Hynes H.B.N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos 27: 265–272.

Williams, D. D., & Hynes, H. B. N. 1977. The ecology of temporary streams II. General remarks on temporary streams. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 62: 53–61.

Williams, D. D. 2006. The Biology of Temporary Waters. OUP Oxford.

Winter, T. C. 1999. Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. Hydrogeology Journal 7: 28–45.

Wohl, E. 2014. Dryland channel networks: resiliency, thresholds, and management metrics. The Geological Society of America Reviews in Engineering Geology 22: 147–158.

Wood, P. J., Gunn, J., Smith, H., & Abas-Kutty, A. 2005. Flow permanence and macroinvertebrate community diversity within groundwater dominated headwater streams and springs. Hydrobiologia 545: 55–64.

Wood, P. J., Boulton, A. J., Little, S., & Stubbington, R. 2010. Is the hyporheic zone a refugium for aquatic macroinvertebrates during severe low flow conditions? Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie 176: 377–390.

Zacharias, I., & Zamparas, M. 2010. Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. Biodiversity and Conservation 19: 3827–3834.

Zahrádková, S., Hájek, O., Treml, P., Pařil, P., Straka, M., Němejcová, D., Polášek, M., & Ondráček, P. 2015. Hodnocení rizika vysychání drobných vodních toků v České republice. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce 57: 4–16.

Přílohy

Hydrogeologický pasport sledovaných lokalit

Toky s malou vodní nádrží

Tok	Sudoměřický potok
Název	Mlýnky
Katastrální území	Sudoměřice (okres Hodonín)
Vodní nádrž na toku	Mlýnky
GPS	48.8431083N, 17.3086142E
Mapový list	34-24-05
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Bílé Karpaty Žalostinská vrchovina Sudoměřický stupeň
Nadmořská výška	250 m n. m.
Povodí	Morava od Olšavy po Myjavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-02-065
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy s převahou vápnitých jílovců
Kvartér	Fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	5,0 - 8,7 m
Tektonické linie	Příčná tektonika západně od lokality, podélná údolím potoka
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Průlinový kolektor v kvartérních uloženinách Sudoměřického potoka Zvrásněný regionální izolátor, v němž se uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin – vápnité jílovce
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie
Geologická prozkoumanost	Bóday O.: Zpráva o provedení hydrogeologických vrtů pro hospodářskou vodní nádrž Sudoměřický potok. Geotest Brno, 1968. Fousek J.: Dílčí závěrečná zpráva o výsledcích inženýrskogeologického průzkumu pro PÚ vodní nádrže na Sudoměřickém potoku. Geotest Brno, 1976. Maceška D.: Závěrečná zpráva hydrogeologického průzkumu Mlýnky – rekreační zařízení, okr. Hodonín. Vodní zdroje Holešov, 1993. Pospíšil O.: Sudoměřice, HG vyjádření. Poraten, Hodonín, 2020. Poul I.: Cyklostezka Sudoměřice, inženýrskogeologický průzkum. Projekce IGEO, Hodonín, 2019.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Svahy severně od nádrže – potenciální sesuvné území.
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne

Terénní šetření	7.5.2019 a 25.5.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	Kolem nádrže velké množství chat s vlastními studnami, nad i pod nádrží odběry vody pro větší zařízení rekreačních chat (vrty do 50 m, vydatnost 0,1 $l.s^{-1}$, P79829). Dle registru vodoprávní evidence je od roku 2019 povolen nový odběr podzemní vody v obci minimálně v 8 případech, lze očekávat, že cca obdobné množství bude bez povolení.
Celkové hodnocení	Vodní tok je ovlivňován zejména odběry podzemní vody v prostoru rekreačních chat. Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek.

Tok	Zhrta
Název	Jankovice
Katastrální území	Jankovice u Holešova (okres Kroměříž)
Vodní nádrž na toku	Ano
GPS	49.3531203N, 17.6446039E
Mapový list	25-31-05
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Hostýnsko-vsetínská hornatina Hostýnské vrchy Lukovská vrchovina
Nadmořská výška	344 m n. m.
Povodí	Haná a Morava od Hané po Dřevnici
Číslo hydrologického pořadí	4-12-02-126
Regionálně geologická jednotka	Předmagurská jednotka vnějšího flyše
Horninové podloží	Střídání pískovců a jílovců
Kvartér	Hlinitokamenité svahoviny a smíšené písčitohlinité sedimenty údolní nivy potoka
Mocnost	Cca do 5,0 m
Tektonické linie	Zjištěné a předpokládané příčné i podélné linie přes lokalitu a souběžně s údolím
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Ukloněný zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje jen přípovrchová zóna rozvětrání a rozpukání hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka Fe
Geologická prozkoumanost	Roth Z.: Geologická stavba vnější skupiny flyšového pásma mezi Kelčem, Holešovem a Přerovem. Ústřední ústav geologický, Praha, 1959. Cahlík A.: Chomýž, hydrogeologický průzkum. Vodní zdroje Holešov, a.s., 1994. Hauser J.: Jankovice, inženýrskogeologický průzkum. Geostar Brno, 2020.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	16.6.2019 a 21.5.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	Nezjištěny, nejbližší cca 500 od lokality. V posledních 5 letech nebylo vydáno povolení k odběru podzemní vody v bezprostřední blízkosti lokality, pouze v zastavěné části obce Jankovice. Nejbližší povolený odběr, vrt Chomýž 4 je cca 500 m SV od lokality, mimo povodí vodní nádrže. Na hg podmínky v okolí lokality nemá vliv.
Celkové hodnocení	Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. Vodní nádrž malá, obdělávané pozemky téměř u břehu – splachy. Odběry PV nezjištěny.

Tok	Radějovka
Název	Lučina
Katastrální území	Kněždub (okres Hodonín)
Vodní nádrž na toku	Kejda
GPS	48.8676592N, 17.4091353E
Mapový list	35-11-22
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Bílé Karpaty Žalostinská vrchovina Radějovská vrchovina
Nadmořská výška	320 m n.m.
Povodí	Morava od Olšavy po Myjavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-02-056
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy s převahou vápnitých jílovců
Kvartér	Fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	8,0 m
Tektonické linie	Příčná tektonika východně od lokality, výrazný podélný zlom na soutoku s Járkovcem
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka Ca, Mg (tvrdost)
Geologická prozkoumanost	Kliment F., Radějov – Lučina, hydrogeologický průzkum, vodní zdroj pro školní středisko. Stavod Lutín, 1984. P154610 Machalínek M.: Kněždub – průzkumné vrty T-1 a F-1. Vyhodnocení geologickoprůzkumných prací. SURGEO s.r.o., 2017. Chmelař J.: Radějov u Strážnice, HG vyjádření. Nové Město na Moravě, 2018 Machalínek M.: Kněždub – průzkumný hydrogeologický vrt M-1, vyhodnocení geologickoprůzkumných prací. SURGEO s.r.o., 2017. Machalínek M.: Kněždub – průzkumný hydrogeologický vrt Š-1, vyhodnocení geologickoprůzkumných prací. SURGEO s.r.o., 2017.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	18.10.2018 a 25.5.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	K severnímu okraji nádrže sahá výstavba rekreačních chat, některé mají studny (vrtané), podél toku Radějovky pod nádrží řada chat s vlastními studnami (kopanými). Vrtané studny – hluboké 24 – 53 m, vydatnost až 0,67 $l.s^{-1}$. Ve vzdálenosti 600 m pod nádrží vrty V1 (37,0 m, vydatnost 0,21 l/s) a V2 (37,0 m, vydatnost 0,045 l/s)

	Dle registru vodoprávní evidence aktuálně vydáno 7 povolení k nakládání s podzemními vodami v bezprostřední blízkosti vodní nádrže, lze předpokládat, že cca stejný počet zdrojů je bez povolení.
Celkové hodnocení	Vodní tok je ovlivňován zejména odběry podzemní vody v prostoru kolem a pod nádrží Kejda. Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek.

Tok	Lubná
Název	Korytná
Katastrální území	Suchá Loz (okres Uherské Hradiště)
Vodní nádrž na toku	Lubná
GPS	48.9459831N, 17.6812142E
Mapový list	35-12-11
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Vizovická vrchovina Hlucká pahorkatina Nivnická pahorkatina
Nadmořská výška	310 m n. m.
Povodí	Dřevnice a Morava od Dřevnice po Olšavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-01-118
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy
Kvartér	Fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	4,3 – 5,2 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Vody I. Kategorie, bez úpravy
Geologická prozkoumanost	P85227 Vacek Z.: Korytná, obecní skružové studny Havřicko – Hluboček. AQUA – GEA Holešov, 1994. P135584 Veselý M.: Hydrogeologické vyjádření k povolení odběru podzemní vody dle § 9 vodního zákona z vrtu na parcele č. 2534/4 k. ú. Korytná. Bystřice nad Pernštejnem, 2012.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Nad nádrží dočasně uklidněné sesuvy, další pod nádrží na pravém břehu
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	7.5.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Kopaná studna pod hrází u chaty. Nad nádrží obecní studny z roku 1994. Nad nádrží rekreační středisko Škodovák – zdroj vody je nad nádrží, objekt odkanalizován do vodoteče. Chaty nad nádrží – minimálně 2 vrtané studny do 30 m.
Celkové hodnocení	Malá přehrada – zákaz rybolovu. Vodní tok je ovlivňován zejména odběry podzemní vody v prostoru nad nádrží. Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek.

Tok	PBP Třešňůvky
Název	Kladná - Žilín
Katastrální území	Kladná - Žilín (okres Zlín)
Vodní nádrž na toku	Ano
GPS	48.0801056N, 17.8011631E
Mapový list	25-34-18
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Vizovická vrchovina Luhačovická vrchovina Haluzická vrchovina
Nadmořská výška	335 m n. m.
Povodí	Dřevnice a Morava od Dřevnice po Olšavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-01-094
Regionálně geologická jednotka	Račanská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy
Kvartér	Svahové hlíny, fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	3,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání kolektorů a izolátorů, zvodnění pouze v zóně rozpojení a rozvětrání hornin.
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Podzemní vody II. Kategorie.
Geologická prozkoumanost	Janík O.: Silnice II/496 Kladná – Žilín, inženýrskogeologický průzkum. Centroprojekt Zlín, 2018.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Nad nádrží severozápadní svahu dočasně uklidněné sesuvy.
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	16.6.2019 a 21.5.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ne
Celkové hodnocení	Malá vodní nádrž v zalesněném údolí, hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. Splachy ze svahů – zanášení nádrže. Nádrž povolena v roce 2015 pro Lesy ČR pro vzdouvání a akumulaci povrchových vod a pro chov ryb. Odběry vody povrchové ani podzemní nezjištěny, nejbližší jsou v obci mimo povodí nádrže.

Tok	Klanečnice
Název	Strání
Katastrální území	Strání (okres Uherské Hradiště)
Vodní nádrž na toku	Žabka
GPS	48.9069256N, 17.6745489E
Mapový list	35-12-16
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Bílé Karpaty Straňanská kotlina
Nadmořská výška	450 m n. m.
Povodí	Váh od Trenčína po Dubovou
Číslo hydrologického pořadí	4-21-09-51
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy
Kvartér	Fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	Až 10 m
Tektonické linie	Přesmyk směru Z – V v trase údolí, při jižním břehu nádrže
Hydrogeologický rajón	3224 Flyš v povodí Váhu
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Vody I. Kategorie, bez úpravy
Geologická prozkoumanost	Veselý M.: Hydrogeologické vyjádření k povolení odběru podzemní vody dle § 9 vodního zákona z vrtu na parcele č. 1270 k. ú. Strání. Bystřice nad Pernštejnem, 2012. Muška D.: Strání – RD – IG a HG posouzení lokality pro návrh způsobu vsakování. Geoservices CZ, Uherské Hradiště, 2019.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Na levém břehu zamokřený sesuv – prameniště s travertinem.
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	7.5.2019 a 25.5.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	Vrtaná studna u chat nad nádrží 30 m hluboká, odběr do 0,1 $l.s^{-1}$. Další studny kopané starší, za poslední 3 roky nebyl povolen žádný další odběr podzemní vody.
Celkové hodnocení	Nádrž vybudována v roce 1952 jako napajedlo pro dobytek, využití rybolov, koupání, rekreace. Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. Přítok zatím od 50. let nevyschl, při přívalových srážkách nádrž má pouze omezenou protipovodňovou funkci. Odběry podzemní vody jsou nízké a nárazové na ovlivnění HG poměrů lokality.

Tok	Martinický potok
Název	Martinice
Katastrální území	Martinice u Skutče (Chrudim)
Vodní nádrž na toku	ano
GPS	49.7785164N, 16.0993831E + další 2 lokality na toku
Mapový list	14-33-12
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Hornosvratecká vrchovina Žďárské vrchy Borovský les
Nadmořská výška	585 - 652 m n. m.
Povodí	Chrudimka
Číslo hydrologického pořadí	1-03-03-056
Regionálně geologická jednotka	Poličské krystalinikum
Horninové podloží	pararuly
Kvartér	Smíšené fluviální sedimenty
Mocnost	3,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6532 Krystalinikum Železných hor
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchového rozpojení hornin
Transmisivita	nízká
Kvalita podzemní vody	Vody II. kategorie, kritické sloučeny dusíku
Geologická prozkoumanost	P85038 Pavliš R.: Martinice, okres Chrudim, zpráva o provedení průzkumně jímacího vrtu MR-1 pro rekreační středisko Zemědělského družstva Dolní Újezd. Vodní zdroje Chrudim, 1994. P85650 Pavliš R.: Dokumentační zpráva Martinice, jímací vrt KM-1. Vodní zdroje Chrudim, 1994. P109146 Chmelař J.: Hydrogeologické zhodnocení průzkumného vrtu Me-1 Martinice u Skutče. Nové Město na Moravě, 2004.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	24.8.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Řada vrtaných a kopaných domovních studní při roztroušené zástavbě v území
Celkové hodnocení	Na potoce drobné vodní nádrže, lesíky, louky, odběry vody v rozptýlené zástavbě obce, hladina podzemní vody mělce pod terénem, prostředí málo propustné (pararuly).

Tok	Žďárná
Název	Suchý
Katastrální území	Benešov a Suchý (Blansko)
Vodní nádrž na toku	Horní rybník
GPS	49.4926722N, 16.7694056E + 2 další lokality na toku
Mapový list	24-23-07
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Drahanská vrchovina Konická vrchovina Protivanovská planina
Nadmořská výška	670 m n.m.
Povodí	Svitava
Číslo hydrologického pořadí	4-15-02-077
Regionálně geologická jednotka	Kulm Drahanské vrchoviny
Horninové podloží	droby
Kvartér	Svahové hlinito-kamenité a písčito-hlinité sedimenty a nevytříděné nivní smíšené uloženiny – písčité hlíny
Mocnost	Proměnlivá od 2,5 do 7,0 m
Tektonické linie	Kolmo na potok v úrovni hráze rybníka
Hydrogeologický rajón	6620 Kulm Drahanské vrchoviny
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové vrstvy rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	vyhovující
Geologická prozkoumanost	P69333 Lang: Předběžný inženýrsko geologický průzkum Suchý v areálu rekreačního střediska Minervy Boskovice. Uničov, 1989. P119644 Chmelař J.: Hydrogeologické vyjádření k povolení odběru podzemní vody z vrtu HVSý-6 Suchý dle §9 vodního zákona. Nové Město na Moravě, 2006. Suchna M.: Žďárná, HG posouzení. ENVI-AQUA, s.r.o., 2021.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	25.5.2020 a 5.2.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	V zástavbě obce a u chat řada studní, vrtaných i kopaných, rozšiřování zástavby RD, nelze vyloučit domovní studny a odběry.
Celkové hodnocení	Umělá vodní nádrž rybochovná, přítok cca přirozený v lesních pozemcích, odtok upravený vyskládaný kameny a narovnaný, pod nádrží chaty se studnami, odběry drobné nárazové hlavně v létě. Ovlivnění jímáním podzemní vody profilu pod vodní nádrží.

Toky bez vodní nádrže

Tok	Raková
Název	Chropov (SK)
Katastrální území	Chropov (SK)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.7811836N, 17.3491864E
Mapový list	
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	Bílé Karpaty
Nadmořská výška	325 m n.m.
Povodí	Myjava a Morava od Myjavy po Dyji
Číslo hydrologického pořadí	4-13-03
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy s převahou vápnitých jílovců
Kvartér	Fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	5,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Váhu
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin – vápnité jílovce
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Potenciální sesuvné území.
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	8.7.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Studny u chat v údolní nivě potoka Raková
Celkové hodnocení	Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. Vliv mají i odběry podzemní vody pod hodnoceným profilem.

Tok	LBP Fryštáckého potoka
Název	Lukoveček
Katastrální území	Lukoveček
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.3121267N, 17.6722881E
Mapový list	25-32-06
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Hostýnsko-vsetínská hornatina Hostýnské vrchy Lukovská vrchovina
Nadmořská výška	330 m n.m.
Povodí	Dřevnice a Morava od Dřevnice po Olšavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-01-026
Regionálně geologická jednotka	Račanská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	Ráztocké vrstvy soluňského souvrství – rytmický flyš s převahou pískovců
Kvartér	Svahoviny a splachové sedimenty
Mocnost	Do 3,0 m
Tektonické linie	Podélný zlom S-J cca 100 m jihozápadně od lokality
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Vysoké obsahy Fe, nízká tvrdost, vysoká vodivost.
Geologická prozkoumanost	P139093 Pospíšiliková M.: Lukoveček – posilující zdroj pro veřejný vodovod. Závěrečná zpráva hydrogeologického průzkumu. Vodní zdroje Holešov a.s., 2013. P143307 Sedláčková J.: Lukoveček, posilující zdroj pro veřejný vodovod, průzkumný vrt HL-3. Vodní zdroje Holešov a.s., 2014.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Aktivní i pasivní sesuvy po obou stranách údolí
Pásma hygienické ochrany	Ano – PHO vodní nádrže Fryšták, PHO vodního zdroje Lukoveček
Odběry podzemní vody evidované	Vodní zdroj Lukoveček
Terénní šetření	16.6.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Vrty HL-1 a HL-2 hluboké 60 a 80 m, oba vydatnost do 0,1 $l.s^{-1}$. Vrt HL-3 65 m hluboký, vydatnost velmi nízká.
Celkové hodnocení	Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. V území odběry podzemní vody z hlubokých vrtů pro vodovod pro veřejnou potřebu.

Tok	Járkovec
Název	Lučina
Katastrální území	Kněždub (okres Hodonín)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.8612683N, 17.3990978E
Mapový list	35-11-22
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Bílé Karpaty Žalostinská vrchovina Radějovská vrchovina
Nadmořská výška	302 m n.m.
Povodí	Morava od Olšavy po Myjavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-02-057
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy s převahou vápnitých jílovců
Kvartér	Písčitá hlína – nesouvislé fluviální sedimenty údolní nivy, místy tok ve flyšových sedimentech bez kvartéru
Mocnost	1,7 m
Tektonické linie	Příčná tektonika jižně od lokality, podélná na soutoku s Radějovkou
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka Ca, Mg (tvrdost)
Geologická prozkoumanost	Tesařík K., Tvarožná Lhota – hydrogeologický průzkum pro zásobování provozovny Lučina pitnou vodou, Geotest Brno, 1991 Hrouzková J.: Hydrogeologický průzkum Tvarožná Lhota, okres Hodonín, závěrečná zpráva. Vodní zdroje Praha, 1981. Fiala M.: Hydrogeologický průzkum rekreačního střediska Lučina. Vodní zdroje Praha, 1985.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ano – jižně od lokality po obou stranách údolí, přírodního původu, uklidněné
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	18.10.2018 a 25.5.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ve vzdálenosti do 250 m od lokality zjištěno 5 hydrogeologických objektů – studny, oplocené, udržované, využívané Vrtaná studna HV-1 47,0 m hluboká, vydatnost 0,2 l/s. V posledních 6 letech nebylo v území vydáno povolení k odběru podzemní vody. Nové budování vodních zdrojů nebylo zjištěno.
Celkové hodnocení	Vodní tok je ovlivňován zejména odběry podzemní vody v prostoru před zaústěním do Radějovky. Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. V sušším období je potom při vyšších odběrech tok velmi zranitelný.

Tok	Kazivec
Název	Suchovské Mlýny
Katastrální území	Suchov (Hodonín)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.9014422N, 17.5921792E
Mapový list	35-11-19
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Bílé Karpaty Javořinská hornatina Suchovská vrchovina
Nadmořská výška	428 m n. m.
Povodí	Morava od Olšavy po Myjavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-02-036
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy s převahou vápnitých jílovců
Kvartér	Svahové zahlíněné sutě a hlíny.
Mocnost	4 – 8 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka Fe
Geologická prozkoumanost	P143153 Sedláčková J.: Suchov, průzkumné vrty v Suchově. Závěrečná zpráva. Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., Chrudim, 2014.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Podél toku po obou březích aktivní sesuvná území
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	7. 5. 2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Studny v údolní nivě nad lokalitou, jedná se o vrty hluboké 50 a 100 m, vydatnosti 0,5 – 0,7 $l.s^{-1}$ pro zásobování obce Suchov.
Celkové hodnocení	Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. Údolí nepravidelné – uzávěry, následně se niva rozlévá do široka, může ovlivňovat propustný kvartér a odběry nad lokalitou.

Tok	Ovčírka
Název	Rudice
Katastrální území	Rudice (Uherské Hradiště)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.0538406N, 17.7267292E
Mapový list	25-34-21
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Vizovická vrchovina Hlucká pahorkatina Prakšická pahorkatina
Nadmořská výška	256 m n. m.
Povodí	Dřevnice a Morava od Dřevnice po Olšavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-01-097
Regionálně geologická jednotka	Račanská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy
Kvartér	Svahové hlíny, fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	2,7 m
Tektonické linie	Příčná tektonika cca 400 m severně od lokality
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka sloučeniny N
Geologická prozkoumanost	V57460 Urbášek Z.: Zpráva o vybudování vrtané studny pro 4 b.j. v Rudicích, okres Uherské Hradiště. Stavba Brno, 1967.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Podél toku potenciální sesuvy, zejména na západním svahu údolí.
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	16.2.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Nenalezeny
Celkové hodnocení	Hydrogeologické poměry neumožňují hlubší oběh podzemní vody, veškeré množství podzemní vody je přímo závislé na množství srážek. Průtoky mohou být ovlivněny propustným kvartérem a zanášením toku. Lokalita – mělký potok se zbytky antropogenních navážek, se zapojeným břehovým porostem, okolo louky a lesy, nad lokalitou těsně zástavba obce se studnami a vypouštěním odpadních vod.

Tok	Rakovec
Název	Račice
Katastrální území	Bukovinka (Blansko)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	49.3026653N, 16.8283353E + 1 lokalita na toku
Mapový list	24-41-08
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Drahanská vrchovina Konická vrchovina Jedovnicko-račický prolom
Nadmořská výška	415 a 426 m n.m.
Povodí	Svratka od Svitavy po Jihlavu
Číslo hydrologického pořadí	4-15-03-067
Regionálně geologická jednotka	Kulm Drahanské vrchoviny
Horninové podloží	Slepence, droby
Kvartér	Svahové hlinito-kamenité sedimenty a nevytříděné nivní smíšené uloženiny – písčité hlíny
Mocnost	5,0 m
Tektonické linie	Rovnoběžně s tokem podélně přes celé údolí
Hydrogeologický rajón	6620 Kulm Drahanské vrchoviny
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové vrstvy rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Vody II. kategorie, kritické složky Fe, Mn a P
Geologická prozkoumanost	V74561 Jahoda V.: Račice – žleb, zpráva o výsledku poloprovozní čerpací zkoušky na vrtu RV-12. Geotest Brno, 1976. P41009 Slavík J.: Podrobný hydrogeologický průzkum Jedovnice. Geotest Brno, 1983. P139267 Pokorný J.: Jedovnice, náhradní vrt HV-104J – vodní zdroj. Závěrečná zpráva o výsledcích hydrogeologického průzkumu. Envirex Nové Město na Moravě, 2013. Lidařík R.: Jedovnice, čerpací zkoušky na jímacích vrtech. Lidařík s.r.o., Brno, 2020.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Neaktivní skalní řícení v celém údolí Rakovce
Pásma hygienické ochrany	PHO vodního zdroje Drnovice – Račice – Pístovice, vyhlášené ONV Vyškov v roce 1985, lokality v OP 2. stupně vnějším
Odběry podzemní vody evidované	VZ INSTA Ježkovice – Račice s odběrem 1,0 l/s pod lokalitami, VZ Jedovnice – vrty s odběrem větším než 15,0 l/s nad lokalitami (hlubinné vrty)
Terénní šetření	6.5.2020 a 8.2.2021
Zjištěné hydrogeologické objekty	V hodnoceném úseku toku nejsou studny zjištěny, odběry proti proudu u Jedovnic (významné v řádu jednotek až desítek l/s, hluboké vrty více než 30 m), podél toku v samotách před Račicemi – kopané studny.
Celkové hodnocení	Přirozený tok v tektonicky podmíněném údolí s výplní neogenních sedimentů. Tok přirozeně meandruje. Antropogenní ovlivnění průtoků nad profily v prostoru jímacího území Jedovnicko.

Tok	Rudický potok
Název	Záhorovice
Katastrální území	Záhorovice (Uherské Hradiště)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.0413125N, 17.7622025E
Mapový list	25-34-22
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Vizovická vrchovina Hlucká pahorkatina Prakšická pahorkatina
Nadmořská výška	277 m n. m.
Povodí	Dřevnice a Morava od Dřevnice po Olšavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-01-097
Regionálně geologická jednotka	Račanská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy
Kvartér	Svahové hlíny, fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	4,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka celková mineralizace
Geologická prozkoumanost	P14065 Nečas J.: Inženýrskogeologický průzkum, Záhorovice. Geologický průzkum Brno, 1962.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Podél toku aktivní sesuvy, zejména na západním svahu údolí.
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	14.2.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Nenalezeny
Celkové hodnocení	Pěkná lokalita, krajinářsky a vizuálně, potok meandruje a zařezává se do svahů, hlavně těch sesuvných, místy až na flyšové podloží (cca jižně od lokality), místy zřejmě chybí kvartér, kolem louky a lesíky.

Tok	Svinárský potok
Název	Květná
Katastrální území	Strání (okres Uherské Hradiště)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.8816494N, 17.7105258E
Mapový list	35-12-21
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Bílé Karpaty Javořinská hornatina Javořinský hřbet
Nadmořská výška	380 m n. m.
Povodí	Váh od Trenčína po Dubovou
Číslo hydrologického pořadí	4-21-09-052
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy
Kvartér	Fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	Až 10 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3224 Flyš v povodí Váhu
Hydrogeologická charakteristika	Průlinově propustné prostředí javorinských pískovců
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	Vody II. Kategorie, kritická složka N
Geologická prozkoumanost	V72691 Kupec J.: Závěrečná zpráva inženýrskogeologického průzkumu trasy vodovodu ve Strání. Geotest Brno, 1975.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Obě strany údolí potoka aktivní i pasivní sesuvná území.
Pásma hygienické ochrany	Strání – Svinárský potok – povrchový zdroj
Odběry podzemní vody evidované	Ne, odběr povrchové vody z potoka
Terénní šetření	16.6.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Odběrný objekt na toku, úpravna vody
Celkové hodnocení	Odběr povrchové vody z toku Svinárského potoka, úzké údolí, splachy, sesuvy. Vliv má téměř jakákoliv činnost v povodí, zejména na kvalitu.

Tok	Prosečský potok
Název	Pastvisko - Proseč
Katastrální území	Martinice u Skutče (Chrudim)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	49.7734100N, 16.1073011E + další lokalita na toku
Mapový list	14-33-12
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Hornosvratecká vrchovina Žďárské vrchy Borovský les
Nadmořská výška	595 - 625 m n. m.
Povodí	Chrudimka
Číslo hydrologického pořadí	1-03-03-047
Regionálně geologická jednotka	Poličské krystalinikum
Horninové podloží	pararuly
Kvartér	Smíšené fluviální sedimenty
Mocnost	3,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6532 Krystalinikum Železných hor
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchového rozpojení hornin
Transmisivita	nízká
Kvalita podzemní vody	Vody II. kategorie, kritické sloučeny dusíku
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	24.8.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Domovní studny na dolním toku v prostoru Pastviska.
Celkové hodnocení	Horní tok v lese, přirozený s kamenitým dnem, odběry vody v rozptýlené zástavbě obce Pastvisko, přímo u potoka, hladina podzemní vody mělce pod terénem, prostředí málo propustné (pararuly).

Toky s doprovodnou vegetací

Tok	Moštěnka
Název	Libosváry
Katastrální území	Horní Újezd (okres Přerov)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.4362706N, 17.7334092E
Mapový list	25-14-12
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Podbeskydská pahorkatina Kelčská pahorkatina Vítonická pahorkatina
Nadmořská výška	316 m n.m.
Povodí	Haná a Morava od Hané po Dřevnici
Číslo hydrologického pořadí	4-12-02-072
Regionálně geologická jednotka	Slezská jednotka vnějšího flyše
Horninové podloží	Krosněnské souvrství, převažující pískovcový vývoj
Kvartér	Písčitá hlína údolní nivy a po jejích okrajích štěrkopísky nízké akumulační terasy
Mocnost	5,0 – 5,8 m
Tektonické linie	Předpokládaný zlom zakrytý mladšími útvary před soutokem Moštěnky a LBP
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání většího počtu izolátorů a průlinovo-puklinových kolektorů, průlinový kolektor kvartérních fluviálních sedimentů
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka Ca, Mg (tvrdost)
Geologická prozkoumanost	P12225 Hrbáč V.: Vyhodnocení čerpací zkoušky stávající studny. Agroprojekt Brno, 1975. P36377 Hajtmarová L.: Závěrečná zpráva o hydrogeologickém průzkumu pro farmu JZD Osíčko, okr. Kroměříž. Agroprojekt Brno, 1981.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ano – 1,1 km proti proudu Moštěnky, vodní zdroj Osíčko, ochranné pásmo vyhlášeno OVLHZ ONV Kroměříž č.j. Vod. 235/1 – 183/1984 ze dne 13.1.1983
Odběry podzemní vody evidované	Vodní zdroj Osíčko – 0,7 l/s povoleno
Terénní šetření	25.2.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	S výjimkou stávajícího vodního zdroje Osíčko jiné vodní zdroje nezjištěny.
Celkové hodnocení	Dle terénní rekognoskace jde o přirozený meandrující tok s břehovým porostem, konkrétní geologické, hydrogeologické či antropogenní ovlivnění toku v prostoru vlastní lokality nezjištěno.

Tok	Deštná Ráztoka
Název	Osíčko - Komárno
Katastrální území	Osíčko (okres Kroměříž)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.4305561N, 17.7683208E
Mapový list	25-14-17
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Podbeskydská pahorkatina Kelčská pahorkatina Vítonická pahorkatina
Nadmořská výška	364 m n.m.
Povodí	Bečva od soutoku Vsetínské Bečvy a Rožnovské Bečvy po ústí
Číslo hydrologického pořadí	4-11-02-014
Regionálně geologická jednotka	Slezská jednotka vnějšího flyše
Horninové podloží	Krosněnské souvrství, převažující pískovcový vývoj
Kvartér	Proluviální a fluviální písčité štěrky a štěrkopísky, fluviální smíšené hlinitopísčité sedimenty údolní nivy.
Mocnost	3,0 m
Tektonické linie	Ve vzdálenosti větší než 1 km od lokality
Hydrogeologický rajón	3221 Flyš v povodí Bečvy
Hydrogeologická charakteristika	Průlinový kolektor proluviálních písčitých štěrků
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka Fe, sloučeniny dusíku
Geologická prozkoumanost	P64378 Hajtmarová L.: Zpráva o hydrogeologickém průzkumu pro školící a rehabilitační středisko Kovopodniku Brno v Rajnochovicích – Podhradní Lhotě, okr. Kroměříž. Agroprojekt Brno, 1989. P129190 Cahlíková Z.: Osíčko – posilový zdroj podzemní vody, návrh ochranných pásem vodního zdroje. Vodní zdroje Holešov, 2010.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Vodní zdroj cca 1 km jižně od lokality
Terénní šetření	25.2.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Vrtané studny vodního zdroje jsou cca 1,0 km jižně od lokality.
Celkové hodnocení	Dle terénní rekognoskace jde o přirozený tok s břehovým porostem, konkrétní geologické, hydrogeologické či antropogenní ovlivnění toku v prostoru vlastní lokality nezjištěno. Odběry podzemní vody vlastní lokalitu ovlivňovat nemohou.

Tok	Židelná
Název	Horní Lapač
Katastrální území	Lukoveček (okres Zlín)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.2969300N, 17.6267567E
Mapový list	25-31
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Vizovická vrchovina Fryštácká brázda Fryštácká brázda
Nadmořská výška	257 m n.m.
Povodí	Dřevnice a Morava po Dřevnici po Olšavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-01-045
Regionálně geologická jednotka	Karpatská předhlubeň
Horninové podloží	Pestré písky, štěrky a jíly pliocénu fluviolakustrinní
Kvartér	Fluviální sedimenty, spraše
Mocnost	4,2 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	2220 Hornomoravský úval
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání většího počtu izolátorů a průlinových kolektorů – pliocenní jíly s vložkami písků
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka sloučeniny N, železo
Geologická prozkoumanost	P113755 Hanák J. a kol.: Závěrečná zpráva o podrobném geotechnickém průzkumu pro úsek rychlostní komunikace R49 mezi Hulínem a Fryštákem. Geotest Brno, 2005.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	16.6.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ne
Celkové hodnocení	Snížení spádu na úpatí Hostýnských vrchů, konkrétní ovlivnění nezjištěno.

Tok	Kozinec
Název	Loukov – Bystřice pod Hostýnem
Katastrální území	Loukov (okres Kroměříž)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.4125333N, 17.7003350E
Mapový list	25-14-16
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Podbeskydská pahorkatina Kelčská pahorkatina Vítonická pahorkatina
Nadmořská výška	324 m n.m.
Povodí	Haná a Morava od Hané po Dřevnici
Číslo hydrologického pořadí	4-12-02-077
Regionálně geologická jednotka	Slezská jednotka vnějšího flyše
Horninové podloží	Krosněnské souvrství, převažující pískovcový vývoj
Kvartér	Písčitá hlína údolní nivy a po jejích okrajích štěrkopísky nízké akumulační terasy
Mocnost	3,0 – 6,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání většího počtu izolátorů a průlinovo-puklinových kolektorů
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka Fe, sloučeniny N
Geologická prozkoumanost	P121954 Dostalík R.: Loukov – silnice II/150, most a opěrná zeď v km 0,555, závěrečná zpráva. K-GEO s.r.o., 2008.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	25.2.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Nezjištěny, proti směru toku cca 1 km vojenský areál (sklad PHM), odběry neuváděny, nelze je ale vyloučit.
Celkové hodnocení	Vodní tok na okraji lesního porostu Remíz a obdělávaných polí, náznak meandrů, konkrétní geologické, hydrogeologické či antropogenní ovlivnění toku v prostoru vlastní lokality nezjištěno.

Tok	Křepička
Název	Medlice
Katastrální území	Medlice (okres Znojmo)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.9912142N, 16.1149536E
Mapový list	34-11-02
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Jevišovická pahorkatina Znojemská pahorkatina Výrovická pahorkatina
Nadmořská výška	318 m n.m.
Povodí	Jevišovka a Dyje od Jevišovky po Svratku
Číslo hydrologického pořadí	4-14-03-032
Regionálně geologická jednotka	Moravské moldanubikum
Horninové podloží	Gfohlská skupina moldanubika, mogmatity, ortoruly, granity
Kvartér	Písčitá hlína údolní nivy a spraše
Mocnost	1,5 m
Tektonické linie	Neuvedeny, nelze je vyloučit
Hydrogeologický rajón	6540 Krystalinikum v povodí Dyje – západní část
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové vrstvy rozpojení krystalických hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Jakost podzemní vody neovlivněna
Geologická prozkoumanost	P24191 P68610 P89514
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	9.3.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Nezjištěny
Celkové hodnocení	Vodný meandrující tok v lesním porostu. Podle tvaru toku mění směr podle geologických poměrů a tvrdosti hornin, s ohledem na pravoúhlé změny směru nelze vyloučit lokální tektonické linie.

Tok	Kroužský potok
Název	Černín
Katastrální území	Černín (okres Znojmo)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.9809486N, 16.0357961E
Mapový list	34-11
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Jevišovická pahorkatina Znojemská pahorkatina Tavíkovická pahorkatina
Nadmořská výška	282 m n.m.
Povodí	Jevišovka a Dyje od Jevišovky po Svratku
Číslo hydrologického pořadí	4-14-03-018
Regionálně geologická jednotka	Moravské moldanubikum
Horninové podloží	Ortoruly, amfibolity
Kvartér	Svahové sedimenty a nivní sedimenty hlinito-písčité
Mocnost	6,3 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6540 Krystalinikum v povodí Dyje
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové vrstvy rozpojení krystalických hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Kvalita podzemní vody není ovlivněna.
Geologická prozkoumanost	P100294 Pokorná V.: Ratišovice – vodní zdroj RA-1. ENVIREX, spol. s r.o., Nové Město na Moravě, 2001.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	9.3.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ne
Celkové hodnocení	Podle terénního šetření tok od cca 200 m nad lokalitou snižuje průtok, dochází zjevně k vsaku do podložních kvartérních uloženin, zřejmě se zvyšuje mocnost propustných uloženin na soutoku s Jevišovkou. Ca 100 m nad lokalitou napříč tokem vede plynovod.

Tok	Moštěnka
Název	Moravany - Kameňák
Katastrální území	Hýsly (okres Hodonín)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.0512964N, 17.1809628E
Mapový list	24-44-23
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Kyjovská pahorkatina / Chřiby Mutěnická pahorkatina / Stupavská vrchovina Žádovická pahorkatina / Jankovická vrchovina
Nadmořská výška	272 m n. m.
Povodí	Dyje od Svratky po ústí
Číslo hydrologického pořadí	4-17-01-088
Regionálně geologická jednotka	Magurská jednotka - flyš
Horninové podloží	flyšové vrstvy – střídání pískovců a jílovců
Kvartér	Spraše, písčitá hlína – fluviální sedimenty údolní nivy podél vodoteče
Mocnost	5 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	2250 Dolnomoravský úval
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání většího počtu průlinových kolektorů a izolátorů
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka sloučeniny N
Geologická prozkoumanost	Dvořák D.: Moravany u Kyjova, surovina kámen. Unigeo Ostrava, 1983. Chmelař J.: Hydrogeologické vyjádření k povolení odběru podzemní vody z vrtu HVMy-2 Moravany u Kyjova. Nové Město na Moravě, 2009 Chmelař J.: Hydrogeologické vyjádření k povolení odběru podzemní vody z vrtu HVMy-5 Moravany u Kyjova. Nové Město na Moravě, 2009 Veselý M.: Hydrogeologické vyjádření k povolení odběru podzemní vody z vrtu na st. Parcele č. 366, Moravany u Kyjova. Bystřice nad Pernštejnem, 2012 Chmelař J.: Moravany, HG vyjádření. Nové Město na Moravě, 2019. Machalínek R.: Průzkumný vrt Z-1 Moravany u Kyjova. SURGEO, Hodonín, 2019. Pospíšil O.: Moravany u Kyjova, HG a IG průzkum. AQUA-ENVIRO s.r.o., Brno, 2019. Pospíšil O.: Moravany u Kyjova, HG průzkum. AQUA-ENVIRO s.r.o., Brno, 2019. Veselý M.: Moravany, HG vyjádření. Bystřice nad Pernštejnem, 2020.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	17.2.2019 a 14.5.2021

Zjištěné hydrogeologické objekty	Osada Kameňák – v chatové oblasti řada studní, kopaných i vrtaných. Téměř z potoka – odběr a.s. Xavergen – oploceno + vodojem, v době návštěvy funkční. Povolení dle vodoprávní evidence jsou za poslední období pro 4 studny, více než stejný počet studní bude bez povolení.
Celkové hodnocení	Vodní tok je ovlivňován zejména odběry podzemní vody v prostoru osady Kameňák. Poté změna spádu na hranici Chřibů a Kyjovské pahorkatiny může způsobit zaklesnutí hladiny z důvodu výskytu propustnějších poloh v neogenním podloží popř. kvartéru.
Tok	Kameničná
Název	Helvíkovice
Katastrální území	Helvíkovice (Ústí nad Orlicí)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	50.1025567N, 16.4411325E
Mapový list	14-14-17
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Podorlická pahorkatina Žamberská pahorkatina Letohradská pahorkatina
Nadmořská výška	415 m n.m.
Povodí	Divoká Orlice
Číslo hydrologického pořadí	1-02-01-027
Regionálně geologická jednotka	Česká křídová pánev
Horninové podloží	Slínovce s polohami vápenců turonu
Kvartér	Smíšené fluviální sedimenty a splachové deluviofluviální sedimenty
Mocnost	3,0 m
Tektonické linie	Potenciální rovnoběžně s tokem
Hydrogeologický rajón	4261 Kyšperská synklinála v povodí Orlice
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	II. třídy – Fe, sloučeniny N
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	18.8.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ne
Celkové hodnocení	Koryto kamenité, na levém břehu podemílá skalní výchoz, bez zjevného ovlivnění abiotickými složkami.

Tok	Radlický potok
Název	Barchovice
Katastrální území	Barchovice (Kolín)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	49.9426183N, 14.9620947
Mapový list	13-31-20
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Středolabská tabule Českobrodská tabule Malotická tabule
Nadmořská výška	338 m n.m.
Povodí	
Číslo hydrologického pořadí	1-04-06-012
Regionálně geologická jednotka	Kutnohorské krystalinikum
Horninové podloží	Ortoruly a migmatity
Kvartér	Spraše, splachové sedimenty a nevytříděné fluviální sedimenty údolní nivy potoka
Mocnost	Do 5,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6531 Kutnohorské krystalinikum
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný puklinový kolektor v přípovrchové zóně zvětrávání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Velmi nízká
Kvalita podzemní vody	Kvalita vody není ovlivněna antropogenní činností
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	
Zjištěné hydrogeologické objekty	
Celkové hodnocení	

Tok	Přítok Barchovického potoka
Název	Barchovice
Katastrální území	Barchovice (Kolín)
Vodní nádrž na toku	Malá vodní nádrž pod profilem
GPS	49.9449244N, 14.9628136
Mapový list	13-31-15
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Středolabská tabule Českobrodská tabule Malotická tabule
Nadmořská výška	338 m n.m.
Povodí	
Číslo hydrologického pořadí	1-04-06-012
Regionálně geologická jednotka	Česká křídová pánev
Horninové podloží	Písčité slínovce až jílovce
Kvartér	Spraše a nevytříděné fluviální sedimenty údolní nivy potoka
Mocnost	Do 5,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	4530 Velimská křída
Hydrogeologická charakteristika	Regionální izolátor s omezeným oběhem v přípovrchové zóně zvětrávání a rozpukání hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Kvalita vody není ovlivněna antropogenní činností
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	
Zjištěné hydrogeologické objekty	
Celkové hodnocení	

Tok	Čachnovský potok
Název	Čachnov
Katastrální území	Čachnov (Chrudim)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	49.7539456N, 16.0633272E
Mapový list	14-33
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Hornosvratecká vrchovina Žďárské vrchy Borovský les
Nadmořská výška	598 m n. m.
Povodí	Chrudimka
Číslo hydrologického pořadí	1-03-03-047
Regionálně geologická jednotka	Poličské krystalinikum
Horninové podloží	Dvojslídný svor a kvarcit
Kvartér	Smíšené fluviální sedimenty
Mocnost	4,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6532 Krystalinikum Železných hor
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchového rozpojení hornin
Transmisivita	nízká
Kvalita podzemní vody	Vody II. kategorie, kritické sloučeny dusíku
Geologická prozkoumanost	P53096 Málková A., Pavliš R.: Závěrečná zpráva o hydrogeologickém průzkumu na lokalitě Čachnov-pila, okr. Chrudim. Vodní zdroje Chrudim, 1986.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ano, studna pila, odběr 0,25 l/s
Terénní šetření	24.8.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Domovní studny v obci podél potoka.
Celkové hodnocení	Přirozený potok s kamenitým dnem, odběry vody v rozptýlené zástavbě obce Čachnov, zástavba se k toku hodně blíží.

Toky bez doprovodné vegetace

Tok	Slavkovský potok
Název	Hlinsko pod Hostýnem
Katastrální území	Hlinsko pod Hostýnem (okres Kroměříž)
Vodní nádrž na toku	Vedle toku umělá nádrž – vyhloubená jáma na hladinu podzemní vody bez viditelného přítoku
GPS	49.3715100N, 17.6344142E
Mapový list	25-13-25
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Podbeskydská pahorkatina Kelčská pahorkatina Jankovická brázda
Nadmořská výška	289 m n.m.
Povodí	Haná a Morava od Hané po Dřevnici
Číslo hydrologického pořadí	4-12-02-125
Regionálně geologická jednotka	Slezská jednotka vnějšího flyše
Horninové podloží	Menilitové a podmenilitové souvrství s převažujícími jílovci
Kvartér	Jíly a jíly s úlomky pískovce, málo propustné
Mocnost	3,8 m
Tektonické linie	Předpokládaný zlom zakrytý mladšími útvary cca 1 km proti proudu potoka
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Izolátor – jílovce, rohovce, vápence
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Kvalita podzemní vody není ovlivněna.
Geologická prozkoumanost	P35547 Šafránek Z, Vrba P.: Zpráva o inženýrskogeologickém průzkumu Hlinsko pod Hostýnem – výhybka ČSD. SUDOP, Praha, 1981.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ano – jihozápadně od lokality podél silnice Hlinsko - Holešov
Pásma hygienické ochrany	Ne (cca 2 km proti toku vodní zdroj Slavkov pod Hostýnem, odběr 1,0 l/s)
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	25.2.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Na nádraží ČD studna (mimo údolní nivu potoka), další objekty nezjištěny. Celá údolní niva zarostlá rákosem o výšce až 2 m, nepřehledné.
Celkové hodnocení	Nepropustné podloží včetně málo propustného kvartéru, hladina mělce pod terénem, podmáčení terénu – přilehlé pole, vybagrovaná nádrž. Na toku zřejmě pozůstatky rybníka (?) se zbytkem hráze, zanesený bahnem a dřevem – vzniklá hrázka způsobuje rozliv vody na terén.

Tok	Žerůtský potok
Název	Olbramkostel - Žerůtky
Katastrální území	Žerůtky u Znojma
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.9092011N, 15.9508022E
Mapový list	33-22
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Jevišovická pahorkatina Znojemská pahorkatina Citonická plošina
Nadmořská výška	362 m n.m.
Povodí	Jevišovka a Dyje od Jevišovky po Svratku
Číslo hydrologického pořadí	4-14-03-024
Regionálně geologická jednotka	Dyjská klenba moravika
Horninové podloží	Ortoruly
Kvartér	Spraše, údolní nivní nápravy písčité
Mocnost	2,5 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6540 Krystalinikum v povodí Dyje
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové vrstvy rozpojení krystalických hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Podzemní vody II. kategorie
Geologická prozkoumanost	P14847 Hejtmánek D., Kabátek L.: Vyhledávací průzkum kaolínu na ložisku Znojemsko. Geologický průzkum Brno, 1962.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	30.3.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Vystrojené vrty V-1 a P-1, nevyužívané vrty bez chráničeк s hladinou podzemní vody do 1,0 m p.t.
Celkové hodnocení	Na toku ohrázovaný rybníček – revitalizační opatření, s odběrným objektem na toku. Potok zarostlý s malým průtokem, podél údolní nivy meliorace.

Tok	Ludslávka
Název	Zahnašovice
Katastrální území	Zahnašovice (okres Kroměříž)
Vodní nádrž na toku	Drobné vodní plochy pod lokalitou
GPS	49.3021561N, 17.5673833E
Mapový list	25-31-09
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Hornomoravský úval Holešovská plošina
Nadmořská výška	218 m n. m.
Povodí	Haná a Morava od Hané po Dřevnici
Číslo hydrologického pořadí	4-12-02-149
Regionálně geologická jednotka	Karpatská předhlubeň - neogén
Horninové podloží	Pestrá pliocenní série – písky, štěrky, silty, jíly
Kvartér	Spraše, fluviální nečleněné sedimenty – štěrkopísky a povodňové hlíny
Mocnost	Více než 5 m
Tektonické linie	Potenciální v neogenním podloží
Hydrogeologický rajón	2220 Hornomoravský úval
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání většího počtu izolátorů a průlinových kolektorů – pliocenní jíly s vložkami písků
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka sloučeniny N, železo
Geologická prozkoumanost	P13414 Eliáš M., Novák F., Roth Z.: Litologické popisy některých vrtů pro list generální mapy Gottwaldov. ÚÚG, Praha, 1959. P30600 Žůrek V.: Zahnašovice, hydrogeologický průzkum. Vodní zdroje Praha, 1978. P33538 Grunwald Z.: Zpráva o provedení inženýrskogeologického průzkumu pro výstavbu areálu střediska Zahnašovice. Agroprojekt Brno, 1981. P43909 Žůrková I.: Zahnašovice, inženýrskogeologický průzkum trasy vodovodu a plynovodu. Vodní zdroje Praha, Holešov, 1983. P125595 Tomášek J.: Zahnašovice – bioplynová stanice, doplňkový inženýrskogeologický průzkum, závěrečná zpráva. 4G consite s.r.o., Praha, 2009.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ano – OP Zahnašovice farma – prameniště, ONV Kroměříž č.j. Vod. 235/1-1704/60/89-Po dne 7.9.1989
Odběry podzemní vody evidované	Zahnašovice farma – prameniště – areál zemědělského podniku pod lokalitou
Terénní šetření	21.2.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Oplocená studna funkční s čerpací stanicí v areálu zemědělského podniku pod lokalitou. Na toku pod lokalitou nová vodní plocha – rybník s chovem ryb, napájený z Ludslávky pomocí přehrážky na toku. Poblíž objekt – vypadá jako studna, ale je meliorace nebo odvodnění.

Celkové hodnocení	Při terénním šetření v únoru 2019 – téměř bez proudění, v toku pouze několik tůní, podél potoka vybudovány další tůně. Vodní tok je zřejmě ovlivněn vodárenskou exploatací území. Velmi malý spád, koryto zarostlé neupravené. Jasný důvod není zřejmý.

Tok	Kozrálka
Název	Hlinsko pod Hostýnem
Katastrální území	Hlinsko pod Hostýnem (okres Kroměříž)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.3798094N, 17.6253350E
Mapový list	25-13-25
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Podbeskydská pahorkatina Kelčská pahorkatina Jankovická brázda
Nadmořská výška	270 m n.m.
Povodí	Haná a Morava od Hané po Dřevnici
Číslo hydrologického pořadí	4-12-02-089
Regionálně geologická jednotka	Slezská jednotka vnějšího flyše
Horninové podloží	Krosněnské souvrství, převažující pískovcový vývoj
Kvartér	Písčitá hlína údolní nivy a po jejích okrajích štěrkopísky nízké akumulační terasy
Mocnost	5,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání většího počtu izolátorů a průlinovo-puklinových kolektorů
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Kvalita podzemní vody není ovlivněna.
Geologická prozkoumanost	V území nejsou k dispozici žádné archivní práce
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	25.2.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Přímo nezjištěny, cca 800 m SV od lokality usedlost Bosna a několik rekreačních chat, odběr podzemní vody z údolní nivy je velmi pravděpodobný
Celkové hodnocení	Regulované koryto zarostlé rákosem, napříč plynovod, zemědělské hospodaření téměř k toku. Pravděpodobný odběr vody v osadě Bosna. Zřejmé ovlivnění průtoku HG poměry není.

Tok	Ctidružický potok
Název	Blížkovice
Katastrální území	Ves Blížkovice (okres Znojmo)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.9846806N, 15.8342014E
Mapový list	33-22
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Jevišovická pahorkatina Jaroměřická kotlina Moravskobudějovická kotlina
Nadmořská výška	391 m n. m.
Povodí	Jevišovka a Dyje od Jevišovky po Svratku
Číslo hydrologického pořadí	4-14-03-024
Regionálně geologická jednotka	Moravské moldanubikum
Horninové podloží	ruly
Kvartér	Hlinitokamenité sutě, písčité náplavy potoka
Mocnost	7,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6540 Krystalinikum v povodí Dyje
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové vrstvy rozpojení krystalických hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. Kategorie – Fe, Mn
Geologická prozkoumanost	V74957 Malý J.: Podrobný hydrogeologický posudek pro farmu skotu JZD Blížkovice, okres Znojmo. Agroprojekt Brno, 1976. P73113 Urban L.: Hydrogeologický průzkum provedený za účelem vyhledání zdrojů vody pro JZD v Blížkovicích. Pegas, Praha, 1991.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Odběr pro Agrodružstvo Blížkovice pro živočišnou výrobu v množství 0,4 $l.s^{-1}$ (12 000 m^3 ročně)
Terénní šetření	30.3.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Jímací území Blížkovice nad lokalitou za silnicí – 6 jímacích studní a čerpací stanice – oplocené.
Celkové hodnocení	Při terénním šetření průtok vody bez ovlivnění, podél potoka vede vodovodní řád v bezprostřední blízkosti lokality. V suchém období může být průtok odběrem vody z prameniště významně ovlivněn.

Tok	Daníž
Název	Strachotice
Katastrální území	Micmanice (okres Znojmo)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.7875547N, 16.1610661E
Mapový list	34-13-08
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Dyjsko-svratecký úval Jaroslavická pahorkatina
Nadmořská výška	200 m n.m.
Povodí	Dyje od soutoku Moravské a Rakouské Dyje po Jevišovku
Číslo hydrologického pořadí	4-14-02-084
Regionálně geologická jednotka	Karpatská předhlubeň
Horninové podloží	Neogenní vápnité jíly
Kvartér	Fluviální písčitohlinité náplavy omezeně vyvinuté údolní nivy, v okolí lakustrinní jílovité písky a silty
Mocnost	9,7 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	2241 Dyjsko-svratecký úval
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání subhorizontálně uložených průlinových kolektorů a izolátorů
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie
Geologická prozkoumanost	P23247 Batík P., Dlabač M., Dudek A., Skořepa J., Zeman A.: Vysvětlivky k základní geologické mapě 1:25000 list M-33-117 C-B Jaroslavice. ÚÚG Praha, 1972. mapovací vrt JA-8 bez hydrogeologických dat
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	5.1.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ne
Celkové hodnocení	Tok v převážně nepropustném podloží, pole po hranu toku – splachy, koryto mělké, zanášené sedimenty, rozliv do šířky, v teplém období velký výpar a nízký průtok.

Tok	Skalička
Název	Trstěnice
Katastrální území	Trstěnice (okres Znojmo)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.9797658N, 16.1805067E
Mapový list	34-11
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Jevišovická pahorkatina Znojemská pahorkatina Výrovická pahorkatina
Nadmořská výška	274 m n. m.
Povodí	Jevišovka a Dyje od Jevišovky po Svratku
Číslo hydrologického pořadí	4-14-03-038
Regionálně geologická jednotka	Moravské moldanubikum
Horninové podloží	Migmatity a ortoruly
Kvartér	Kaolinizované písky a štěrky
Mocnost	Cca 5,0 m
Tektonické linie	Údolí Skaličky využívá tektonické linie směru SZ - JV
Hydrogeologický rajón	6550
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor krystalických hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Vody I. Kategorie bez úpravy
Geologická prozkoumanost	P21611 Dubač M. a kol.: Základní geologická mapa 1:25 000 list M-33-117-A-B Višňové. ÚÚG Praha, 1969.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	9.3.2019
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ne
Celkové hodnocení	V trase údolí tok zcela mizí, vysvětlením jsou propustné podložní štěrky na vybraných místech, do kterých zaklesá hladina a při nižším průtoku se tok zcela vytrácí.

Tok	Luční potok
Název	Obora u Cerhovic
Katastrální území	Cerhonice (Písek)
Vodní nádrž na toku	Rybník Návesný
GPS	49.4071289N, 14.0561681E
Mapový list	22-23-16
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Táborská pahorkatina Písecká pahorkatina Zvíkovská pahorkatina
Nadmořská výška	429 m n.m.
Povodí	Lomnice a Otava od Lomnice po ústí
Číslo hydrologického pořadí	1-08-04-031
Regionálně geologická jednotka	Středočeský pluton
Horninové podloží	Granodiorit blatenského typu
Kvartér	Smíšené fluviální sedimenty
Mocnost	2,6 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	6320 Krystalinikum v povodí Střední Vltavy
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	vyhovující
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	7.8.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Studna mezi potokem a obcí, v obci domovní studny, využívané
Celkové hodnocení	Umělé koryto potoka s hustým porostem, malý průtok, nad profilem rybník, odběry pro individuální potřebu

Tok	Slavkovský potok
Název	Boršice u Blatnice
Katastrální území	Boršice u Blatnice (okres Uherské Hradiště)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	48.9412292N, 17.5848917E
Mapový list	35-11-14
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Vizovická vrchovina Hlucká pahorkatina Boršická pahorkatina
Nadmořská výška	298 m n. m.
Povodí	Morava od Olšavy po Myjavu
Číslo hydrologického pořadí	4-13-02-006
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	Střídání pískovců a jílovců
Kvartér	Hlinitopísčité svahoviny a smíšené písčitohlinité sedimenty údolní nivy potoka
Mocnost	5,1 m
Tektonické linie	Zjištěná příčná linie kolmo na údolí cca 200 m severně od lokality a silnice I/54
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Ukloněný zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje jen přípovrchová zóna rozvětrání a rozpukání hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka celková mineralizace
Geologická prozkoumanost	V68509 Pavlík J.: Zpráva o geotechnickém průzkumu podloží státní silnice I/54 v úseku Blatnička – Bošice – Slavkov. Geotest Brno, 1972.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Vodní zdroj Dolňácko cca 800 m jižně v údolí proti proudu potoka nad lokalitou
Terénní šetření	14.2.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Nezjištěny
Celkové hodnocení	Drobný potok s velmi malým průtokem i přes poměrně vlhké období v době šetření, v létě musí vysychat. Břehy s porostem, na okraji zahrada bez studny, přebytečná biomasa ze zahrady vyvážená do toku.

Tok	Teplice
Název	Kuželov
Katastrální území	Kuželov (okres Hodonín)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	48.8355819N, 17.5127312E
Mapový list	35-13-03
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Bílé Karpaty Žalostinská vrchovina Radějovská vrchovina
Nadmořská výška	354 m n.m.
Povodí	Myjava a Morava od Myjavy po Dyji
Číslo hydrologického pořadí	4-13-03-034
Regionálně geologická jednotka	Bělokarpatská jednotka magurského flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy s převahou vápnitých jílovců
Kvartér	Fluviální sedimenty údolní nivy – nevytříděné štěrky překryté hlinitými štěrky
Mocnost	9,5 m
Tektonické linie	ne
Hydrogeologický rajón	3222 Flyš v povodí Moravy
Hydrogeologická charakteristika	Zvrásněný regionální izolátor, v němž se jako kolektor uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka železo, mangan
Geologická prozkoumanost	P41711 Malý J., Vostrčilová D.: Podrobný hydrogeologický průzkum pro skupinový vodovod Malá Vrbka, Hrubá Vrbka, Kuželov, okres Hodonín, Agroprojekt Brno, 1986.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Ano – VZ vrty HV-1-3 ONV Hodonín z roku 1990
Odběry podzemní vody evidované	Ano, vodní zdroj Hrubá Vrbka, Malá Vrbka, Kuželov, povolený odběr 14,3 tis m3 ročně, cca 0,5 l/s
Terénní šetření	14.2.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Severně od lokality jímací území vodního zdroje, přímo ovlivňující odběrem průtoky ve vodoteči.
Celkové hodnocení	Vodní tok je ovlivňován zejména odběry podzemní vody v prostoru vodního zdroje Hrubá Vrbka, Malá Vrbka a Kuželov, upravené koryto s obdělávanými pozemky po břehovou linii, mělký zarostlý potok.

Tok	Ptenka
Název	Na Pohodlí
Katastrální území	Ptení (Prostějov)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.5099314N, 16.9248969E
Mapový list	24-23-04
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Drahanská vrchovina Konická vrchovina Štěpánovská planina
Nadmořská výška	414 m n.m.
Povodí	Morava od Bečvy po Hanou
Číslo hydrologického pořadí	4-12-01-035
Regionálně geologická jednotka	Kulm Drahanské vrchoviny
Horninové podloží	Jílovité břidlice, prachovce, droby
Kvartér	Svahové hlinito-kamenité sedimenty a nevytříděné nivní smíšené uloženiny – písčité hlíny
Mocnost	4,0 – 8,0 m
Tektonické linie	Rovnoběžné s potokem
Hydrogeologický rajón	6620 Kulm Drahanské vrchoviny
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové vrstvy rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie
Geologická prozkoumanost	P30038 Maceška D.: Plumlov – Pohodlí, závěrečná zpráva hydrogeologického průzkumu. Vodní zdroje Holešov, 1982.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Vodní zdroj Smržice – jímací území 7 studní, vyhlášené ONV Prostějov v roce 1985, OP 2. stupně vnější
Odběry podzemní vody evidované	Ano, jímací zářez severně od lokality, VZ Pohodlí s odběrem 3,0 l/s
Terénní šetření	
Zjištěné hydrogeologické objekty	
Celkové hodnocení	

Tok	Olešnička
Název	Nad mostem silnice okraj obce
Katastrální území	Huntířov u Děčína (Děčín)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	50.8020128N, 14.3276117E
Mapový list	02-24-11
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Děčínská vrchovina Děčínské stěny Růžovská vrchovina
Nadmořská výška	255 m n. m.
Povodí	Kamenice a Labe po Kamenici
Číslo hydrologického pořadí	1-14-05-010
Regionálně geologická jednotka	Česká křídová pánev
Horninové podloží	Křemenné pískovce, turon
Kvartér	ne
Mocnost	0,0 m
Tektonické linie	Potenciální podélně údolím potoka
Hydrogeologický rajón	4660 Křída Dolní Kamenice a Křinice
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor přípovrchové zóny rozpukání hornin
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	vyhovující
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	CHOPAV Severočeská křída
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	
Zjištěné hydrogeologické objekty	
Celkové hodnocení	

Tok	Haťský potok
Název	České Meziříčí
Katastrální území	České Meziříčí (Rychnov nad Kněžnou)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	50.2693233N, 16.0305728
Mapový list	14-11-16
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Orlická tabule Třebechovická tabule Českomeziříčská kotlina
Nadmořská výška	254 m n. m.
Povodí	Orlice
Číslo hydrologického pořadí	1-02-03-035
Regionálně geologická jednotka	Česká křídová pánev
Horninové podloží	Písčité slínovce a jílovce turonu
Kvartér	Smíšené fluviální sedimenty a splachové deluviofluviální sedimenty
Mocnost	1,5 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	4222 Podorlická křída v povodí Orlice
Hydrogeologická charakteristika	Puklinový kolektor
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	II. třídy – mineralizace, sloučeniny N
Geologická prozkoumanost	Kněžek V.: Zpráva o vyhloubení pozorovacích vrtů a režimním měření – Litá. Vodní zdroje Praha, 1978. P128927 Čurda S., Kabátová M., Kněžek V.: Litá – režimní pozorování za období 1977-1978. Vodní zdroje Praha, 1979. P52494 Čurda S., Kněžek V., Novák J., Peterová D.: Hodnocení režimního pozorování a vodárenských odběrů – Litá. Vodní zdroje Praha, 1986. P73298 Herrmann Z.: Litá – režim 1969 – 1990 – hydrogeologický průzkum. Stavební geologie Praha, 1991.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	Po směru toku OP Litá prameniště
Odběry podzemní vody evidované	VZ Litá
Terénní šetření	18.8.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	U profilu pozorovací vrt Lts-10, který je součástí monitorovacího systému VZ Litá, provozuje VAS Hradec Králové. Proti směru toku vlevo zřejmě odběr pro zálivku (domek, asi studna).
Celkové hodnocení	Narovnaný tok, mělký, mezi poli, v potoce odpadky. Možné ovlivnění odběrem VZ Litá, malá propustnost eluvií a malá mocnost kvartéru.

Tok	Přítok Rakovnického potoka
Název	Oráčov
Katastrální území	Oráčov (Rakovník)
Vodní nádrž na toku	ne
GPS	50.1150586N, 13.5546853E
Mapový list	12-13-14
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Rakovnická pahorkatina Kněževeská pahorkatina Rakovnická kotlina
Nadmořská výška	378 m n.m.
Povodí	
Číslo hydrologického pořadí	1-11-03-001
Regionálně geologická jednotka	Středočeské mladší paleozoikum
Horninové podloží	Kladenské souvrství, karbon, pískovce a slepence
Kvartér	Splachové deluviofluviální sedimenty
Mocnost	6 - 10 m
Tektonické linie	Šikmo přes potok cca 200 m nad profilem
Hydrogeologický rajón	5131 Rakovnická pánev
Hydrogeologická charakteristika	Nepravidelné střídání izolátorů a průlinovo-puklinových kolektorů, se zvýšenou propustností v přípovrchové vrstvě
Transmisivita	Střední
Kvalita podzemní vody	Vody II. kategorie, kritické složky radon, mineralizace, tvrdost, sloučeniny N, Fe, Mn
Geologická prozkoumanost	P17494 Záporožec A.: Zpráva o režimním pozorování v Rakovnické části Kladensko-rakovnické pánve. IGHP Praha, 1965. P71680 Pašek J., Škopek J.: Posouzení příčin sedání novostavby obytného domu – Oráčov, okres Rakovník. Praha, 1990. P74002 Černý I., Kokošková L.: Oráčov, hydrogeologický průzkum. Vodní zdroje, Praha, 1991.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Ne
Pásma hygienické ochrany	PHO 2. stupně vnější vodního zdroje Rakovník – skupinový vodovod.
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	
Zjištěné hydrogeologické objekty	
Celkové hodnocení	

Tok	LBP Jasenického potoka
Název	Mštěnovice
Katastrální území	Jasenice u Valašského Meziříčí (Vsetín)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.5153367N, 17.9662986E
Mapový list	25-14-05
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Podbeskydská pahorkatina Příborská pahorkatina Helštýnská vrchovina
Nadmořská výška	302 m n.m.
Povodí	Bečva od soutoku Vsetínské a Rožnovské Bečvy po ústí
Číslo hydrologického pořadí	4-11-02-006
Regionálně geologická jednotka	Slezská jednotka vnějšího flyše
Horninové podloží	flyšové vrstvy s převahou jílovců, pískovců a pelosideritů
Kvartér	Svahové písčito-hlinité sedimenty a smíšené nivní uloženiny
Mocnost	7,0 m
Tektonické linie	Přesmyk cca 100 m severně od lokality kolmo na údolí
Hydrogeologický rajón	3221 Flyš v povodí Bečvy
Hydrogeologická charakteristika	regionální izolátor, v němž se uplatňuje pouze přípovrchová zóna rozpukání a rozvolnění hornin
Transmisivita	Nízká
Kvalita podzemní vody	vyhovující
Geologická prozkoumanost	Ne
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Potenciální sesuvné území v povodí potoka
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	20.5.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	Ne
Celkové hodnocení	Zemědělsky obdělávané pozemky z pravé strany toku, z leva les, zástavba je relativně daleko od potoka. Ve flyšovém prostředí lze očekávat citlivé reakce na srážky a jejich deficit. Antropogenní vlivy nezjištěny.

Tok	Bělotínský potok
Název	Bělotín
Katastrální území	Bělotín (okres Přerov)
Vodní nádrž na toku	Ne
GPS	49.5859992N, 17.7992192E
Mapový list	25-12-17
Geomorfologické zařazení Celek Podcelek Okrsek	 Moravská brána Oderská brána Bělotínská pahorkatina
Nadmořská výška	290 m n. m.
Povodí	Odra po Opavu
Číslo hydrologického pořadí	2-01-01-056
Regionálně geologická jednotka	Karpatská předhlubeň
Horninové podloží	Vápnitý jíl – tégl, místy s polohami písků
Kvartér	Hlinitopísčité svahoviny a smíšené písčitohlinité sedimenty údolní nivy potoka
Mocnost	6,0 m
Tektonické linie	Ne
Hydrogeologický rajón	2212 Oderská brána
Hydrogeologická charakteristika	Průlinový kolektor fluviálních kvartérních sedimentů
Transmisivita	střední
Kvalita podzemní vody	Území s výskytem podzemní vody II. kategorie, kritická složka sloučeniny dusíku
Geologická prozkoumanost	P77765 Drobníčková H.: Bělotín ČS, inženýrskogeologický průzkum pro výstavbu čerpací stanice PHM. Geotest Brno, 1993. P90572 Dudík V.: Bělotín, čerpací stanice pohonných hmot, inženýrskogeologický a radonový průzkum. Chemoprojekt Praha, 1997. P90573 Dudík V.: Bělotín, SUPERMARKET, inženýrskogeologický a radonový průzkum. Chemoprojekt Praha, 1997.
Těžba nerostných surovin	Ne
Sesuvná území	Potenciální sesuvy podél potoka nad lokalitou
Pásma hygienické ochrany	Ne
Odběry podzemní vody evidované	Ne
Terénní šetření	20.5.2020
Zjištěné hydrogeologické objekty	V obci Bělotín mělké kopané studny, minimálně 2 v nivě vorav od toku a minimálně 1 vlevo, proti proudu hřiště, odběr pro závlahu lze očekávat.
Celkové hodnocení	Rovné umělé koryto, do kterého je vypouštěna kanalizace, kolem louky sečené až ke břehu. Ovlivnění odběry podzemní vody z údolní nivy v blízkosti vodního toku.


MUNI
SCI
VÚV
TGM