

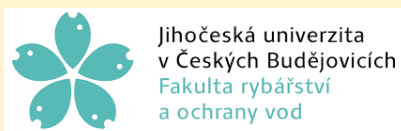


**Výzkumný ústav meliorací
a ochrany půdy, v.v.i.**

KOMPLEXNÍ OPATŘENÍ PRO OCHRANU PŮDY, VODY A VODNÍCH ORGANISMŮ V MALÝCH ZEMĚDĚLSKÝCH POVODÍCH

METODIKA
2023

**Konečná J., Zajíček A., Karásek P., Velíšek J., Stará A., Adámek Z.,
Halešová T., Nováková E., Kaplická M., Bílková Z., Vavřina A., Sážka M.**



Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

Masarykova univerzita
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
ALS Czech Republic
Rybníkářství Pohořelice, a.s.

**Komplexní opatření pro ochranu půdy, vody a vodních organismů
v malých zemědělských povodích**

Metodika

Jana Konečná, Antonín Zajíček, Petr Karásek, Josef Velíšek, Alžběta
Stará, Zdeněk Adámek, Taťána Halešová, Eva Nováková, Markéta
Kaplická, Zuzana Bílková, Aleš Vavřina, Milan Sánka

Projekt: QK1910282 Možnosti zmírnění dopadů extrémních srážko-odtokových jevů v malých povodích s ohledem na požadavky trvale udržitelného zemědělského hospodaření a produkce ryb

Hlavní řešitel projektu: Dr. Ing. Milan Sánka

Brno 2023

Dedikace

Metodika „Komplexní opatření pro ochranu půdy, vody a vodních organismů v malých zemědělských povodích“ je výstupem výzkumného projektu NAZV QK1910282 Možnosti zmírnění dopadů extrémních srážko-odtokových jevů v malých povodích s ohledem na požadavky trvale udržitelného zemědělského hospodaření a produkce ryb, jehož řešení probíhalo v letech 2019 až 2023. Odpovědný řešitelem projektu byl Dr. Ing. Milan Sářka. Metodika byla uznána Státním pozemkovým úřadem a schválena MZe ČR osvědčením číslo 2/2023/SPU/O ze dne 28.11.2023.

Editor	Ing. Jana Konečná, Ph.D., Mgr. Eva Nováková
Rok vydání	2023
Vydání	1. vydání
Vydal	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.
Rozsah	77 stran
Náklad	150 ks
ISBN	978-80-88323-81-5 (tisk), 978-80-88323-82-2 (PDF)

Autorský kolektiv

Jméno	Organizace
Ing. Jana Konečná, Ph.D.	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. Žabovřeská 250, 156 00 Praha
Mgr. Antonín Zajíček, Ph.D.	
Mgr. Petr Karásek	
Mgr. Eva Nováková	
Mgr. Markéta Kaplická	
dr hab. Ing. Josef Velíšek, Ph.D.	Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybníkářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany
Doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.	
Ing. Alžběta Stará, Ph.D.	
Ing. Taťána Halešová	ALS Czech Republic, s. r. o. Na Harfě 336/9, 190 00 Praha
Ing. Zuzana Bílková, Ph.D.	
Ing. Aleš Vavřina	Rybníkářství Pohořelice a. s. Videňská 717, 691 23 Pohořelice
Dr. Ing. Milan Sáňka (hl. řešitel)	Masarykova univerzita Žerotínovo náměstí 617/9, 601 77 Brno

Oponenti

Ing. František Pavlík, Ph.D. (Státní pozemkový úřad)

Ing. Miroslav Tesař, CSc. (Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v.v.i.)

Obsah

I.	CÍL METODIKY	7
II.	VLASTNÍ POPIS METODIKY	8
1	ÚVOD	8
2	MATERIÁL A METODY	10
2.1	METODY PRACÍ V MODELOVÝCH POVODÍCH	10
2.2	METODY VÝZKUMU DOPADŮ EXTRÉMNÍCH HYDROLOGICKÝCH UDÁLOSTÍ NA VODNÍ ORGANISMY (MAKROZOOBENTOS)	11
2.3	METODY LABORATORNÍCH POKUSŮ NA RACÍCH.....	12
2.3.1	<i>Test akutní toxicity</i>	12
2.3.2	<i>Test subakutní a chronické toxicity</i>	12
2.3.3	<i>Embryolarvální test toxicity</i>	13
2.3.4	<i>Vliv pesticidů na srdeční aktivitu raků</i>	13
2.4	METODY CHEMICKÝCH ROZBORŮ	13
2.4.1	<i>Pesticidy ve vodě</i>	13
2.4.2	<i>Pesticidy v pevných maticích</i>	13
2.4.3	<i>Pesticidy v rybách</i>	14
3	TRANSPORT A OSUD LÁTEK V ZEMĚDĚLSKY VYUŽÍVANÝCH POVODÍCH.....	15
3.1	POVRCHOVÝ ODTOK	15
3.1.1	<i>Výpočet dlouhodobé průměrné ztráty půdy vodní erozí</i>	15
3.1.2	<i>Vyhodnocení odtokových poměrů a transportu plavenin uzávěrovým profilem</i>	16
3.2	PODPOVRCHOVÝ ODTOK	16
3.3	DEGRADACE PESTICIDNÍCH LÁTEK V SYSTÉMU PŮDA – VODA.....	18
3.3.1	<i>Transport pesticidů v životním prostředí</i>	18
3.3.2	<i>Degradace účinných látek pesticidů</i>	18
3.3.3	<i>Degradace účinných látek pesticidů v systému půda – voda</i>	20
4	POSTUP MONITORINGU V MALÝCH POVODÍCH A VÝSLEDKY Z MODELOVÝCH POVODÍ.....	22
4.1	MONITORING ZÁJMOVÝCH MÉDIÍ	22
4.1.1	<i>Monitoring půdy a sedimentů</i>	22
4.1.2	<i>Monitoring vod</i>	23
4.1.3	<i>Monitoring rybích tkání</i>	25
4.2	VÝSLEDKY MONITORINGU V MODELOVÝCH POVODÍCH.....	26
4.2.1	<i>Černíč</i>	26
4.2.2	<i>Němčice</i>	34
4.2.3	<i>Uhřice</i>	38
4.2.4	<i>Výsledky rozborů rybích tkání</i>	41
4.2.5	<i>Shrnutí poznatků z monitoringu živin a pesticidů</i>	42
5	RIZIKA HYDROLOGICKÝCH EXTRÉMŮ A PESTICIDNÍCH LÁTEK PRO VODNÍ ORGANISMY	44
5.1	REAKCE VODNÍCH ORGANISMŮ NA EXTRÉMNÍ SRÁŽKO-ODTOKOVÉ EPIZODY	44
5.1.1	<i>Poznátky z monitoringu vlivu extrémních průtoků na makrozoobentos</i>	46
5.2	RIZIKA PESTICIDNÍCH LÁTEK PRO VODNÍ ORGANISMY	48
5.3	POZNATKY Z LABORATORNÍCH POKUSŮ S RAKY	50
5.3.1	<i>Akutní toxicita</i>	50

5.3.2	<i>Subakutní a chronická toxicita</i>	50
5.3.3	<i>Embryolarvální toxicita</i>	51
6	KOMPLEXNÍ OPATŘENÍ PRO OCHRANU PŮDY, VODY A VODNÍCH ORGANISMŮ	52
6.1	PŘEHLED DOPORUČOVANÝCH KOMPLEXNÍCH OPATŘENÍ, JEJICH FUNKCE A ÚČINNOST V OMEZENÍ TRANSPORTU LÁTEK	52
6.2	NÁVRH OPATŘENÍ PRO MODELOVÁ POVODÍ - PRAKTICKÝ PŘÍKLAD APLIKACE METODIKY	55
6.3	PODSTATA POZITIVNÍHO VLIVU KOMPLEXNÍCH OPATŘENÍ V ZEMĚDĚLSKÉM POVODÍ NA VODNÍ ORGANISMY A ZDRAVOU PRODUKCI RYB.....	59
7	ZÁVĚR	60
8	PODĚKOVÁNÍ	60
III.	SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ	61
IV.	POPIS UPLATNĚNÍ	61
V.	EKONOMICKÉ ASPEKTY	61
VI.	SEZNAM POUŽITÉ A SOUVISEJÍCÍ LITERATURY	62
VII.	SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE	68
VIII.	PŘÍLOHY	70

I. Cíl metodiky

Cílem metodiky je navrhnout komplexní postup ochrany půdy a vody v zemědělsky využívaných povodích se zohledněním požadavků na kvalitu životního prostředí vodních organismů a zdravou produkci ryb. Prezentovaná komplexní opatření integrují hledisko optimální účinnosti v omezení degradace půdy, zvýšení retence, popř. akumulace vody v zemědělské krajině a omezení kontaminace povrchových vod dusíkem, fosforem a pesticidními látkami. Důraz je kladen na realizovatelnost opatření v návaznosti na dostupné nástroje, zejména pozemkové úpravy. Metodika je zacílena na podporu trvale udržitelného využívání přírodních zdrojů se zohledněním aktuálních požadavků na ochranu, tvorbu a rozvoj zemědělské krajiny.

Obr. 1. Retenční nádrž v povodí Němčice (realizovaná r. 2012 v rámci pozemkové úpravy)



II. Vlastní popis metodiky

1 Úvod

Zabezpečení konkurenceschopné zemědělské rostlinné výroby vyžaduje aplikaci živin a ochranných látek, která se realizuje v souladu s požadavky na ochranu životního prostředí, zakotvenými jak ve směrniciích EU (zejm. 2000/60/ES), tak legislativě ČR (zejména zákon č. 114/1992 o ochraně přírody a krajiny, zák. č. 254/2001 o vodách, zák. č. 334/1992 o ochraně ZPF). I přesto, že legislativní zásady hospodaření na zemědělské půdě jsou dodržovány, dochází k transportu živin a potenciálně rizikových látek z půdy do vodního prostředí. Tento proces probíhá v důsledku vodní eroze povrchovým odtokem a také průsakem a podpovrchovým odtokem přímo do povrchových vod nebo systémem odvodnění. Vnesené látky mají vliv na kvalitu povrchových vod a na ekologii vodních společenstev - rostlin, nižších i vyšších vodních živočichů. V rovnováze vodních ekosystémů se uplatňují také aktuální hydrologické podmínky. V souvislosti s probíhající klimatickou změnou se častěji vyskytují extrémní situace, a to jak povodňové stavy, tak vysychání koryt. Způsoby zemědělského hospodaření reflektující přírodní podmínky povodí a uplatňování cílených opatření pro zvýšení retence vody v krajině může přispět významným způsobem ke stabilizaci průtoků a dosažení dobré kvality povrchových vod. Zachování půdy a jejích produkčních i mimoprodukčních funkcí je základním předpokladem trvale udržitelného zemědělství a rozvoje venkova. Degradace půdy nebo zlepšení jejího stavu mají zásadní vliv na další oblasti zájmu Společné zemědělské politiky, jako je ochrana povrchových a podzemních vod, lidského zdraví, změna klimatu, ochrana přírody a biologické rozmanitosti a bezpečnost potravin (SZP 2023). Půda by měla být využívána udržitelným způsobem, který zachová její schopnost poskytovat ekologické, ekonomické a sociální služby a zároveň si uchovat své funkce pro potřeby příštích generací. V ČR stále přetrvává vysoké zornění (70,3 %) zemědělské půdy (Zelená zpráva 2021) a neobvykle velká průměrná plocha pozemků a tudíž eroze, zejména vodní, představuje v našich podmínkách nejvýznamnější degradační činitel ve vztahu k půdě.

Aplikace hnojiv a látek pro ochranu rostlin se pro současný systém zemědělského managementu stala nevyhnutelnou podmínkou pro zachování konkurenceschopnosti farem. Zemědělská půda je prvním recipientem uvedených látek a následně se stává plošným zdrojem kontaminace podzemních a zejména povrchových vod, kam jsou pesticidy transportovány rozpuštěné ve vodě nebo vázané na koloidy a půdní částice odnášené z pozemků erozí (Antic et al. 2015, Kodeš 2015, Zajíček et al. 2018a). Mezi signifikantní plošné zdroje potenciálního zemědělského znečištění povrchových vod řadíme plochy zemědělské půdy ležící bezprostředně při březích povrchových vodních toků a ploch, erozně ohrožené svahy orné půdy, lokality s výskytem půd s rizikem zrychlené infiltrace a vyplavování živin, včetně ploch orné půdy navazující na vybudované odvodňovací systémy (Konečná et al. 2017).

Degradace zemědělských půd a intenzita transportu látek do povrchových vod je v současné době akcelerována v důsledku probíhající klimatické změny (Podhrázká et al. 2015). Na jedné straně se zvyšuje výskyt a intenzita extrémních srážek a v jejich důsledku je půda poškozována vodní erozí. Z výsledků údajů sledovaných ČHMÚ a modelových výpočtů vyplývá, že na území České republiky lze v důsledku klimatických změn rovněž předpokládat častější výskyt sucha, a to nejen v důsledku nedostatku srážek, ale také kvůli postupnému nárůstu teploty vzduchu a zvyšování výparu (Rožnovský et al. 2010). Těmito jevy nebude dotčeno pouze množství vody, ale také její kvalita, a to v důsledku stoupajících koncentrací živin a rizikových látek ve vodách.

Omezení tohoto rizika je v současné době vnímáno mj. jako jeden z klíčových úkolů politiky ČR (Usnesení vlády č. 620/2015).

Jedním z předpokládaných impaktů probíhající klimatické změny (IPCC 2007) je ovlivnění přírodních procesů v tekoucích a stojatých vodách, a to od základních fyzikálně chemických procesů až po složitou strukturu vodní bioty (Kyselý, Beranová 2009). Hydrologický režim je jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících vodní útvary, stejně jako společenstva v nich žijící (např. Caissie 2006, Adámek et al. 2021), zejména extrémní odtoky určují kompozici hydrocenóz. Během kolísání odtoků se mění mnoho hydrologických charakteristik – rychlost, hloubka, rozsah zaplavené části koryta, ale zvyšují se také koncentrace živin, obsah potenciálně rizikových látek a nerozpustných látek (Monk et al. 2008, Zajíček et al. 2018a), zatímco teplota vody, konduktivita, sedimentace a biomasa perifytonu může klesat.

Voda a v ní žijící organismy tvoří jeden ze základních komponentů biosféry. V důsledku transportních procesů v zemědělsky využívaných povodích se vodní prostředí stává konečným rezervoárem většiny cizorodých látek (xenobiotik), hlavně pesticidů, kterými je mimořádně ohrožováno. Pesticidy kontaminují především vodní ekosystémy, v kterých se tyto látky hromadí a dále se rozkládají na mnohdy rizikovější sloučeniny. Parametry jakosti povrchové vody se z hlediska jejího osídlení stávají neuspokojivé. Pesticidy vedle akutního toxického účinku, mohou mít vliv na vodní organismy i v nízkých koncentracích (subletálních). Subletální koncentrace se mohou projevovat změnami zdravotního stavu, a změnami základních životních projevů, jako je chování či schopnost reprodukce, jež je klíčovým předpokladem jejich budoucí existence (Velíšek et al. 2014).

Znečištění vod je dnes velmi rozmanité, a to co do původu znečištění, ale i působení cizorodých látek. Především v povrchových vodách se znečištění projevuje zejména poškozením ryb (Velíšek et al. 2014) a ostatních vodních organismů. Vedle škodlivých účinků, projevujících se změnami druhového složení rybích společenstev (Sleem, Hassan 2011), ovlivnění růstu (Svobodová et al. 1987) a zvýšení náchylnosti k nemocem (Andrews et al. 2010), dochází i k ovlivnění senzorických (Hofer et al. 2008) a hygienických vlastností rybiho masa (Havelková et al. 2008). Velice závažný je i vliv na základní životní projevy ryb, jako je chování (Brodin et al. 2013) a schopnost reprodukce, která je klíčovým předpokladem jejich budoucí existence (Hatef et al. 2012).

V rámci řešeného projektu QK1910282 byla monitorována úroveň a dynamika vybraných látek (N_{celk} , P_{celk} a pesticidy) ve třech malých zemědělských povodích. Souběžně probíhal výzkum reakcí vodních organismů na hydrologické extrémny a v laboratoři dopady pesticidních látek na životní funkce raků. Na základě dosažených poznatků byl zpracován systém monitoringu pesticidů v půdách a vodním prostředí. Veškeré výzkumné poznatky byly syntetizovány a vytvořen komplexní systém opatření ochrany půdy, vody a vodních organismů včetně názorného příkladu a zhodnocení účinnosti opatření.

2 Materiál a metody

Předmětem výzkumu byl transport vybraných látek (N_{celk} , P_{celk} a pesticidů) v systému půda – voda – vodní organismy. Pro účely projektu byla vybrána tři modelová zemědělsky využívaná povodí v odlišných přírodních podmínkách. Černičí a Němčický potok (obr. 1 a 2) byly zvoleny i proto, že se jedná o dobře zavedená experimentální povodí VÚMOP, v.v.i. Jejich uzávěrové profily jsou vybaveny automatickými vzorkovači vody a přístroji pro kontinuální měření srážek a průtoků. V Černičí jsou navíc takové přístroje k dispozici i v melioračních šachticích a umožňují tedy sledování jakosti drenážních vod. Povodí Uhřického rybníka na potoce Hvězdlička se rozkládá nad produkčním rybníkem podniku Rybníkářství Pohořelice a.s., který se podílel na řešení projektu. Také v povodí Černičí a Němčický potok se nacházejí retenční nádrže vhodné pro život ryb.

2.1 Metody prací v modelových povodích

V modelových územích probíhaly odběry vzorků vod, půd, sedimentů a rybích tkání. Předmětem analýz byly obsahy celkového fosforu (P_{celk}), celkového dusíku (N_{celk}) a širokého spektra pesticidních látek. K odběrům byly zaznamenávány aktuální údaje o způsobu využívání zemědělské půdy, pěstovaných plodinách na odběrových plochách a fungování drenážních systémů. Opakované kampaně měření průtoků a odběrů vzorků vody byly zaměřeny jak na povrchové, tak na drenážní vody, v povodí Černičí byly monitorovány také půdní vody.

Ve vybraných úsecích vodních toků se realizoval výzkum vlivu extrémních hydrologických epizod (přívalů a sucha) na zastoupení a stav vodních organismů (makrozoobentosu). Vedle toho probíhaly v laboratorních podmínkách pokusy vlivu některých pesticidních látek na raky.

Pro účely vytvoření metodiky byly využity následující podklady:

- topografické mapy a ortofotomapy, DMR4G,
- vodohospodářské mapy,
- tématické mapy a data VÚMOP, v.v.i. (geoportal.vumop.cz),
- LPIS a mapy BPEJ,
- dokumentace staveb zemědělského odvodnění,
- výsledky vlastních terénních průzkumů,
- výsledky vlastních dotazníkových šetření.

Terénním šetřením bylo v povodích soustavně sledováno:

- pedologické charakteristiky území,
- aktuální stav území a potenciální zdroje znečištění,
- způsoby využívání území, struktura plodin, způsoby zem. hospodaření, aplikace hnojiv a ochranných látek,
- projevy extrémních hydrologických jevů (eroze, sucho aj.).
- intenzifikační opatření uplatňovaná v produkci ryb a s tím spojené doplňování živin.

Dále probíhal cílený monitoring v modelových povodích:

- manuální odběry vzorků vody v tocích a nádržích 1x měsíčně ve vegetačním období vč. záznamu aktuálního průtoků,
- odběry vzorků povrchových vod při extrémních odtokových událostech s využitím automatických vzorkovačů,
- odběry vzorků drenážních vod,
- kontinuální měření hydrologických charakteristik (průtoků a srážek),
- monitoring sledovaných látek v půdních vodách pomocí malých drenážních lyzimetrů a sukčnicích kelímků,

- odběry vzorků půdy a sedimentů v erozně ohrožených lokalitách (ve svahových transektech k vodním útvarům),
- odběry vzorků vodní bioty (měsíční + před a po extrémních průtokových událostech), kvantitativní a kvalitativní analýzy makrozoobentosu,
- analýza obsahu rizikových látek v játrech (hepatopankreatu) a svalovině ryb při jarním vysazení a na konci vegetačního období, resp. po roční expozici.

Veškerá data byla zpracovávána v prostředí ArcGIS a následně probíhalo matematické modelování pro účely kvantifikace transportu látek v povodí (ArcGIS, USLE 2D).

Obr. 2. Měřicí profil na potoce v Černiči



2.2 Metody výzkumu dopadů extrémních hydrologických událostí na vodní organismy (makrozoobentos)

Na modelových tocích (Němčický a Kopaninský potok) byl realizován monitoring makrozoobentosu orientovaný na jeho reakce na extrémní průtokové situace. Vzorkování bylo s ohledem na pravděpodobnost výskytu extrémních průtoků prováděno ve vegetačním období (květen – září). Celkem bylo v návaznosti na extrémní hydrologické situace realizováno a pro formulaci závěrů využito 19 odběrů na Němčickém potoce a 10 odběrů na Kopaninském potoce. Hydrologické a morfologické podmínky Jenišovického potoka v povodí Černiči (malá hloubka a průtok, dlážděné koryto), umožňovaly odběry pouze na počátku vegetačního období (první polovina května). Později již nebylo vzorkování možné v důsledku extrémního zarůstání průtočného profilu pobřežní makrovegetací, proto bylo od monitoringu tohoto profilu upuštěno, a proto bylo sledování přesunuto na blízký Kopaninský potok.

Monitoring makrozoobentosu (dále MZB) byl zaměřen na detailní studium změn v oživení dna, prováděné ve třech opakováních, umožňující základní statistické zpracování. Za tímto účelem byly na Němčickém (dále NEM) a Kopaninském potoce (dále KOP) zvoleny navazující tří- až pětimetrové úseky v typických mikrohabitátech těchto toků, vzorkované bentosovou sítí (Ø 500 µ) po dobu 1 minuty - dále CPUE/1 min (z angl. catch per unit of effort). Na NEM tyto úseky zahrnovaly dlážděné koryto (D) a šterkové dno (S), na KOP písčité (P) a šterkové dno (S).

Vstupní vzorky byly odebrány v reakci na prognózu zvýšených srážek (možný extrém) tentýž den (max. 2 dny) předem, a vzorky po události následující den (max. po 2 dnech) po odeznění extrému. Celkem bylo monitorováno na NEM 10 průtokových extrémů a na KOP 9 extrémů, spojených s $Q_{max} > 60$ l/s (NEM), resp. > 200 l/s (KOP). Související rychlost proudu byla stanovena výpočtem zohledňujícím profil koryta toku.

Kromě toho byl prováděn i pravidelný měsíční monitoring, který mj. umožnil vyhodnocení důsledků vysychání koryta na NEM. Celkem bylo zpracováno a determinováno 29921 bentických živočichů, zařazených do 174 druhů nebo výjimečně vyšších taxonomických jednotek. Na profilech NEM bylo zpracováno a determinováno 13064 jedinců MZB (71 taxonů) a na KOP 16857 jedinců MZB (87 taxonů).

2.3 Metody laboratorních pokusů na racích

V letech 2019 až 2022 realizovala celkem 11 laboratorních experimentů na pěti druzích nepůvodních raků, a to rak mramorovaný (*Procambarus virginalis*), rak červený (*Procambarus clarkii*), rak signální (*Pacifastacus leniusculus*), rak pruhovaný (*Orconectes limosus*) a rak ničivý (*Cherax destructor*).

2.3.1 Test akutní toxicity

Test akutní toxicity byl proveden podle metodiky OECD č. 203 (OECD 1992) s modifikací pro raky podle Velíšek a kol. (2013). Byla stanovena hodnota LCO, LC50 a LC100 za 24, 48, 72 a 96 hodin. Stanovení akutní toxicity bylo provedeno pro dva insekticidy na bázi pyrethroidů a to Cyperkill 25 EC (účinná látka cypermethrin - 250 g/l) a Decis Mega (účinná látka deltamethrin - 50 g/l), dva přípravky na bázi neonikotinoidů a to Calypso 480 SC (účinná látka thiacloprid - 480 g/l) a Mospilan 20 SP (účinná látka acetamiprid - 20 %) a jednu účinnou látku acetamiprid.

2.3.2 Test subakutní a chronické toxicity

Testy byly provedeny podle metodiky Stara a kol. (2019a). Raci byly vystaveny testovaným látkám v environmentální koncentraci (EC), která se běžně nachází v řekách a jejich násobků (10x EC, 100x EC), nebo koncentracím odpovídajícím 0,1 % 96hLC50, 1 % 96hLC50 a 10 % 96hLC50. Délka expozice testů byla 8 až 28 dní, s následnou depurací v čisté vodě bez testované látky (10 až 28 dní). V testech byl hodnocen vliv testovaných látek na chování raků, biochemický profil hemolymfy, oxidativní stres a aktivitu antioxidantních enzymů. Oxidativní stres a antioxidantní enzymy v tkáních raků (žábry, sval a hepatopankreat) byly stanoveny podle metodiky Stara a kol. (2014). Vliv na biochemický profil hemolymfy byl stanoven podle metodiky Kolářové a Velíška (2012) s modifikacemi pro raky. Stanovení chronické toxicity bylo provedeno pro účinné látky pesticidů a to thiacloprid, acetamiprid, chloridazon, prometryn, metazachlor a přípravky Mospilan 20 SP (účinná látka acetamiprid - 20 %) a Calypso 480 SC (účinná látka thiacloprid - 480 g/l).

2.3.3 Embryolarvální test toxicity

Pro každý test toxicity byla použita ráčata raka mramorovaného ve stádiu 3 od jedné samice. Ráčata byla individuálně držena v makrodeskách (celkem 36 ráčat pro skupinu) a krmena žábřonou solnou třikrát týdně *ad libitum*. Výměna testovací lázně probíhala 3x týdně. Doba expozice byla 50 dní. V testech byl hodnocen vliv látek na růst, ontogenetický vývoj, chování, oxidativní stres, aktivitu antioxidantních enzymů a histopatologii. Ontogenetický vývoj byl hodnocen podle metodiky Vogt et al. (2004). Chování raků bylo hodnoceno podle metodiky Velisek et al. (2020) a vyhodnocení provedeno pomocí programu EthoVision® XT. Stanovení oxidativního stresu a antioxidantních enzymů v celotělním homogenátu bylo provedeno podle metodiky Stara et al. (2016). Histologické vyšetření bylo provedeno podle metodiky Ceccaldi (1989). Vliv na raná stadia raků byl hodnocen pro metabolity acetochlor ESA a AMPA (aminomethylphosphonic acid), thiazolový fungicid tebukonazol a jeho nano emulzi.

2.3.4 Vliv pesticidů na srdeční aktivitu raků

Srdeční aktivita byla zaznamenávána pomocí neinvazivního systému monitorování srdeční aktivity raků podle metodiky Pautsina et al. (2014). Tento systém se skládá z infračervených (IR) senzorů, vícekanálového analogově-digitálního převodníku (ADC) s rozhraním USB a počítače pro zpracování dat. IR senzory byly připevněny na hřbetní stranu krunyře raka nad srdcem netoxickým epoxidovým lepidlem. Dráty, které spojují senzory a ADC, jsou flexibilní a umožňují rakům volný pohyb. Srdeční frekvence byla měřena každou sekundu a poté zaznamenána jako počet tepů za minutu (bpm). Pro hodnocení vlivu srdeční aktivity raků byly vybrány tři nejčastěji se vyskytující účinné látky pesticidů v řekách ČR a to metazachlor, terbuthylazin a thiacloprid. Raci signální byli krátkodobě vystaveni (10 minut) každé látce v environmentální koncentraci.

2.4 Metody chemických rozborů

2.4.1 Pesticidy ve vodě

Testování širokého spektra reziduí pesticidů ve vzorcích vod (přibližně 300 různých látek) bylo provedeno metodou LC-MS (kapalinová chromatografie s hmotnostní spektrometrií). Pro danou analýzu byly vzorky vod připraveny jednoduchou metodou přímého nástřiku, kdy je ke vzorkům přidán interní standard a vzorky jsou před vlastní LC-MS analýzou pouze přefiltrovány přes 0,2 µm celulosové mikrofiltry a převedeny do vialek.

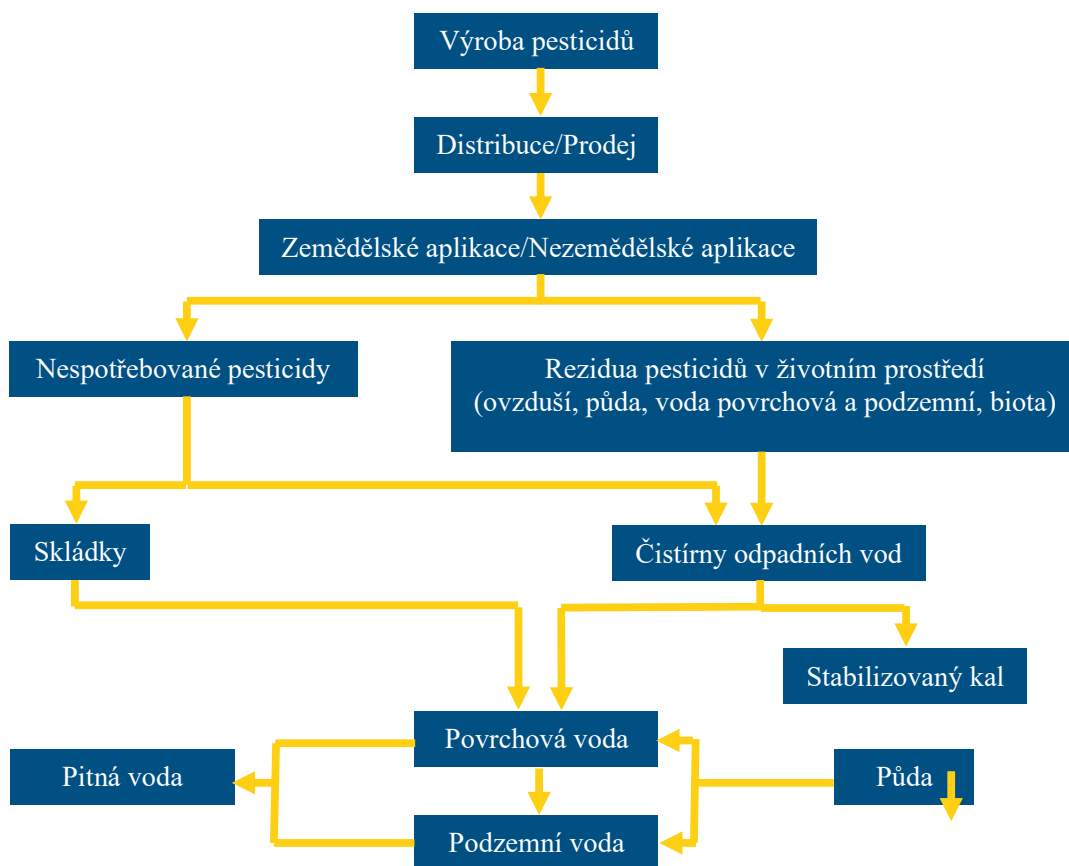
2.4.2 Pesticidy v pevných matricích

Metoda LC-MS určená pro stanovení pesticidů ve vzorcích zemin a sedimentů zahrnuje stanovení přibližně 150 pesticidů a jejich metabolitů. Analyty jsou extrahovány a přečištěny přípravnou metodou QuEChERS, kdy je naváženo 5 g vzorku, ke kterým je přidán interní standard a 10 ml MQ vody obsahující 1 % HCOOH. Vzorek je lehce manuálně promíchán. Ke vzorku se dále přidá 10 ml ACN a celý vzorek je takto extrahován na automatické třepače po dobu 10 min. Ke vzorku jsou následně přidány QuEChERS soli (1g NaCl a 4g MgSO₄, 1g Na₃ citrát a 0,5g Na₂ citrát), se kterými je vzorek protřepán po dobu 1 min. Vzorek je dále centrifugován a horní acetonitrilová vrstva (200 µl) je odebrána do vialky a naředěna 800 µl 5mM octanu amonného. Vzorek je takto připraven k LC-MS analýze.

2.4.3 Pesticidy v rybách

Metoda pro stanovení pesticidů a jejich metabolitů v živočišných matricích zahrnuje stanovení přibližně 80 látek. Vzorky ryb byly před vlastním stanovením a homogenizací zamrazeny. Homogenizace proběhla na vysokoúčinném laboratorním mlýnku určeném k homogenizaci potravinových matric. Pro analýzu pesticidů bylo naváženo 5 g vzorku ryb. Ke vzorku byl přidán interní standard a 5 ml MQ vody. Vzorek byl krátce manuálně protřepán. Dále bylo do centrifugační kyvety přidáno 10 ml ACN a vzorek byl extrahován na automatické třepače po dobu 10 min. Po tomto uvedeném extrakčním kroku byly ke vzorku přidány 3 ml hexanu, z důvodu odstranění nežádoucí tukové matrice. Ke vzorku byly následně přidány QuEChERS soli jako v případě zemin, tedy (1 g NaCl a 4 g MgSO₄, 1 g Na₃ citrát a 0,5g Na₂ citrát). Po centrifugaci vzorku bylo odebráno 9 ml acetonitrilové fáze do menší kyvety a přidány čisticí soli (0,9 g MgSO₄, 0,15 g PSA a 0,15 g C18). Po následné centrifugaci bylo odebráno 6 ml přečištěného extraktu, který byl následně odfoukán lehkým proudem N₂. Analyty byly rekonstituovány v 1 ml 0,01% HCOOH, převedeny do vialky a analyzovány metodou LC-MS.

Obr. 3. Transport pesticidů v životním prostředí



3 Transport a osud látek v zemědělsky využívaných povodích

Půdní částice a látky nacházející se v půdě se přemísťují v důsledku erozních procesů (v našich podmínkách nejčastěji vodní erozí) a dále v důsledku infiltrace a povrchového odtoku. Jedná se o přírodní procesy, které mohou být lokálně akcelerovány jak dopady klimatické změny, tak antropické činnosti. Živiny a kontaminanty mohou být vázány na půdní částice nebo být součástí půdních roztoků. V půdě probíhají fyzikálně chemické a biologické procesy, během kterých se utváří a mění vazby látek a může docházet i k přeměně látek. To platí zejména pro pesticidní látky, které v půdě degradují a z mateřských látek vznikají metabolity.

3.1 Povrchový odtok

Vznik, zákonitosti a negativní účinky povrchového odtoku a eroze půdy detailně rozpracovali např. Janeček et al. (2012) nebo nověji Podhrázká et al. (2023). Účinkem dešťových kapek je rozrušování povrchu půdy, půdní částice se uvolňují a přemísťují s odtékající vodou. Nejprve dochází k plošnému odtoku o malé hloubce, který pak může přecházet v odtok soustředěný a vymílat v půdě rýhy. Transportní a sedimentační procesy v povodí lze kvantifikovat poměrem odnosu nebo pomocí matematických modelů (Krása et al. 2019). Produkty eroze, které se nacházejí v korytech toků nebo v nádržích, se vyznačují odlišnými vlastnostmi než původní půdní materiál, mj. i jinými obsahy a formami látek (např. Ockenden et al. 2014). Konečná et al. (2020) potvrdili klíčovou souvislost mezi znečištěním povrchové vody při extrémních srážko-odtokových událostech a stavem rostlinného pokryvu na bloku svažitě orné půdy při břehu toku.

3.1.1 Výpočet dlouhodobé průměrné ztráty půdy vodní erozí

Kvantitativní účinek hlavních faktorů ovlivňujících vodní erozi způsobenou přívalovými dešti vyjadřuje univerzální Wischmeier – Smithova rovnice USLE, která se užívá pro výpočet průměrné dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí (Janeček et al. 2012):

$$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \text{ [t/ha/rok]},$$

kde:

R = faktor erozního účinku deště,

K = faktor erodovatelnosti půdy,

L = faktor délky svahu,

S = faktor sklonu svahu (součin faktorů L a S je tzv. topografický faktor),

C = faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu,

P = faktor účinnosti protierozních opatření.

Stanovení jednotlivých faktorů rovnice USLE bylo provedeno za použití nejnovějších výzkumných poznatků (např. výzkumný projekt TAČR SS05010161 „Zavedení nových metodických postupů v ochraně půdy před erozí“ v rámci kterého vyjde ke konci roku 2023 aktualizovaná metodika Podhrázké et al. Ochrana zemědělské půdy před erozí) a dále v souladu s praxí pozemkových úprav (SPÚ 2022):

- R faktor byl stanoven jako regionalizovaný (tj. přesná hodnota odečtená z rastru regionalizovaného R faktoru pro danou oblast) dle vyhlášky č. 240/2021 Sb. Hodnotu regionalizovaného R faktoru lze odečíst např. z portálu Protierozní kalkulačky (www.kalkulacka.vumop.cz).

- K faktor byl stanoven na základě map BPEJ, podle hlavních půdních jednotek a podle tabulek metodiky (Janeček et al. 2012).
- Topografický faktor LS byl vypočten v prostředí GIS. Podklad pro výpočet tvořil digitální model reliéfu 4. generace DMR 4G (ČÚZK) za použití výpočtové rovnice McCool v aplikaci USLE 2D.
- C faktor byl stanoven na základě deklarovaných osevních postupů v daných oblastech na zemědělské půdě (dle LPIS) a určen podle metodiky Janečka et al. (2012). Vrstva C faktoru vypočtená z osevních postupů deklarovaných zemědělci (aktuálně za období 2016-2021) je dostupná na portálu Protierozní kalkulačky, sekce „Indikativní C-faktor“ (www.kalkulacka.vumop.cz).
- Faktor P = 1, za současného stavu hospodaření nebyla uvažována žádná protierozní opatření dle výše zmíněné metodiky.

V procesu analýzy erozních rizik byla použita metoda USLE a její aplikace v prostředí geografického informačního systému (GIS). Postup výpočtu G využívající prostředí GIS představuje postupné vytváření rastrových vrstev odpovídajících jednotlivým faktorům rovnice USLE (resp. RUSLE) a jejich následný součin. K výpočtu G byl využíván rastrový kalkulátor nadstavby Spatial Analyst geografického informačního systému firmy ESRI (ArcGIS). Postup výpočtu USLE lze přehledně uvést následující sekvencí kroků:

1. tvorba digitálního modelu terénu (DMT) z DMR4G,
2. vymezení oblasti pro výpočet dlouhodobé průměrné ztráty půdy erozí, příp. vymezení erozně hodnocených ploch (EHP),
3. výpočet topografického faktoru LS pomocí programu USLE 2D na základě EHP a DMT,
4. vytvoření vrstvy faktoru C, K a P faktoru,
5. výpočet dlouhodobé průměrné ztráty půdy erozí G součinem jednotlivých vrstev.

3.1.2 Vyhodnocení odtokových poměrů a transportu plavenin uzávěrovým profilem

Pro účely posouzení potenciálního transportu splavenin do uzávěrových profilů (obr. 4) experimentálních povodí byly vypočtené objemy dlouhodobé průměrné roční ztráty půdy vodní erozí (G) redukovány poměrem odnosu podle ploch povodí (Janeček et al. 2012). Rovnice poměru odnosu (SDR) podle Robinsona má tvar:

$$\text{SDR} = 34,853 \cdot P^{-0,2142} \text{ [%]},$$

kde P je plocha povodí v km².

3.2 Podpovrchový odtok

Podpovrchový odtok svislý (průsak) i rovnoběžný s povrchem (hypodermický) je významnou součástí celkového odtoku z malých, zemědělsko-lesnických povodí (Doležal, Kvítek 2004) a zároveň potenciálním zdrojem znečištění povrchových i podzemních vod (Sandín et al. 2018). Významnou roli v transportu živin a pesticidů hrají preferenční cesty, včetně staveb zemědělského odvodnění. Drenážní odtok je jedním z hlavních faktorů, které formují a zároveň i značně urychlují celkový odtok v malých svažitých povodích v oblastech humidního klimatu (Dušek et al. 2012, Šanda et al. 2013) a proto v intenzivně odvodněných zemědělských povodích je význam podpovrchového odtoku pro vyplavování látek značný (např. Brown, van Beinum 2009). Také evropský program pro modelování pesticidů FOCUS (2007) považuje drenážní odtok za jeden ze tří hlavních zdrojů vstupu pesticidů do povrchových vod (spolu s aerosolovým rozptylem a povrchovým odtokem). Vysoké koncentrace živin (zejm. dusičnanového dusíku N-NO₃) a pesticidů v drenážních vodách v rámci České republiky byly

prokázány v mnoha studiích (Vymazal, Březinová 2015, Fučík et al. 2017, Zajíček et al. 2018a). Podpovrchovým (drenážním) odtokem je ohrožena jakost vod drobných vodních toků, které protékají intenzivně odvodněnou zemědělskou krajinou. V těchto tocích bývají opakovaně měřeny podstatně vyšší koncentrace N-NO₃ a pesticidů než v tocích velkých (Szöcs et al. 2017, Halbach et al. 2021). Příčinou je skutečnost, že malé toky postrádají schopnosti toků velkých ředit vysoké koncentrace polutantů ve vodách. Z hlediska pesticidů k tomu přispívá také převážně epizodní charakter vyplavování pesticidů drenážním odtokem.

Pro vnos živin a pesticidů z půd do podpovrchových vod byly pro podmínky ČR jako nejvýznamnější faktory identifikovány způsob aplikace (dávka, způsob a načasování aplikace dané látky), doba zdržení vody v povodí (půdě, půdních a drenážních vodách), četnost výskytu srážko-odtokových epizod (Doppler et al. 2012, Tediosi et al. 2013) a podíl rychlé složky odtoku v momentě srážko-odtokové epizody (Fučík et al. 2017, Zajíček et al. 2018a). Tyto faktory souvisí s přírodními a zemědělskými charakteristikami území, přičemž různé segmenty zemědělské krajiny jsou z hlediska vyplavování pesticidů různě rizikové. Z hlediska půdních vlastností jsou k vyplavování nejvíce náchylné mělké, vysoce promyvné půdy s nízkou retencí pro vodu živiny i pesticidy. Tyto půdy se nejčastěji nacházejí v tzv. infiltračních (zdrojových) oblastech které jsou zodpovědné za podstatnou část odtoku z celého povodí. Vymezení těchto oblastí lze provést na základě metodiky VÚMOP, v.v.i (Janglová et al. 2003).

V případě, že jsou v zemědělsky využívaném povodí větší plochy infiltračně zranitelných půd, které jsou zároveň napojené na některé preferenční cesty odtoku, představují tyto lokality zvýšené riziko vyplavování pesticidů z půd do vod (Halbach et al. 2021). Rychlost preferenčního proudění v průběhu některých odtokových epizod může být natolik vysoká, že fyzikálně-chemické vlastnosti pesticidů ztrácejí z hlediska jejich vyplavování v těchto situacích význam (Lefrancq et al. 2017). Zrychlený odtok (jakéhokoli typu) významně snižuje čas na reakci pesticidu s prostředím (sorpci nebo degradaci) a může vést k přímému a bezprostřednímu vyplavování mateřské látky do povrchových vod. Jako preferenční cesty fungují např. makropóry (Kodešová et al. 2010) a v podmínkách krystalinika také trhliny a pukliny (Doležal, Kvítek 2004). Jako extrémně velké preferenční cesty podpovrchového odtoku fungují také stavby zemědělského odvodnění. Drenážní systémy působí v půdě jako spojitě horizontální preferenční cesty, které jsou záměrně dimenzovány na odvádění velkého množství vody z odvodněné plochy.

Z hlediska aplikace látek jsou jako extrémně rizikové vnímány zejména pre-emergentní aplikace na širokořádkové plodiny (zejména kukuřici) a také aplikace herbicidů (glyfosátu) na strniště pro odstranění výdrolu (Fučík et al. 2017). Zejména v případě, že aplikace je provedena na půdu s malým rostlinným pokryvem a časně po aplikaci nastane srážko-odtoková epizoda, odnos pesticidů se může pohybovat v jednotkách gramů z 1 ha odvodněné plochy za den a koncentrace pesticidů v drenážních vodách i vodách drobných toků mnohonásobně překračují jakékoliv limity (Zajíček et al. 2018a).

Různé segmenty krajiny jsou různě rizikové z hlediska snížené retence vody a zvýšeného potenciálního vyplavení polutantů z půd do podpovrchových vod. Tato skutečnost je dána heterogenitou půdních a geomorfologických podmínek, zemědělským využitím půdy, intenzitou odvodnění a zastoupením trvalých vodních ploch v území. Existují enklávy povodí, které disponují nižší vodo-retenční schopností a vyšším rizikem vyplavování polutantů z půd do vod. Do těchto částí povodí je neefektivnější upírat pozornost z hlediska uplatňování ochranného managementu či navrhování biotechnických opatření pro zvýšení retence vody a zlepšování její kvality. Preference území (povodí či katastrálních území) z hlediska potřeby ochrany vzhledem k riziku zrychlené infiltrace lze stanovit metodou souhrnného indexu potřeby (SIPO), kterou publikovali Zajíček et al. (2022 a 2023).

3.3 Degradace pesticidních látek v systému půda – voda

3.3.1 Transport pesticidů v životním prostředí

Osud pesticidů v životním prostředí (obr. 3) je dán vztahem mezi transportem, retencí a degradací. Všechny tyto procesy jsou ovlivněny zejm. třemi faktory: fyzikálně-chemickými vlastnostmi pesticidů (molární hmotnost, teplota tání, teplota varu, tlak nasycených par, Henryho konstanta, rozdělovací koeficient oktanol-voda, rozpustnost ve vodě, koeficient sorpce, bioakumulační faktor, difúzní vlastnosti), klimatickými podmínkami (teplota, dešťové srážky, rychlost větru) a vlastnostmi půdy.

I v případě respektování zásad správné zemědělské praxe (GAP) zemědělského využití pesticidů, nelze kontaminaci životního prostředí zcela zabránit. Odhaduje se (např. Hajšlová, Kocourek 2004), že např. při ošetření rostlin postřikem pouze 65 % přípravku zasáhne listovou plochu, zbytek zasáhne půdu (25 %) nebo se již během aplikace odpaří (10 %). Do půdy se pesticidy dostávají při aplikaci přípravků na ochranu rostlin, ať již neúmyslně (např. při aplikaci postřiků) nebo záměrně (např. při aplikaci pre-emergentních herbicidů), nebo smyvem z nadzemních částí rostlin. V půdě může docházet k akumulaci pesticidů jejich adsorpcí na půdní částice. Nejlépe se pesticidy adsorbují v jílovitých půdách a v půdách s vysokým obsahem organického materiálu, nejhůře pak v písčitých půdách.

Do povrchových vod se pesticidy dostávají záměrnou aplikací přípravků na vodní hladinu (takto se aplikují např. některé pesticidy určené proti přenašečům chorob), erozní činností větru nebo splachem z půdy. V závislosti na svých fyzikálně-chemických vlastnostech mohou být pesticidy deponovány v říčních a rybníčních sedimentech. Z povrchových vod a z půdy mohou být pesticidy transportovány do vod podzemních. Vysoce mobilní, a tedy vysoce rizikové pro podzemní vody jsou polární pesticidy, které jsou dobře rozpustné ve vodě a vykazují nízkou tendenci k sorpci na půdní částice (Kerle et al. 2007). Kontaminace environmentálních vod pesticidy ve svém důsledku vede k výskytu těchto polutantů v pitné vodě. Na mnoha místech se setkáváme s pozitivními nálezy pesticidů ve zdrojích pitných vod, jež se nedaří dlouhodobě eliminovat (Modrá zpráva 2021, NKÚ 2021). Pesticidy je nevyhnutelně zasažena i biota – rostliny a necílové organismy. Pozornost je věnována zejm. vlivu pesticidů na užitečný hmyz (Šlachta et al. 2020, Kadlikova et al. 2021, Serrao et al. 2022) a vodní organismy (Spycher et al. 2018, Barbieri et al. 2021).

3.3.2 Degradace účinných látek pesticidů

Pesticidy podléhají v životním prostředí degradaci, způsobené fyzikálními (teplota, záření), chemickými (oxidačně-redukční reakce, hydrolyza) nebo biologickými (činnost mikroorganismů) vlivy a dochází tak k jejich přirozené eliminaci. Rychlost degradace se vyjadřuje poločasem života (rozpadu), což je doba, za kterou obsah látky v prostředí klesne na polovinu. Rychlost degradace je závislá nejen na fyzikálně-chemických vlastnostech látky, ale také na vlastnostech prostředí – nízká teplota, anaerobní podmínky nebo nepřítomnost organismů vedou k jejímu snížení (Hajšlová, Kocourek 2004, Kerle et al. 2007). Degradací pesticidů, zapříčiněnou jakýmkoliv z výše popsaných vlivů, vznikají metabolity. Některé z nich jsou bohužel obdobně nebo dokonce i více toxické než původní účinná látka.

Tabulka 1. Seznam posouzených relevantních metabolitů pesticidů

Účinná látka	Relevantní metabolit
Chloracetanilidové pesticidy	
Acetochlor	Acetochlor ESA
	Acetochlor OA
Metolachlor	Metolachlor ESA
	Metolachlor OA
Metazachlor	N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(1H-pyrazol-1-yl methyl) aminocarbonylmethyl -sulfinyl acetic acid
	Methyl N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(1H-pyrazol-1-ylmethyl) aminocarbonyl -methyl sulfoxide
Triazinové pesticidy	
Atrazin	Atrazin-desethyl (DEA)
	Atrazin-desisopropyl (DIA)
	Atrazin-desethyl-desisopropyl
Azolové pesticidy	
Epoxikonazol	1,2,4-triazol
Propikonazol	
Tebukonazol	
Močovinnové pesticidy	
Chlorsulfuron	Triazine amine
	N-[(Ncarbamoylcarbamidoyl) carb amoyl]-2-chlorobenzenesulfonamide
	O-desmethylchlorsulfuron
	Triazine urea
	4-amino-6-methyl-1,3,5-triazin-2-ol
	IN-D5293
Isoproturon	Didesmethyl-isoproturon
	1-OH-isoproturon
	2-OH-isoproturon
	Propanoic acid-isoproturon

V České republice stanovuje legislativa povolené limity pro koncentrace pesticidů a jejich metabolitů ve vodách (povrchová voda: nařízení vlády č. 401/2015 Sb., podzemní voda: vyhláška č. 5/2011 Sb., surová voda určená k úpravě na vodu pitnou: vyhláška č. 428/2001 Sb., pitná voda: vyhláška č. 252/2004 Sb., balená voda: vyhláška č. 275/2004 Sb.). Vychází při tom z legislativy Evropské unie. U metabolitů rozlišuje, zda se jedná o relevantní nebo nerelevantní (tab. 1).

Pojmy metabolit a relevantní metabolit jsou definovány nařízením EP a Rady (ES) č. 1107/2009 o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh, a to následovně, metabolitem se rozumí metabolit či produkt vzniklý rozkladem a vznikající v organismech či v životním prostředí. Metabolit se považuje za relevantní, existuje-li důvod předpokládat, že jeho přirozené vlastnosti jsou srovnatelné s vlastnostmi mateřské látky, pokud jde o účinek na biologický cíl, nebo že

představuje pro organismy vyšší riziko než mateřská látka nebo riziko srovnatelné anebo že má určité toxikologické vlastnosti, jež jsou považovány za nepříjemné. Při posuzování, který metabolit je a který není relevantní, se vychází z metodiky, kterou vydala v roce 2003 Evropská komise pod označením Sanco/221/2000-rev.10: Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council directive 91/414/EEC (Metodický návod pro hodnocení relevantnosti metabolitů látek regulovaných podle směrnice Rady 91/414/EHS v podzemní vodě). Aktualizovaný seznam relevantních i nerelevantních metabolitů účinných látek obsažených v přípravcích na ochranu rostlin zveřejňuje dvakrát ročně na svém webu Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ). Přehled slouží zejména pro účely rozhodování o zaměření monitoringu zdrojů pitné vody a obsahuje jen přípravky v současné době povolené k aplikaci v České republice. Seznam pesticidů (a jejich metabolitů), jejichž aplikace již není na našem území povolena, ale mohou v podzemních vodách perzistovat a být nalézány v měřitelných koncentracích, lze najít na webu Státního zdravotního ústavu (SZÚ).

Pojmy metabolit a relevantní metabolit jsou definovány nařízením EP a Rady (ES) č. 1107/2009 o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh, a to následovně, metabolitem se rozumí metabolit či produkt vzniklý rozkladem a vznikající v organismech či v životním prostředí. Metabolit se považuje za relevantní, existuje-li důvod předpokládat, že jeho přirozené vlastnosti jsou srovnatelné s vlastnostmi mateřské látky, pokud jde o účinek na biologický cíl, nebo že představuje pro organismy vyšší riziko než mateřská látka nebo riziko srovnatelné anebo že má určité toxikologické vlastnosti, jež jsou považovány za nepříjemné. Při posuzování, který metabolit je a který není relevantní, se vychází z metodiky, kterou vydala v roce 2003 Evropská komise pod označením Sanco/221/2000-rev.10: Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council directive 91/414/EEC (Metodický návod pro hodnocení relevantnosti metabolitů látek regulovaných podle směrnice Rady 91/414/EHS v podzemní vodě). Aktualizovaný seznam relevantních i nerelevantních metabolitů účinných látek obsažených v přípravcích na ochranu rostlin zveřejňuje dvakrát ročně na svém webu Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ). Přehled slouží zejména pro účely rozhodování o zaměření monitoringu zdrojů pitné vody a obsahuje jen přípravky v současné době povolené k aplikaci v České republice. Seznam pesticidů (a jejich metabolitů), jejichž aplikace již není na našem území povolena, ale mohou v podzemních vodách perzistovat a být nalézány v měřitelných koncentracích, lze najít na webu Státního zdravotního ústavu (SZÚ).

3.3.3 Degradace účinných látek pesticidů v systému půda – voda

Vzhledem k celosvětové tendenci k nadužívání pesticidů, které jsou různým způsobem biodegradabilní, je otázka definice a sledování metabolitů pesticidních látek vysoce důležitá. Je známo, že v posledních letech se rychle zvyšuje tendence k vývoji a používání nových účinných pesticidních látek, které jsou v životním prostředí snadno degradovány. Problém ovšem zůstává s identifikací metabolitů těchto látek, jejich retenci v životním prostředí, stanovení toxicity, a dále pak následnému vývoji analytických metod nebo soustavné a rutinní kontrole jejich výskytu.

Mezi nejčastěji vyskytující se metabolity nacházející se na lokalitách v rámci realizovaného projektu patří metabolity účinných látek glyfosát, epoxikonazol, tebukonazol, atrazin, metazachlor a metolachlor. Jejich metabolity jsou AMPA, 1,2,4-triazol, atrazine-2-hydroxy, atrazine-desethyl, atrazine-desethyl desisopropyl, atrazine-desisopropyl, metazachlor ESA, metazachlor OA, metolachlor CGA 368208, metolachlor ESA, metolachlor NOA 413173, metolachlor OA, z nichž mezi relevantní metabolity patří 1,2,4-triazol, atrazin-desethyl,

atrazin-desethyl-desisopropyl, atrazin-desisopropyl, metolachlor ESA, metolachlor OA. Významným metabolitem, který se čím dál častěji vyskytuje ve zdrojích pitných vod a jehož koncentrace vzhledem k jeho původu stále narůstá je 1,2,4- triazol. Jedná se o společný toxikologicky relevantní metabolit azolových pesticidních látek.

Při analýze pesticidních látek v půdě, je důležité v případě nálezů „pouze“ nerelevantních látek brát také ohled na metabolity, které z původní účinné látky vznikají mohou být potenciální kontaminanty vod.

Obr. 4. Extrémní srážko-odtoková situace na Němčickém potoce – automatický vzorkovač



4 Postup monitoringu v malých povodích a výsledky z modelových povodí

Na základě současné úrovně vědeckého poznání, poznatků a praktických zkušeností dosažených při řešení projektu byl vypracován postup pro monitorování sledovaných látek (dusík, fosfor, pesticidy) v malých zemědělsky využívaných povodích. Principy lze extrapolovat i na monitoring jiných látek. Dále jsou shrnuty výsledky dosažené tímto monitoringem v modelových povodích projektu.

4.1 Monitoring zájmových médií

Při realizaci monitoringu v povodích je třeba mít na zřeteli úzký vzájemný vztah mezi půdou a vodou. Transport látek z půdy do vody ovlivňuje jakost povrchové vody i kvalitu životního prostředí vodních organismů.

4.1.1 Monitoring půdy a sedimentů

Jako klíčový plošný zdroj znečištění povrchových vod živinami a pesticidy lze považovat ornou půdu. Monitoring potenciálně rizikových látek je proto třeba zaměřit hlavně na ni. Obvykle v menší míře se hnojiva a ochranné látky aplikují na trvalé travní porosty, ale je vhodné zvážit i monitoring takto využívaných půd, zejména pokud je jejich plošné zastoupení ve sledovaném povodí významné.

Výběr odběrových lokalit se opírá o analýzu povodí z hlediska rizik vstupu sledovaných látek do vodních systémů. Jedná se o erozně ohrožené svahy (zejména bezprostředně navazující na vodní útvary), lokality s rizikem zrychlené infiltrace (Novák et al. 2012, geoportal.vumop.cz), nevhodně zorněné příbřežní pásy, případně další podle lokálních podmínek.

Monitoring půd se realizuje ve vegetačním období. Periodicita by měla být minimálně 4x za vegetační období, optimálně 1x měsíčně. Odběry by měly reagovat na aplikaci sledovaných látek, a proto je důležitá komunikace s hospodařícím subjektem. Obecně lze konstatovat, že důležité je podchycení jarní (duben) a podzimní (konec září) aplikace.

Vzorky se odebírají z povrchové vrstvy půdy (0 – 20 cm) a z podpovrchové vrstvy (30 – 50 cm), lopatkou nebo speciálním odběrákem. Vždy se jedná o vzorky smíšené, minimálně z 5 jednotlivých odběrů z plochy cca 20 x 20 m. Při vzorkování erozně ohroženého svahu se vzorkují 3 místa, která reprezentují jeho transportní zóny: infiltrační (vrchol), transportní (úbočí) a akumulací (úpatí).

Monitoring dnových sedimentů je vhodné spojit s monitoringem půd, časově i místně. Dnové sedimenty z toků se odebírají naběračkou nebo speciálním odběrákem (Marval et al. 2021) pod pro monitoring vybranými erozně ohroženými svahy (transekty) v místech, kde lze identifikovat vstup erozního soustředěného odtoku. Pokud se v povodí nacházejí nádrže, odebírají se vzorky sedimentů i z jejich dna. Vzorky sedimentů se odebírají jako smíšené, z minimálně 5 dílčích odběrů, buď z břehů nebo (u větších nádrží) s využitím speciálních pomůcek a zařízení (Marval et al. 2021). V případě sedimentu z nádrže je třeba zvážit reprezentativnost odběrové lokality vzhledem k rozloze dna nádrže. U nádrží s plochou vzorkovaného dna do cca 400 m² stačí jeden vzorek smíšený z 5 různých lokací.

Vzorky půd a sedimentů se ukládají a transportují do laboratoře v uzavřených plastových sáčcích bez zbytečného meziskladování. V případě nutnosti dočasného uložení, je třeba zajistit chlazení.

4.1.2 Monitoring vod

System monitoringu vod se liší podle jejich typu. V následující kapitole je popsán doporučený postup monitoringu povrchových, drenážních a půdních vod. Vzorky vod se rozlévají na místě do adekvátních vzorkovnic podle typu analýzy (stabilizované vialky, stabilizované a nestabilizované plastové vzorkovnice). Vzorkovnice se transportují do laboratoře v chladicích boxech, bez zbytečného meziskladování.

4.1.2.1 Monitoring povrchových vod

Vzorky vody z vodních nádrží se odebírají manuálně pomocí vhodného nástroje (např. kádinka s teleskopickým držákem). Doporučená perioda je 1x měsíčně, obvykle v rámci vegetačního období (březen až říjen).

Na vodních tocích je třeba pro monitoring vybrat stálé odběrové profily, které odpovídají cílům monitoringu. Doporučuje se reflektovat vliv potenciálních zdrojů kontaminace, tzn. vybrat profil v relativně čistém úseku (např. přítok z lesa), profil nad a pod bodovým zdrojem (např. intravilán), profil reprezentující intenzivně zemědělsky využívané plochy a svahy apod. Ve vybraných profilech se odebírají vzorky vody manuálně, 1x měsíčně, obvykle ve vegetačním období roku. V době odběru je vhodné stanovit momentální průtok buď pomocí měřidla nebo zhruba na základě změření geometrických parametrů zavodněného koryta a rychlosti proudění (plovák, stopky).

Prokázalo se však, že měsíční monitoring nereprezentuje vliv extrémních srážko-odtokových epizod na jakost vod. Proto je ho třeba doplnit automatickým vzorkováním vod během těchto zvýšených průtoků. Existuje více technických možností, jak toho dosáhnout. Jako velmi efektivní se jeví vybudovat na vybraném profilu toku Thomsonův přeliv s kontinuálním měřením průtoků UZV sondou. Údaje ze sondy zpracovává datalogger, na který je napojen i automatický vzorkovač. Vzorkovač nasává vzorky vody do zásobnic podle nastavených parametrů, např. podle zvolených úrovní průtoků. Tímto způsobem lze získat vzorky ze stoupající i klesající povodňové vlny a ke každému vzorku přiřadit aktuální hodnotu průtoků. Na základě evidence průtoků a ze zjištěných koncentrací látek lze vypočítat bilanci transportu látek za rok.

4.1.2.2 Monitoring drenážních a podpovrchových vod

V povodích je třeba pro monitoring vybrat stálé odběrové profily (šachtice), které parametry odpovídají cílům monitoringu (obr. 5). Doporučuje se reflektovat vliv potenciálních zdrojů kontaminace a pro srovnání doplnit i lokaci v relativně čistém úseku. Z hlediska monitoringu drenážních vod je ideální ustanovit měrný profil v místě drenážní výusti sledované drenážní skupiny, případně stanovit měrný profil v poslední drenážní šachtici před výustí. Základní schémata monitoringu pesticidů shrnul např. Bundschuh et al. (2014). Tato schémata byla dále rozpracována v metodice Fučíka et al. (2017) a rozvíjena v rámci monitorovacích kampaní při řešení dalších projektů.

Princip monitoringu drenážních vod je v podstatě stejný jako u povrchových vod. Tzn. odběry vzorků vod v pravidelných (např. měsíčních intervalech) manuálně nebo s využitím automatického vzorkovače, který umožňuje i vzorkování extrémních srážko-odtokových epizod.

Monitoring v pravidelných časových intervalech se soustřeďuje na předem vybrané lokality (profily, šachtice). Realizuje se manuálně nebo pomocí automatického vzorkovače.

Pro zachycení variability koncentrací pesticidů v průběhu roku, jejich dynamiky v průběhu srážko-odtokových epizod a možnost vyhodnocení velikosti odnosu či odhadu bilance pesticidů

v povodí při zachování finanční efektivity je vhodné využít kombinovaný způsob monitoringu společně s kontinuálně měřeným průtokem. V průběhu nevegetační sezóny, kdy nedochází k aplikaci pesticidů, je vhodné odebrat alespoň několik vzorků pro získání informací o dlouhodobých pozadových hodnotách koncentrací pesticidních látek ve vodách. Z hlediska časového intervalu lze doporučit manuální odběr vzorků 1 x za měsíc. V průběhu vegetační (aplikační) sezóny je vhodné využít kombinovaný způsob odběru vzorků, kdy jsou pravidelně odebírané vozíky doplněny o vzorky odebrané v průběhu významných srážko-odtokových epizod pomocí automatického vzorkovače. Z finančních a technických důvodů je obtížné pokrýt všechny srážko-odtokové epizody v průběhu sezóny, nicméně lze doporučit odběr alespoň z pěti až sedmi epizod v průběhu vegetační sezóny s důrazem na epizody, která nastanou v období těsně po aplikaci hnojiv a pesticidů.

Měření velikosti průtoku je zásadní pro zjištění dynamiky výskytu a koncentrací pesticidních látek v průběhu sezóny i pro srovnání období běžných průtoků a srážko-odtokových epizod. Pro kontinuální měření průtoků na zvoleném závěrovém profilu sledovaného vodního toku nebo drenážní skupiny je vhodné vybudovat měrný přeliv, ideálně Thomsonův přeliv, na drenáži lze využít i Parshallův žlab. Měření výšky hladiny je vhodné provádět ultrazvukovým nebo tlakovým čidlem s přepočtem na průtok dle konsumpční křivky a s možností ukládání či dálkového přenosu dat ideálně v desetiminutových intervalech. Pro získání podrobnějších údajů o dynamice koncentrací a bilance odnosu lze doporučit doplnění o měření teploty vody a srážkových úhrnů.

4.1.2.3 Monitoring půdních vod

Monitoring půdních vod, ať již gravitačních nebo matričních je vhodné provádět z důvodu získání obrazu o transportních a transformačních procesech látek v povodí. Výsledky dlouhodobého monitoringu VÚMOP, v.v.i prokázaly, že se v půdních vodách vyskytuje odlišné spektrum pesticidů a jejich metabolitů než v drenážních i povrchových vodách. Svým složením z hlediska pesticidních látek jsou půdní vody na pomezí mezi pevnými maticemi (půda, sedimenty) a ostatními typy vod v povodí. Půdní vody často obsahují vysoké koncentrace pesticidních látek a jsou charakteristické vysokým podílem koncentrací mateřských látek, včetně látek nepocházejících z aktuální aplikace. Typické jsou také vysoké obsahy živin.

Pro monitoring půdních vod lze využít dva základní způsoby podle preference, zda sledovat vody gravitační či vody z půdní matrice.

Pro sledování gravitačních vod lze využít různých typů lyzimetrů. Za účelem možnosti operativního monitoringu v podmínkách reálné zemědělské výroby byl vyvinut maloplošný drenážní lyzimetr. Jedná se o užitný vzor VÚMOP, v.v.i (Duffková et al. 2013), který byl pro účely monitoringu pesticidů upraven a testován (Fučík et al. 2017). Jedná se o zařízení určené pro sběr nekapilární (gravitační) půdní vody tzn., že voda jimi prochází volně, ovlivňována pouze gravitačními silami. Vzorky tedy obsahují i vodu z preferenčních cest.

Pro sledování vod převážně z půdní matrice jsou určeny (podtlakové) sukční kelímky. Jedná se o zařízení pro odběr půdní vody z matrice pomocí negativního tlaku a semipermeabilního dna kelímku, kterým je voda nasávána do zařízení. V současné době již byly vyvinuty kelímky speciálně vhodné pro sledování koncentrací pesticidů, jejichž sběrná nádoba je vyrobena z chemicky inertních materiálů, např. z hydrofilního nylonu a je chráněna vnější vrstvou z hydrofilního polyethylenu. Sukční kelímky je vhodné instalovat vertikálně a jejich porézní dno uložit do hloubky 30 nebo 40 cm.

Vhodným způsobem monitoringu je na každém sledovaném místě instalovat kombinaci lyzimetrů a sukčních kelímků, každý ve dvou až třech opakováních. Vhodný čas pro instalaci je na počátku vegetační sezóny po zasetí zemědělské plodiny. Vodu z obou zařízení je vhodné

vysávat v pravidelných 14denních až měsíčních intervalech a nepravidelně také těsně po vydatnějším dešti. Zařízení je třeba vyjmout z půdy před podzimním zpracováním orné půdy, aby bylo zabráněno jeho poškození zemědělskou technikou.

Obr. 5. Drenážní šachtice Š5 a lyzimetry v povodí Černičí



4.1.3 Monitoring rybích tkání

V rámci prezentovaného výzkumného projektu byla vybrána taková experimentální povodí, kde se v uzávěru nacházely malé vodní nádrže, které umožňovaly odchov ryb. Bylo tedy možné sledovat vliv reálných podmínek (známých koncentrací pesticidů) na jakost rybích tkání.

Pro monitoring ryb v přírodních podmínkách je třeba zajistit jednoznačnou identifikovatelnost nasazených ryb. Ideální je provést před nasazením celkový odlov stávající osádky. Množství násady se volí podle velikosti nádrže, u malých (do 0,5 ha) se doporučuje 50 – 100 ks (30 – 50 kg), aby tak byla optimálně využita přirozená produkce ekosystému nádrže. Tkáně z násady je nutné analyzovat na látky, které jsou předmětem výzkumu, aby se zjistila úroveň koncentrací před pokusem. Ryby se ponechají v nádrži 1 nebo 2 roky a poté se odloví cca 2-3 vzorky ryb. Rybí tkáň se upraví a mixováním se vytvoří smíšený vzorek k analýzám. Vzorek se do laboratoře předává v igelitovém sáčku nebo plastové nádobě, chlazený nebo mražený.

Po uplynutí první etapy pokusu lze i bez celkového vylovení nádrže pokračovat s další násadou (opět nejprve vstupní analýza), ale je nutné nasadit kategorie nebo linie ryb odlišitelné od první etapy (např. kapr lysec – kapr šupináč).

4.2 Výsledky monitoringu v modelových povodích

Systematický monitoring v modelových povodích přinesl poznatky o úrovních a dynamice koncentrací živin (dusíku a fosforu) a zejména pesticidů a jejich metabolitů ve sledovaných médiích, včetně rybích tkání. Výsledky monitoringu ukázaly značnou variabilitu v četnosti výskytu různých látek a velikosti jejich koncentrací v půdě, sedimentech a různých typech vod ve sledovaných povodích. Zároveň tyto výsledky dokumentují souvislosti a složitost transportních procesů látek v malých zemědělsky využívaných povodích. Tyto poznatky napomohly následně k definování zásad komplexních opatření pro omezení kontaminace povrchových vod.

4.2.1 Černičí

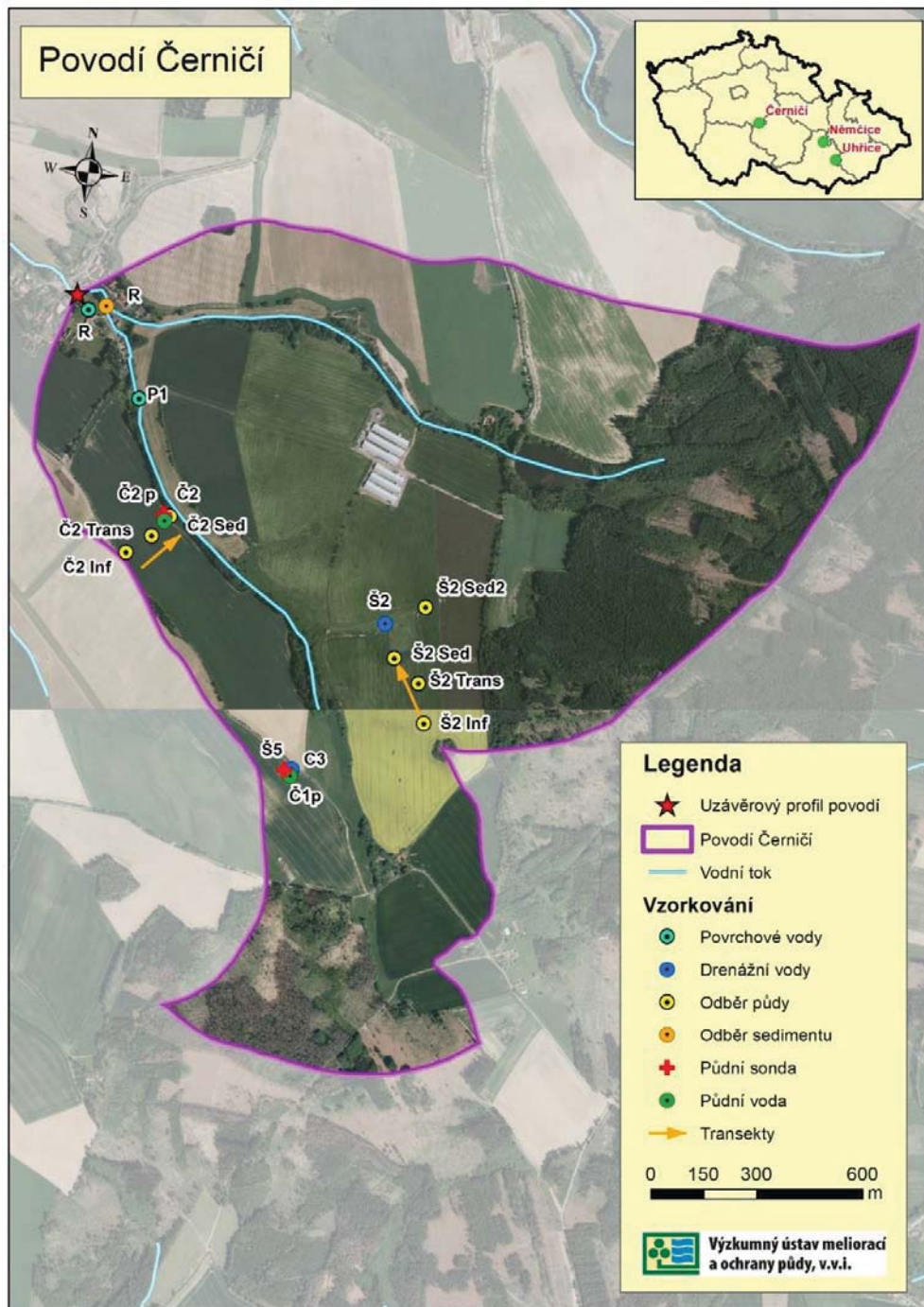
Černičí je malé (318 ha) zemědělské povodí, které se nachází v blízkosti obce Čechtice. Terén je jemně modelovaný, při rozvodnici v jižní, jihovýchodní a východní části povodí jsou rovinaté plochy se sklonem do 3 %, které přecházejí strmějšími svahy do poměrně hluboce zaříznutého hlavního údolí. Nadmořská výška se pohybuje od 462 do 562 m n. m. Roční úhrn srážek se pohybuje mezi 550 a 750 mm. Horninové podloží představují krystalické metamorfované horniny. Převládajícími půdními typy jsou kambizemě (modální a oglejené) a modální gleje. V povodí se nachází pouze jeden stálý vodní tok, bezejmenný potok osmého řádu, který je přítokem Čechtického potoka. Koryto toku bylo přeměněno do tvaru hlavního odvodňovacího zařízení se zatrubněnou horní částí. Tok je napájen převážně drenážními výustěními s občasným přispěním povrchového odtoku při srážko-odtokových epizodách. Povodí je intenzivně zorněno (178 ha; 56 %), v osevním postupu převažují obiloviny, kukuřice, řepka a brambory občas s mezplodinami. Trvalé travní porosty pokrývají 9 % povodí. Celkem 24 % plochy povodí je odvodněno. Plošné systematické odvodnění bylo vybudováno v roce 1980, drény jsou uloženy v hloubce cca 1 m.

Monitoring probíhal v letech 2019-2022, sledovány byly hydrologické a meteorologické charakteristiky, koncentrace Ncelk, Pcelk a pesticidů v půdách, sedimentech a v půdních, drenážních a povrchových vodách. Pro zjištění koncentrací sledovaných látek v pevné matici byly sledovány dva půdní transekty (obr. 6) zahrnující infiltrační (Inf), transportní (Trans) a sedimentační (Sed) část svahů dvou půdních bloků a také sedimenty ze závěrového profilu povodí a z rybníka ležícího níže po proudu toku. Vzorky byly odebrány jako smíšené (kap. 4.1) z povrchové vrstvy v letech 2019-2020 měsíčně ve vegetačním období a následně 2021-2022 čtyřikrát za rok (duben, červen, srpen, říjen). Vzorky podorničí byly odebrány dvakrát za rok (na počátku a na konci vegetační sezóny). Monitoring dnových sedimentů byl časově ztotožněn s odběry ornice.

Vzorky půdních vod byly sledovány pomocí malých gravitačních lyzimetrů a sukčních kelímků. Monitoring probíhal na lokalitách označených na obr. 6 jako Č1, Č2 a Č3 – jedná se lokality v různých oblastech svahu a se zastoupením různých polních plodin. Každé hnízdo bylo vybaveno třemi lyzimetry a třemi sukčními kelímky (obr. 5). Odběry probíhaly v pravidelném měsíčním intervalu a také po významnějších srážko-odtokových epizodách v průběhu vegetační sezóny.

Drenážní vody byly monitorovány na profilu Š2 (obr. 6), který je závěrovým profilem drenážní skupiny s mikropovodím o rozloze 3,8 ha využívaným jako orná půda.

Obr. 6. Přehledná mapa modelového povodí Čerňic



Povrchové vody byly sledovány na profilu toku (označen P1, obr. 6) a také v návesním rybníce (R) označeném jako závěrový profil celého povodí. Monitorovací schéma drenážních a povrchových vod bylo stejné – v pravidelných přibližně měsíčních intervalech byl odebrán

ruční vzorek a v průběhu významných srážko-odtokových epizod (SOE) byly vzorky odebírány pomocí automatického vzorkovače. Voda v návesním rybníku, jako recipientu všech vod odtékajících ze zájmové lokality byla odebírána ručně v přibližně měsíčním intervalu. Do rybníka byli nasazováni kapři (dvouletá násada K2) a 1x ročně odloveni (obr. 8) na analýzy reziduí pesticidních látek a jejich metabolitů ve svalovině a játrech (hepatopankreas).

Výsledky monitoringu potvrdily, že v malém zemědělském povodí lze detekovat široké spektrum pesticidů a jejich metabolitů, a to ve všech sledovaných matricích. Celkem bylo ve všech matricích ve sledované lokalitě detekováno 140 různých pesticidů a jejich metabolitů. Základní přehled nejčastěji detekovaných látek a jejich maximálních koncentrací je uveden v tabulce 2.

4.2.2.1 Výsledky monitoringu půd a sedimentů

Hodnoty koncentrací celkového dusíku v půdách se pohybovaly od 0,39 do 3,8 g/kg, průměrná hodnota byla pro oba sledované transeky 1,83 g/kg. V sedimentech byly zjištěny vyšší koncentrace N_{celk} než v půdách (průměrně 3,66 g/kg) a to včetně profilu P1 (povrchový tok) s převážně písčitou strukturou sedimentu. Porovnáním obsahu N_{celk} v povrchové a podpovrchové vrstvě půdy byly zaznamenány vyšší koncentrace v povrchové vrstvě půdy (průměrně 1,66 g/kg) oproti vrstvě podpovrchové (průměrně 1,08 g/kg). Z hlediska obsahu celkového fosforu jsou půdy na pokusné lokalitě Černíči dlouhodobě chudé, koncentrace se pohybovaly od 0,3 do 2,0 g/kg s průměrnou hodnotou 0,7 g/kg. V sedimentech na závěrovém profilu potoka (P1) odpovídal obsah fosforu hodnotám zjištěným v půdách, v rybníčních sedimentech byly koncentrace fosforu poněkud vyšší, průměrně 1,21 g/kg. V povrchové vrstvě půdy byl zjištěn mírně vyšší obsah fosforu (průměrně 0,7 g/kg) než ve vrstvě podpovrchové (průměrně 0,57 g/kg).

Souhrnné koncentrace pesticidních látek v pevné matici se pohybovaly v rozmezí 0,011 – 2,21 mg/kg s průměrnou hodnotou 0,21 mg/kg. Celkem bylo detekováno 26 pesticidních látek, většina z nich však v nízkých koncentracích a v malém počtu vzorků (tab. 2). Typický byl relativně častý výskyt mateřských látek, zejména glyfosátu a dalších herbicidů využívaných k obilovinám, jako jsou diflufenican a pendimethalin. Četný byl též výskyt fungicidů tebuconazolu a epoxiconazolu. Z metabolitů jednoznačně převažovala AMPA, která se vyskytovala ve všech vzorcích půd a ve většině vzorků sedimentů s prům. koncentrací 0,09 mg/kg a také metabolit terbuthylazinu ve formě hydroxy.

Koncentrace pesticidních látek byly dlouhodobě výrazně (přibližně troj až čtyřnásobně) vyšší v povrchové vrstvě půdy než v podpovrchové, když v povrchové vrstvě půdy byla průměrná koncentrace sumy pesticidních látek 0,31 mg/kg (nejvyšší zjištěná 2,21 mg/kg) a v podpovrchové vrstvě pouze 0,08 mg/kg (max. 0,61 mg/kg). Nízké koncentrace pesticidních látek byly zjištěny také v písčitém sedimentu povrchového toku, na který se pesticidní látky váží podstatně méně než na jemnozrnné materiály. V rybníčním sedimentu se vyskytovaly téměř výhradně glyfosát a jeho metabolit AMPA, nicméně v poměrně značných koncentracích až 0,25 resp. 0,16 mg/kg.

4.2.2.2 Výsledky monitoringu půdních vod

Koncentrace celkového dusíku dosahovaly nejvyšších hodnot (průměrně 93,8 mg/l) ve zdrojové (infiltrační oblasti) na profilu Č3, kde se vyskytují více propustné půdy. V půdních vodách odebíraných ve výtokové oblasti na profilu Č2 s méně propustnými půdami byly koncentrace N_{celk} relativně nižší (průměrně 28,9 mg/l). Koncentrace fosforu byly v půdních vodách nízké a průměrné hodnoty se pohybovaly mezi 0,12 – 0,14 mg/l.

V půdních vodách bylo detekováno široké spektrum 101 pesticidních látek v souhrnných koncentracích od 2,97 do 13,45 µg/l. Půdní vody jsou charakteristické vysokým podílem koncentrací mateřských látek, včetně látek nepocházejících z aktuální aplikace. Celkem bylo v detekováno 65 mateřských látek. Téměř ve všech odebraných vzorcích se nacházel tebuconazol (s nejvyšší koncentrací 7,35 µg/l), velmi často byly detekovány také azoxystrobin (až 7,82 µg/l), thiamethoxam (až 3,99 µg/l) a s nižšími koncentracemi též boscalid, clothianidin a terbuthylazin. Glyfosát byl detekován v 58 % vzorků, jeho nejvyšší koncentrace však byla 7,72 µg/l. Z metabolitů se nejčastěji vyskytovaly 1,2,4 triazol (také s velmi vysokými koncentracemi, maximálně 2,04 µg/l), dále metabolity terbuthylazinu a alachlor ESA. Méně četný byl výskyt dalších metabolitů chloracetanilidů.

4.2.2.3 Výsledky monitoringu drenážních vod

V drenážních vodách byla potvrzena značná variabilita koncentrací Ncelk. Na profilu Š5, který je lokalizován v infiltrační oblasti, byla průměrná hodnota koncentrací Ncelk. 31,1 mg/l. Na profilu Š2 dosahovaly průměrné hodnoty 38,9 mg/l v období běžných průtoků. V průběhu SOE však docházelo ke značnému poklesu koncentrací Ncelk, jejichž průměrná hodnota byla 18,4 mg/l. Toto ředění je typické pro drenážní systémy, v jejichž mikropovodí není půda extrémně přehnojována a do jejichž odtoku se v průběhu epizod dostává nekontaminovaná voda z příčinné srážky. Hodnoty koncentrací Pcelk se držely na nízké úrovni (pod 0,1 mg/l), kromě SOE, kdy dosahovaly průměrně 0,44 mg/l.

Sumární koncentrace pesticidních látek v drenážních vodách se pohybovala v rozmezí 0,90 – 20,12 µg/l s průměrnou hodnotou 5,53 µg/l. Celkem bylo v drenážních vodách detekováno 61 látek, 29 však v méně než 5 % z odebraných vzorků. Přehled nejčastějších látek je uveden v tab. 2. V drenážním odtoku jednoznačně převažují metabolity se sumárními koncentracemi v rozmezí 4,94 - 14,90 µg/l. Jejich podíl na sumární koncentraci pesticidů je více než 90 %, pouze v průběhu SOE podíl metabolitů klesá až na 70 %. Nejčastější metabolity v drenážních vodách představují chloracetanilidy s průměrnou hodnotou koncentrace 4,6 µg/l, přičemž kromě výskytu metabolitů dosud používaných látek (metazachlor, metolachlor) se vyskytovaly metabolity již delší dobu zakázaných látek (alachlor, acetochlor). Z dalších metabolitů se pravidelně vyskytoval zejména 1,2,4-triazol (průměrně 0,28 µg/l) a v nižších koncentracích též metabolity terbuthylazinu a atrazinu. Koncentrace mateřských látek byly podstatně nižší a významnější koncentrace se vyskytovaly pouze v průběhu SOE. Pokud však SOE nastala krátce po aplikaci dané látky, mohly koncentrace mateřských látek dosáhnout krátkodobě velmi vysokých hodnot až 15,77 µg/l. Výjimkou byl herbicid bentazon, který se vyskytoval ve vysokých koncentracích v průběhu některých SOE, ale také vcelku pravidelně v nižších koncentracích ve vzorcích z pravidelných odběrů. Obdobný průběh měly koncentrace imazamoxu (detekován celkem v 72 % vzorků), nicméně jeho koncentrace byly podstatně nižší. Z mateřských látek s vyššími koncentracemi při některé ze zaznamenaných SOE lze uvést fluopyram (maximálně 0,47 µg/l) a glyfosát (max. 0,63 µg/l). Významným rozdílem oproti půdám a půdním vodám je méně častý výskyt glyfosátu a jeho metabolitu AMPA (tab. 2), které se v drenážních vodách vyskytují téměř výhradně v průběhu SOE těsně po jejich aplikaci.

4.2.2.4 Výsledky monitoringu povrchových vod

Koncentrace celkového dusíku na profilu P1 za běžných průtoků (tj. při pravidelném monitoringu) byly v průměru 25,8 mg/l, a v průběhu SOE v průměru 19,6 mg/l. Hodnoty koncentrací celkového fosforu se držely na nízké úrovni stejně, jako ve všech typech sledovaných vod. V období běžných průtoků byla průměrná koncentrace 0,11 mg/l, v průběhu srážko-odtokových epizod se vyskytovaly vyšší hodnoty, průměrně 0,96 mg/l.

Odtok v závěrovém profilu drobného vodního toku je složen převážně z drenážního odtoku jednotlivých drenážních skupin, na jejichž mikropovodí probíhá odlišný půdní management s aplikací rozdílných pesticidních látek. Tomu odpovídá i charakteristika koncentrací pesticidů a jejich reziduí (tab. 2), zjištěno bylo výrazně více znečišťujících látek (celkem 95) než v drenážních vodách jednotlivých drenážních skupin, nicméně složení koncentrací je obdobné jako v případě drenážního odtoku. Sumární koncentrace pesticidních látek se pohybovaly od 1,09 µg/l do 27,23 µg/l. Průměrná hodnota byla 3,27 µg/l. Celkově v povrchovém odtoku typicky převažovaly metabolity s průměrnou hodnotou koncentrace 2,54 µg/l (koncentrace se pohybovaly v rozmezí od 0,63 µg/l do 5,91 µg/l) s tím, že v průběhu SOE docházelo k jejich ředění. Naopak koncentrace mateřských látek v průběhu SOE rostly. Zatímco v období běžných průtoků byla hodnota průměrné koncentrace sumy mateřských látek 0,04 µg/l, v průběhu epizod byla tato hodnota 1,17 µg/l. Z hlediska složení koncentrací převažovaly opět metabolity chloracetanilidových herbicidů, které byly zjištěny ve všech odebraných vzorcích vod. Dalšími běžnými polutanty byly metabolity triazolových pesticidů ve formě 1,2,4-triazol o průměrné koncentraci 0,14 µg/l a metabolity terbuthylazinu (0,08 µg/l). Četnost výskytu mateřských látek byla oproti metabolitům nižší. Na základě monitoringu lze rozlišit tři skupiny mateřských látek. Látky detekované nejčastěji (fluazifop, imazamox a chlorsulfuron) se vyskytovaly v nízkých koncentracích do 0,2 µg/l. Do další skupiny lze zařadit látky detekované v malých koncentracích poměrně pravidelně, jejich koncentrace rostly v průběhu některých SOE. Jedná se především o bentazon (až 7,77 µg/l), azoxystrobin (až 2,40 µg/l) a tebuconazole (až 0,41 µg/l). Poslední skupinu tvoří mateřské látky detekované pouze v průběhu SOE, která nastala po jejich aplikaci, avšak s velmi vysokou hodnotou koncentrace. Jedná se především o MCPA (maximálně 25,60 µg/l), mesotrion (max. 2,25 µg/l), foramsulfuron (max. 0,67 µg/l) a glyfosát (max. 0,52 µg/l).

Rybník na návsi obce Černíčí byl sledován jako recipient vod odtékajících z celé zájmové lokality. Celkem bylo provedeno 36 odběrů vod z rybníka převážně ve vegetačním období. Sumární koncentrace pesticidních látek se pohybovaly od 1,50 µg/l do 5,87 µg/l, průměrná hodnota byla 3,45 µg/l. Celkem bylo zjištěno 79 pesticidních látek, většinou v nízkých koncentracích a nízkém počtu vzorků. Sumární koncentrace se skládala především z metabolitů. Tyto tvořily 80 – 90 % pesticidních látek v rybníční vodě. Kromě metabolitů chloracetanilidových pesticidů, které měly opět největší podíl (0,77 – 3,934 µg/l), se velmi často avšak v nižších koncentracích vyskytovala AMPA (průměrně 0,17 µg/l) a různé metabolity terbuthylazinu. Naopak oproti vodám drenážním byly relativně nižší koncentrace metabolitu 1,2,4-triazol (průměrně 0,056 µg/l). Z mateřských látek byl zaznamenán častěji ve vyšších koncentracích glyfosát (průměrně 0,11 µg/l, nejvyšší koncentrace 0,86 µg/l). Vysoké koncentrace s nižším počtem pozitivních vzorků byly zaznamenány v případě azoxystrobinu (max. 2,47 µg/l) a tebuconazolu (max. 1,25 µg/l). Často, avšak v nižších koncentracích, se vyskytovaly též bentazon a imazamox.

4.2.2.5 Odhad odnosu pesticidních látek

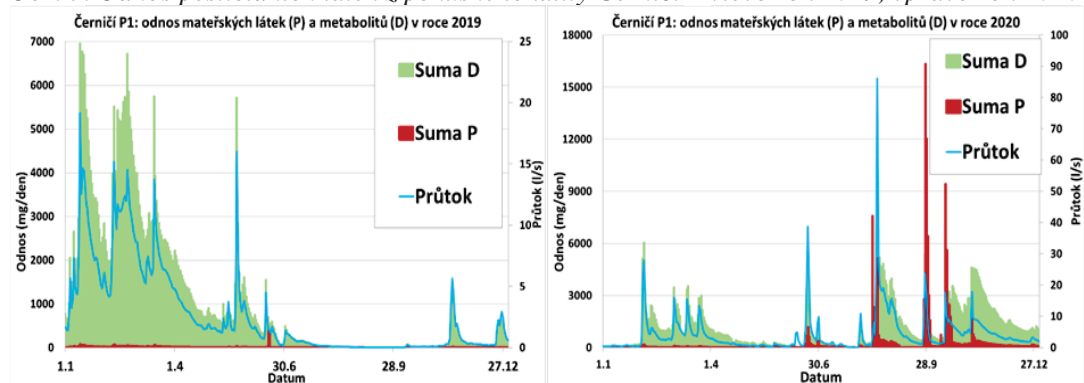
Velikost odnosu pesticidů je uvedena na příkladu odlišných let 2019 (sušší, málo SOE) a 2020 (z hlediska vodnosti průměrný). Výpočet byl proveden pro 1 drenážní skupinu a závěrový profil sledovaného povodí (obr. 7).

Z hlediska drenážního systému byla v roce 2019 byla hodnota celkového odnosu 45,63 g, která představuje 12 g/ha/rok z celého subpovodí, resp. 37,7 g/ha/rok z odvodněné plochy. Převážnou většinu z tohoto množství představovaly metabolity (45,47 g; 99,6 %), téměř výhradně metabolity chloracetanilidových herbicidů. Podíl SOE na odnosu metabolitů v roce 2019 byl 6,48 %, což svědčí o staré zátěži ve vodě s delší dobou zdržení. Odnos mateřských látek

drenážním odtokem byl v roce 2019 pouze 0,16 g/rok, převažoval recentně aplikovaný bentazon (0,07 g/rok). Velký význam pro vyplavování mateřských látek měly SOE, když v jejich průběhu došlo k vyplavení 31,6 % celkového ročního odnosu. V roce 2020 byl celkový odnos pesticidních látek drenážním odtokem podstatně větší, když celková hodnota dosáhla 71,64 g/rok (18,8 g/rok/ha, resp. 59,2 g/rok/ha odvodněné plochy). Ve složení vyplavených pesticidních látek v roce 2020 opět významně převažovaly metabolity (64,0 g; 89 %) a z nich opět chloracetanilidy. Odnos mateřských látek byl v roce 2020 celkem 7,6 g, z toho většinou bentazon (6,6 g). Podíl SOE na vyplavení mateřských látek byl 56 %.

Velikost odnosu pesticidů v roce 2019 z celého povodí byla 417,8 g, v přepočtu na 1 ha plochy povodí to je 3,0 g/rok. Většinu z vyplavených látek představují opět metabolity (413,6 g), z toho převážně metabolity chloracetanilidových herbicidů (396,8 g). Podíl odnosu metabolitů v průběhu srážko-odtokových epizod byl 20,5 %. Odnos mateřských látek v roce 2019 byl 4,19 g, nejvíce látky dinoterb (1,8 g), fluzifop (1,1 g) a bentazon (0,26 g). Podíl SOE na celkovém odnosu mateřských látek byl 20,8 %. Z tohoto pohledu se jedná o rok s netypicky nízkým podílem SOE na celkovém odnosu mateřských látek. Důvodem je pravděpodobně obecně nízká vodnost roku 2019, když SOE, které v tomto roce nastaly, zejména v průběhu vegetační sezóny, se vyznačovaly převážně pouze malou změnou průtoku. Rok 2020 byl bohatší na epizody i odnosu pesticidů. Celkový odnos pesticidních látek činil 565,8 g, což v přepočtu na 1 ha plochy povodí představuje 4,1 g a v přepočtu na 1 ha odvodněné plochy 14,7 g. V odtoku opět převažovaly metabolity (449,14 g), a to zejména metabolity chloracetanilidových herbicidů 410,6 g. Z ostatních metabolitů bylo v povrchovém odtoku nejvíce metabolitu 1,2,4 triazolu (24,7 g) a metabolitů terbuthylazinu (4,6 g). Podíl SOE na celkovém odnosu metabolitů byl 79,2 %. Odnos mateřských látek v roce 2020 byl celkem 116,7 g, z toho především herbicidu bentazon (78,0 g). Další více zastoupené mateřské látky byly v roce 2020 dinoterb (5,5 g), fluzifop (1,3 g), imazamox (1,38 g), MCPA (19,1 g převážně v jediné SOE) a tebuconazol (1,9 g). Podíl SOE na celkovém odnosu v roce 2020 byl 96 %.

Obr. 7. Odnos pesticidních látek z pokusné lokality Černičí – vlevo rok 2019, vpravo rok 2020



Tabulka 2. Koncentrace vybraných pest. látek v různých médiích v povodí Černičí

Pesticid	Půdní voda			Drenážní voda Š2			Povrch. voda tok P1			Povrch. voda rybník		
	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)
1,2,4-triazole	0,94	2,04	100	0,21	1,10	98	0,14	0,57	99	0,05	0,24	89
Acetochlor ESA	0,01	0,09	23	0,04	0,08	97	0,02	0,06	88	0,05	0,09	100
Alachlor ESA	0,11	0,22	100	0,04	0,10	91	0,24	0,91	100	0,26	0,56	72
Alachlor OA	0,01	0,06	71				0,00	0,01	2	0,00	0,02	6
AMPA	0,20	1,46	74	0,01	0,33	21	0,03	0,43	35	0,17	0,57	94
Atrazine-2-hydroxy	0,02	0,06	94	0,02	0,05	90	0,02	0,07	98	0,02	0,08	100
Atrazine-desethyl	0,00	0,01	3	0,00	0,01	40	0,00	0,01	51	0,00	0,05	61
Azoxystrobin	0,50	7,82	90	0,01	0,23	18	0,07	2,40	44	0,12	2,47	25
Azoxystrobin-o-demethyl	0,42	2,49	58	0,12	1,06	29	0,16	1,28	43	0,09	0,84	36
Bentazone	0,01	0,03	55	0,45	15,40	79	0,21	7,77	61	0,03	0,39	72
Boscalid	0,02	0,16	94				0,00	0,05	33	0,00	0,02	47
Clothianidin	0,08	0,14	87				0,00	0,03	17	0,00	0,00	3
Diflufenican	0,02	0,29	61	0,00	0,02	6	0,00	0,01	15	0,00	0,02	8
Epoxiconazole	0,03	0,07	32				0,00	0,03	3	0,00	0,01	3
Fluazifop	0,03	0,42	65	0,01	0,08	44	0,01	0,04	66	0,02	0,06	69
Fluquinconazole	0,01	0,02	58				0,00	0,02	7			
Flutriafol	0,04	0,08	52	0,01	0,06	11	0,00	0,02	1			
Glyphosate	0,48	7,72	58	0,03	0,63	17	0,02	0,52	22	0,11	0,86	83
Chlorotoluron	0,01	0,15	45	0,00	0,05	13	0,00	0,04	20	0,00	0,05	42
Chlorsulfuron	0,01	0,13	19	0,01	0,06	47	0,00	0,03	36	0,00	0,03	53
Imazamox	0,00	0,02	3	0,02	0,24	72	0,01	0,16	42	0,01	0,03	50
MCPA	0,00	0,01	10				0,42	25,60	5	0,01	0,36	6
Mesotrione	0,01	0,07	10				0,05	2,25	4	0,03	0,57	6
Metazachlor ESA	0,05	0,29	94	1,55	6,33	99	0,73	2,80	100	0,99	2,30	100
Metazachlor OA	0,04	0,11	94	0,46	5,97	100	0,15	1,21	100	0,20	1,08	100
Metolachlor ESA	0,05	0,99	58	1,78	5,44	100	0,66	3,20	100	0,60	1,76	100
Metolachlor OA	0,01	0,17	19	0,48	3,51	99	0,22	1,13	91	0,20	0,73	100
Metribuzin-desamino	0,00	0,03	16				0,00	0,01	3	0,04	0,39	50
Metribuzin-desamino diketo	0,03	0,31	45	0,00	0,02	3	0,02	1,54	36	0,05	0,34	72
Pethoxamid ESA	0,04	0,09	55				0,03	0,23	25	0,03	0,11	33
Spiroxamine	0,15	0,95	16	0,00	0,02	1	0,00	0,02	4	0,00	0,01	3
Tebuconazole	0,90	7,35	97	0,00	0,06	23	0,02	0,41	51	0,05	1,25	64
Terbuthylazine	0,01	0,05	81				0,00	0,01	22	0,00	0,01	19
Terbuthylazine-desethyl	0,02	0,09	87	0,00	0,02	37	0,01	0,06	53	0,01	0,02	47
Terbuthylazine-desethyl-2-hydroxy	0,02	0,04	97	0,00	0,01	18	0,01	0,05	71	0,01	0,04	81
Terbuthylazine-hydroxy	0,13	0,26	97	0,02	0,12	81	0,05	0,26	100	0,07	0,26	100
Thiamethoxam	0,18	3,99	87				0,00	0,01	2			

Legenda: Šedě jsou zvýrazněny látky detekované ve více než 50 % vzorků, žlutě relativně vysoké hodnoty, červeně překročení limitu dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb.

Pokračování tabulky 2

Pesticid	Půda ornice			Půda podorničí			Sediment rybník		
	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)
Alachlor	0,00	0,01	40	0,00	0,00	12	0,01	0,02	69
AMPA	0,14	0,55	85	0,04	0,29	95	0,10	0,16	88
Diflufenican	0,02	0,21	76	0,01	0,11	29	0,00	0,01	6
Epoxiconazole	0,01	0,08	94	0,00	0,02	22	0,00	0,00	0
Glyphosate	0,04	0,23	82	0,01	0,11	59	0,10	0,24	8
Chlorotoluron	0,03	0,80	32	0,00	0,01	10	0,00	0,00	0
Pendimethalin	0,05	1,19	70	0,00	0,06	20	0,00	0,00	0
Tebuconazole	0,02	0,29	77	0,00	0,03	15	0,00	0,02	6
Terbuthylazine-hydroxy	0,01	0,02	96	0,00	0,01	61	0,00	0,02	13

Obr. 8. Odlov ryb v rybníčku Černičí



4.2.2 Němčice

Němčický potok se vlévá do Žďárné, která vtéká po soutoku s Luhou jako Sloupský potok do podzemí a v něm po soutoku s Bílou Vodou vyvěrá na povrch v Moravském krasu jako Punkva a ta v Blansku vtéká do Svitavy. Reliéf zakládaného experimentálního povodí tvoří mírně členité, dlouhé pozvolné svahy Dražanské vrchoviny. Rozvodnice v nejvyšším bodě prochází nadmořskou výškou 656 m, uzávěr povodí má výšku 556 m, průměrná nadmořská výška povodí je 606 m. Půdní pokryv tvoří převážně kambizemě modální eubazické až mezobazické na horninách kulmu, místy slabě oglejené, převážně středně těžké a středně skeletovité. V horních partiích svahů jsou půdní horizonty oderodované. Nachází se zde mělké kambizemě litické, středně těžké nebo lehčí. V západní části povodí se vytvořily hnědozemě luvické oglejené na svahových hlínách, středně těžké, ve spodině těžší. Údolí potoka vyplňují gleje modální na svahovinách, středně těžké až těžké. Na svazích na méně propustných svahovinách se vyvinuly pseudogleje modální středně těžké, ve spodině těžší.

Z celkové plochy povodí 347 ha je 172 ha orné půdy, 21 ha trvalých travních porostů, les zaujímá 117 ha, zahrady, sady a křoviny 16 ha, ostatní je především zástavba, komunikace a vodní plochy. Intenzivně se zemědělsky hospodaří na velkých honech rozkládajících se na dlouhých svazích se sklonem 3 až 4°. Průměrná svazitost celého povodí je 4,2°. V osevním postupu převládají obilniny (66 %) a řepka olejná, dále se zde pěstuje kukuřice a víceleté pícniny. Odvodnění nehraje v povodí podstatnou roli, rozkládá se na 41 ha.

Pro odběry vzorků půdy byly vybrány 2 bloky orné půdy svažující se k toku – N2 Krajinka a N5 Za kostelem (obr. 9 a 10). Vzorky byly odebrány nejprve měsíčně (2019-2020) a následně 4x ročně jako smíšené z 5 míst z povrchové vrstvy (0-10 cm), zvláště z vrcholové, středové a dolní partie svahů (dle kap. 4.1). Vzorky podorničí byly odebírány v transektech na začátku a konci vegetační sezóny. Spolu s ornici byly vždy odebírány i vzorky sedimentů v toku a v nádrži (obr. 9).

Vzorky povrchových vod (N1 až N5 – obr. 9 byly odebírány měsíčně ve vegetačním období ze 4 míst ve vodních tocích a 1 (N1) z retenční nádrže. Profil na toku označený N2 je plně vybavený pro měření průtoků a srážek. Je zde nainstalován i automatický vzorkovač, pomocí kterého byly odebírány vzorky vod během zvýšených srážko-odtokových epizod (SOE).

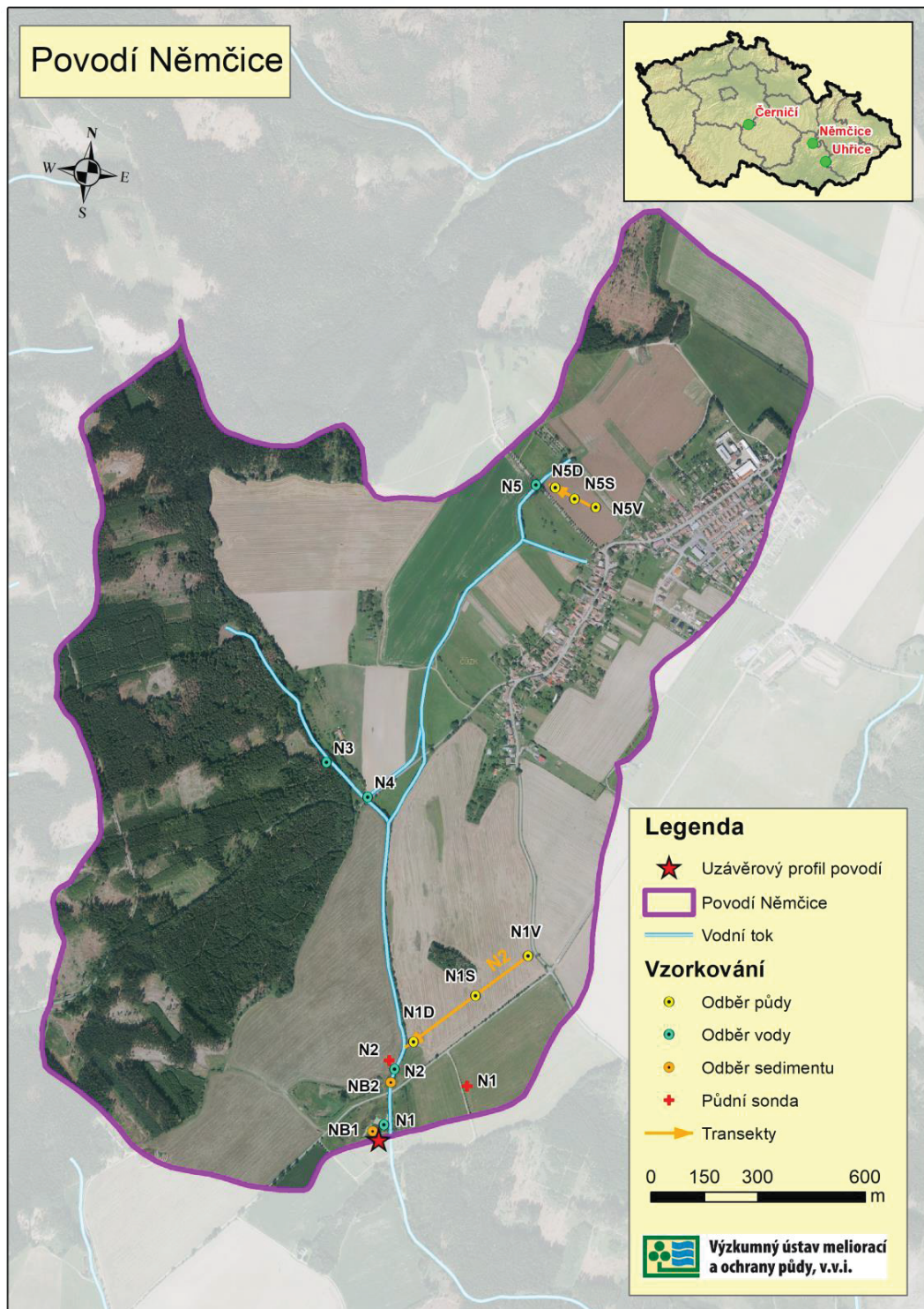
Do retenční nádrže byli na jaře nasazováni kapři (dvouletá násada K2) a po 1 - 2leté expozici odloveni na analýzy reziduí pesticidních látek a jejich metabolitů ve svalovině a játrech (hepatopankreas).

4.2.2.1 Výsledky monitoringu půd a sedimentů

Průměrná koncentrace celkového dusíku v ornici (2,09 g/kg) byla vyšší než v podorničí (1,81 g/kg) a podobně tomu bylo i u celkového fosforu (ornice 0,71 g/kg, podorničí 0,68 g/kg). Prokázala se slabá tendence akumulace P_{celk} a N_{celk} v úpatí svahu. Koncentrace sledovaných živin v dnových sedimentech je vyšší (průměr N_{celk} 3,49 g/kg a P_{celk} 2,08 g/kg) ve srovnání s půdou. Tento fakt je ovlivněn akumulací půdních částic a látek, ale i přítomností komunálního zdroje (obec Němčice nemá ČOV).

V povrchové vrstvě půdy bylo pozitivně detekováno 35 pesticidních látek (mateřských a metabolitů), v podorničí 26. Jejich průměrná sumární koncentrace v ornici činila 0,56 mg/kg (min. 0,01 max. 8,17 mg/kg) a v podorničí pouze 0,22 mg/kg (min. 0,004 max. 0,70 mg/kg). Téměř ve všech vzorcích půdy se vyskytoval glyfosát, jeho metabolit AMPA a dále diflufenican a epoxiconazol. Ve více než 50 % vzorků byl detekován tebuconazol. Průměrné koncentrace vybraných látek ve sledovaných médiích prezentuje tabulka 3.

Obr. 9. Přehledná mapa modelového povodí Němčice



Ve dnových sedimentech bylo detekováno 19 pesticidních látek a jejich průměrná sumární koncentrace dosáhla 0,27 mg/kg (min. 0,09 max. 0,71 mg/kg). Vždy byl detekován glyfosát a AMPA, dále ve významném podílu vzorků byly zjištěny metabolity dimetachlor ESA, metolachlor ESA a metazachlor ESA. Diflufenican a tebuconazol byly na rozdíl od půdy detekovány pouze v méně než 25 % vzorků sedimentů, ale prokázala se jejich sezónní akumulace v dnovém sedimentu v nádrži, kde pravděpodobně následně dochází k degradaci těchto a jiných mateřských látek na metabolity.

Obr. 10. Odběr vzorků půdy na erozně ohroženém svahu v povodí Němčice



4.2.2.2 Výsledky monitoringu povrchových vod

V povrchových vodách v povodí Němčice byla zjištěna dlouhodobá průměrná koncentrace Ncelk 8,72 mg/l a Pcelk 0,40 mg/l. Nejlepší jakost vody dlouhodobě vykazuje pramenný lesní přítok (N3 dle obr. 9), nejhorší je v profilu pod vesnicí (N4). Průměrná koncentrace v toku nad nádrží (N2) dosahovala pro Ncelk 13,18 mg/l a Pcelk 0,35 mg/l, v nádrži (N1) byly zjištěny průměrné koncentrace Ncelk = 7,63 mg/l a Pcelk = 0,43 mg/l.

Spektrum pesticidních látek ve vodách je podstatně širší než v půdách nebo sedimentech. Celkově bylo pozitivně detekováno 105 látek (převážně metabolitů) a jejich průměrná suma činí 1,69 µg/l (min. 0,04, max. 7,65 µg/l). Do tabulky 3 byly vybrány nejčastěji se vyskytující kontaminanty. Jedná se zejména o metabolity 1,2,4 triazol, AMPA, dimetachlor ESA, metazachlor ESA, metolachlor ESA a terbutylazin-hydroxy. Měsíční monitoring toků a nádrže zachytil převažující zatížení vod metabolity pesticidních látek. Při zvýšených SOE, kdy probíhají i erozní jevy, se zvyšuje transport mateřských látek, což v tab. 3 dokumentuje příklad glyfosátu. Jeho transport je při tom doprovázen i navýšením koncentrací AMPA ve vodách.

Tabulka 3. Koncentrace vybraných pesticidních látek v různých médiích v povodí Němčice

Pesticid	Povrch. voda toky			Povrch. voda nádrž			Povrch. voda N2 mon.			Povrch. voda N2 SOE		
	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)
1,2,4-triazole	0,14	0,36	99	0,13	0,24	100	0,19	0,30	100	0,12	0,37	91
Alachlor ESA	0,01	0,04	48	0,01	0,02	50	0,004	0,02	35	0,002	0,02	19
AMPA	0,37	2,55	75	0,35	0,68	97	0,33	0,88	97	0,69	3,66	93
Atrazine-2-hydroxy	0,01	0,03	69	0,02	0,11	80	0,01	0,02	80	0,004	0,02	61
Azoxystrobin-o-demethyl	0,01	0,01	75	0,01	0,02	100	0,01	0,01	100	0,004	0,01	75
Bentazone	0,16	5,08	62	0,24	3,20	77	0,12	1,25	65	0,15	1,38	72
Carbendazim	0,001	0,02	20	0,001	0,01	27	0,001	0,01	12	0,004	0,02	67
Clothianidin	0,002	0,03	20	0,003	0,01	38	0,01	0,03	50	0,002	0,01	32
Dimethachlor ESA	0,28	2,53	75	0,33	1,19	97	0,29	1,06	97	0,09	0,98	82
Dimethachlor OA	0,03	0,22	52	0,03	0,35	57	0,02	0,31	50	0,01	0,12	19
Dinoterb	0,03	0,22	52	0,03	0,25	35	0,02	0,13	50	0,03	0,31	51
Fluazifop	0,01	0,04	49	0,01	0,04	57	0,01	0,04	40	0,01	0,04	62
Glyphosate	0,08	0,93	45	0,06	0,27	77	0,05	0,43	63	0,23	2,49	84
Chlorotoluron	0,01	0,23	27	0,02	0,25	65	0,02	0,23	62	0,04	1,32	59
Imidacloprid	0,01	0,06	55	0,01	0,01	70	0,01	0,02	67	0,01	0,06	86
Metazachlor ESA	0,14	1,83	85	0,08	0,48	100	0,09	0,50	100	0,04	0,29	92
Metazachlor OA	0,04	0,92	55	0,03	0,22	63	0,03	0,23	63	0,01	0,06	40
Metolachlor ESA	0,20	1,47	82	0,45	1,58	100	0,52	1,47	100	0,14	0,75	100
Metolachlor OA	0,03	0,36	54	0,10	0,40	100	0,08	0,36	97	0,02	0,15	62
Tebuconazole	0,01	0,11	38	0,03	0,75	57	0,07	0,11	40	0,25	15,23	91
Terbuthylazine	0,001	0,01	17	0,002	0,01	33	0,001	0,01	27	0,01	0,06	55
Terbuthylazine-desethyl	0,004	0,02	47	0,01	0,06	63	0,01	0,02	57	0,03	0,16	79
Terbuthylazine-desethyl-2-hydroxy	0,003	0,02	0	0,01	0,02	70	0,003	0,02	37	0,02	0,07	92
Terbuthylazine-hydroxy	0,02	0,10	99	0,05	0,23	97	0,02	0,04	100	0,02	0,09	99
Terbutryn	0,003	0,02	30	0,003	0,01	53	0,002	0,01	30	0,01	0,03	58
Thiamethoxam	0,003	0,06	27	0,004	0,03	50	0,01	0,06	53	0,002	0,02	26

Legenda: N2 mon. = měsíční monitoring na profilu N2, N2 SOE = zvýšené srážko-odtokové epizody v profilu N2. Šedě jsou zvýrazněny látky detekované ve více než 50 % vzorků, žlutě relativně vysoké hodnoty, červeně překročení limitu dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb.

Pokračování tabulky 3

Pesticid	Půda ornice			Půda podorničí			Sediment nádrž		
	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)
AMPA	0,16	0,65	100	0,14	0,47	98	0,17	0,34	100
Diflufenican	0,07	0,51	99	0,02	0,12	85	0,01	0,02	42
Dimethachlor ESA	0,001	0,01	38	0,001	0,01	34	0,002	0,02	52
Epoxiconazole	0,01	0,08	84	0,01	0,04	89	0,000	0,01	5
Glyphosate	0,07	0,65	98	0,04	0,14	93	0,03	0,14	95
Metolachlor ESA	0,00	0,02	24	0,000	0,002	16	0,001	0,01	50
Tebuconazole	0,02	0,25	57	0,004	0,07	36	0,002	0,03	10

4.2.3 Uhřice

Uhřický rybník se nachází na potoce Hvězdlička, mezi obcemi Milonice a Uhřice na Vyškovsku. Hvězdlička, stejně jako její pravostranný přítok Pavlovický potok pramení v Litenčické pahorkatině. Nejvyšším vrcholem povodí je Klín (443 m n.m.), hráz rybníka se nachází ve výšce 255 m n.m. Pro reliéf terénu jsou typické dlouhé zvlněné svahy, převážně zorněné. Průměrná svažitosť povodí je 5,3°.

Geologické podloží zájmového povodí tvoří neogenní horniny: vápnité jíly, písky, šterky, místy pískovce či slepence. Ty jsou často překryty sprašemi nebo sprašovými hlínami. Na nich se vyvinuly černozemě a hnědozemě, které jsou v souvislosti se svažitosť a intenzivním obhospodařováním často degradované. Podél potoků se nacházejí černice a fluvizemě na vápnitých nivních uloženinách.

Více než polovina plochy zájmového povodí (2570 ha) je zorněna, konkrétně 1414 ha (= 55 %). Trvalé travní porosty se nacházejí na 38 ha, 37 % povodí (953 ha) pokrývají lesy, zahrady a křoviny 54 ha. Na orné půdě se pěstují ve vysokém podílu kukuřice, slunečnice, sója, řepa, osevni postup pak doplňují obiloviny, řepka, mák a píciny. V povodí je relativně málo plošného odvodnění: 88,4 ha, tj. 3,4 % plochy povodí, převážně v půdách slabě zranitelných v souvislosti se zrychlenou infiltrací.

V povodí Uhřického rybníka byly vybrány 2 transekty na svažitých blocích orné půdy (obr. 12). Jeden nad nátokem rybníka (Padělky) a druhý v centrální části povodí (Homole). Měsíčně (2019-2020) a následně čtyřikrát ročně (2021-2022) byly odebrány smíšené vzorky půd (stejně jako v ostatních modelových povodích) z horní infiltrační partie, střední a transportní a dolní akumulární partie svahu z orníční vrstvy a k tomu 2krát i z podorničí. V časové návaznosti na monitoring ornice byly odebrány vzorky dnových sedimentů z toku a z rybníka (obr. 12).

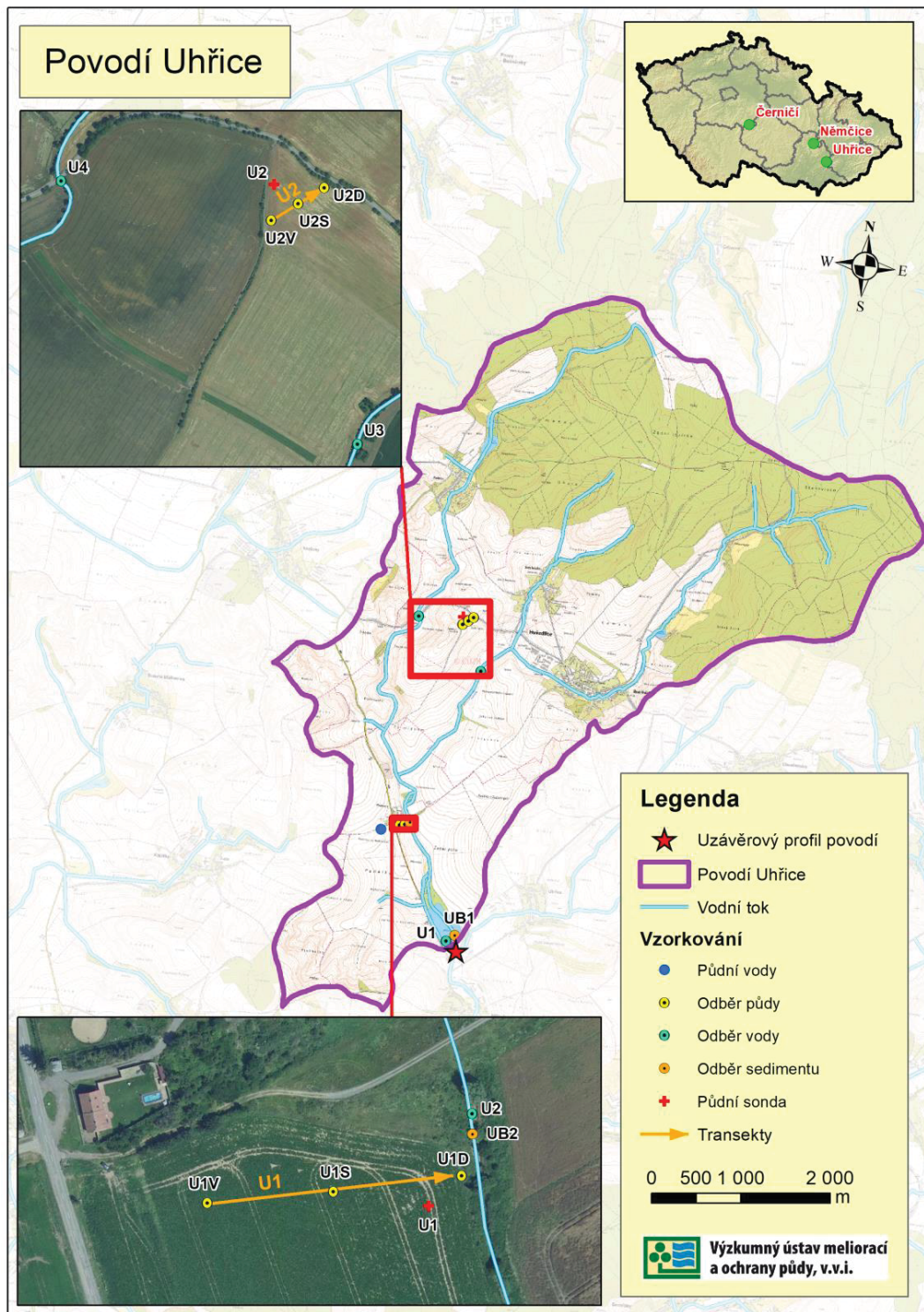
Povrchové vody byly odebírány měsíčně (manuálně) ve 3 profilech na vodních tocích (obr. 12) a jeden (U1) z rybníka, jehož hráz tvoří uzávěr zájmového povodí.

Rybník Uhřice využívá Rybníkářství Pohořelice, a.s. pro odchov dvouleté násady kapra (K2) z vlastního plůdku. Odběr vzorků ryb probíhal při nasazování a výloveh rybníka (obr. 11).

Obr. 11. Výlov Uhřického rybníka



Obr. 12. Přehledná mapa modelového povodí Uhřice



4.2.3.1 Výsledky monitoringu půd a sedimentů

Ornice průměrně obsahovala 2,18 g/kg Ncelk a 1,01 g/kg Pcelk. Průměry pro podorničí byly nižší: Ncelk = 1,98 g/kg a Pcelk = 0,85 g/kg. Ze vzorkování svahových transektů v povodí vyplynula tendence transportu a akumulace živin v úpatí svahů a ve dnových sedimentech. Sediment v nádrži obsahoval průměrně 3,38 g/kg Ncelk a 1,29 g/kg Pcelk.

Pro povodí Uhřice je typické odlišné spektrum aplikovaných a detekovaných pesticidních látek, protože se jedná o černozemní oblast s intenzivním pěstováním kukuřice, řepy aj. plodin vyžadujících adekvátní ochranné látky. Celkem v půdách bylo pozitivně detekováno 37 pesticidů a jejich průměrná suma činila v ornici 0,84 mg/kg (min. 0,01 max. 9,92 mg/kg). V podorničí byly sumární obsahy pesticidních látek zpravidla nižší než v ornici s průměrnou hodnotou 0,14 mg/kg (min. 0,01 max. 0,72 mg/kg). Přehled nejčastěji detekovaných pesticidních látek v půdách a jejich průměrné koncentrace prezentuje tabulka 4. Z mateřských látek se v půdách v povodí nejvíce vyskytuje azoxystorbin, boscalid, epoxiconazol, glyfosát, a tebuconazol. Z metabolitů je nejvýznamnějším kontaminantem AMPA a chloridazon-desphenyl.

Tabulka 4. Koncentrace vybraných pesticidních látek v různých médiích v povodí Uhřice

Pesticid	Povrch. voda toky			Povrch. voda nádrž		
	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)	Prům. (µg/l)	Max (µg/l)	Detek. (%)
1,2,4-triazole	0,06	0,24	93	0,01	0,04	70
Acetochlor ESA	0,01	0,12	73	0,02	0,06	84
Acetochlor OA	0,01	0,13	34	0,01	0,08	58
AMPA	1,40	5,83	99	0,74	2,24	100
Atrazine-2-hydroxy	0,02	0,10	100	0,03	0,09	100
Azoxystrobin	0,003	0,03	36	0,00	0,04	11
Dinoterb	0,02	0,14	51	0,01	0,09	42
Fluazifop	0,01	0,03	58	0,02	0,09	68
Glyphosate	0,70	7,70	94	0,04	0,14	71
Chloridazon	0,01	0,03	94	0,01	0,01	89
Chloridazon-desphenyl	1,68	12,90	100	0,71	1,28	89
Chloridazon-methyl desphenyl	0,25	0,55	100	0,13	0,31	82
Imidacloprid	0,01	0,04	58	0	0	0
Metazachlor ESA	0,08	0,26	97	0,06	0,16	88
Metazachlor OA	0,05	0,17	88	0,05	0,15	80
Metolachlor ESA	0,02	0,14	91	0,02	0,03	92
Tebuconazole	0,01	0,03	63	0,004	0,02	61
Terbutylazine-hydroxy	0,01	0,04	72	0,02	0,04	96
Terbutylazine-desethyl	0,004	0,10	30	0,01	0,05	57
Terbutylazine-desethyl-2-hydroxy	0,002	0,04	22	0,004	0,01	57

Legenda: Šedě jsou zvýrazněny látky detekované ve více než 50 % vzorků, žlutě relativně vysoké hodnoty, červeně překročení limitu dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb.

Pokračování tabulky 4

Pesticid	Půda ornice			Půda podorničí			Sediment nádrž		
	Prům (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)	Prům. (mg/kg)	Max (mg/kg)	Detek. (%)
AMPA	0,09	0,78	97	0,02	0,20	73	0,06	0,16	100
Azoxystrobin	0,05	0,82	78	0,01	0,05	24	0	0	0
Boscalid	0,01	0,25	51	0,001	0,01	22	0	0	0
Epoxiconazole	0,06	0,62	83	0,01	0,15	58	0	0	0
Glyphosate	0,14	2,32	82	0,02	0,31	47	0,03	0,13	94
Chloridazon-desphenyl	0,05	0,96	91	0,04	0,53	93	0,002	0,01	28
Chloridazon-methyl desphenyl	0,001	0,01	42	0,01	0,16	51	0	0	0
Metazachlor ESA	0,01	0,19	71	0,00	0,02	51	0,0001	0,0002	29
Metazachlor OA	0,01	0,36	88	0,0002	0,001	37	0,00001	0,0001	6
Tebuconazole	0,09	1,32	84	0,01	0,07	40	0	0	0
Terbutylazine-hydroxy	0,01	0,13	51	0,01	0,07	42	0	0	0

Ve dnových sedimentech bylo pozitivně detekováno 12 pesticidních látek, jejich průměrná suma byla 0,16 mg/kg (min. 0,01 max. 0,46 mg/kg). Převažujícími kontaminanty sedimentů jsou glyfosát a jeho metabolit AMPA a nachází se v nich i metabolit chloridazon-desphenyl (tab. 4).

4.2.3.2 Výsledky monitoringu povrchových vod

Zatížení povrchových vod živinami je nejvýraznější v profilu U3 (obr. 12), který je přímo ovlivněn komunálními vodami z Hvězdlic. Průměrná koncentrace Ncelk ze všech vzorků povrchových vod dosáhla 4,82 mg/l a Pcelk 0,56 mg/l. Vzhledem k velikosti povodí dochází k postupnému ředění a obsahy Ncelk (1,74 mg/l) a Pcelk (0,33 mg/l) v rybníku jsou proto nižší než průměr.

Analýzy povrchových vod v nich odhalily 103 různých pesticidních látek. Jejich suma v průměru dosáhla 5,12 µg/l (min. 0,88 max. 28,90 µg/l). Vysoké maximum bylo stanoveno v jednom vzorku vody v profilu U2 nad nádrží a podařilo se jím zachytit transport chloridazonu a jeho metabolitů při zvýšené odtokové události po aplikaci mateřské látky.

Jak je patrné z tab. 4, v povrchových vodách v povodí Uhřice se z mateřských látek nejčastěji vyskytují chloridazon a glyfosát, z metabolitů pak 1,2,4-triazol, AMPA, atrazine-2-hydroxy, chloridazon-desphenyl, chloridazon-methyl-desphenyl, metazachlor ESA a metolachlor ESA. Ve vodě v rybníku byl navíc často detekován terbutylazin-hydroxy, ale v nízké koncentraci.

4.2.4 Výsledky rozborů rybích tkání

Koncentrace pesticidů v násadách byly pod mezí stanovitelnosti. Tabulka 5 prezentuje jejich maximální obsahy ve vzorcích rybích tkání po 1 až 2 leté expozici v přírodním prostředí nádrží v modelových povodích. Celkem bylo ve všech vzorcích ryb ze tří sledovaných nádrží pozitivně detekováno 28 pesticidních látek. Podle limitů stanovených Světovou zdravotnickou organizací (WHO 2023), tyto zjištěné maximální koncentrace pesticidů ve svalovině ryb z dlouhodobého hlediska nemohou ohrozit zdraví konzumentů.

Tabulka 5. Maximální obsahy vybraných pesticidů v rybích tkáních

Pesticid (µg/kg)	Černíčí		Němčice		Uhřice	
	Svalovina	Hepato-pankreas	Svalovina	Hepato-pankreas	Svalovina	Hepato-pankreas
Atrazine	0,005	0,022		0,154		0,145
Atrazine-desethyl	0,003	0,018		0,006		
Carbendazim	0,085	0,104				0,099
Dimethachlor			0,007	0,019		
Chloridazon-methyl desphenyl			0,126			
Chlorotoluron	0,030	0,005				
Chlorotoluron-desmethyl	0,112	0,116				
Diflufenican	0,112	4,534	0,183	1,714	0,015	0,010
Fluazifop	0,241	0,534	0,171	0,509	0,177	
Fluazifop-p-butyl	0,121	0,134	0,116		0,187	
Tebuconazole	0,028	3,991				
Terbuthylazine		0,024			0,230	4,100

Nejvíce pozitivních detekcí pesticidů bylo zaznamenáno v rybníku Černíčí, který je intenzivně ovlivněn i komunálním znečištěním. Pro účely tabulky 5 byly vybrány látky běžně detekované v půdách, sedimentech a vodách v modelových povodích a zemědělské plošné znečištění lze považovat za jejich dominantní zdroj. Akumulace sledovaných látek byla častěji zjištěna v hepatopankreatu než ve svalovině. Celkově nejvíce pozitivních detekcí v tkáních bylo zaznamenáno pro diflufenican a fluazifop. Diflufenican se v modelových povodích běžně vyskytuje ve všech sledovaných médiích (půda, sediment, voda). Fluazifop byl analyzován v půdních a povrchových vodách a prokázalo se, že intenzivněji se transportuje při zvýšených odtocích. V tabulce 5 jsou žlutě zvýrazněny koncentrace přesahující 1 µg/kg. Kromě výše zmíněného diflufenicanu (Černíčí a Němčice) se jedná o tebuconazol ve vzorcích rybích tkání z rybníku Černíčí a terbuthylazin z rybníku Uhřice. Tebuconazol se v povodí Černíčí vyskytuje zejména v půdách, půdních vodách a ve vodě v rybníku, jedná se o herbicidní látku často aplikovanou k obilninám. V povodí Uhřice byl terbuthylazin zjištěn v povrchových vodách, dominantně ve formě metabolitů. Všechny jmenované látky jsou součástí herbicidních nebo fungicidních prostředků k různým zemědělským plodinám.

4.2.5 Shrnutí poznatků z monitoringu živin a pesticidů

Zásobenost půd celkovým dusíkem (N_{celk}) a fosforem (P_{celk}) je ve všech modelových povodích podobná. Transport fosforu v povodí probíhá převážně v důsledku eroze s povrchovým odtokem (Krása et al. 2019). Monitoring potvrdil zvýšené koncentrace P_{celk} ve vodách při erozně účinných srážko-odtokových epizodách, a to i v případě vod drenážních, naopak za běžných průtoků se fosfor ve všech typech vod vyskytuje pouze ve velmi nízkých koncentracích. Dusík, který je ve vodách zemědělských povodí reprezentován zejména dusičnany, je transportován povrchovým i podpovrchovým (drenážním) odtokem (Kvítek et al. 2023), přičemž drenážní odtok je hlavním zdrojem transportu N-NO₃ do povrchových vod. V

drenážních vodách byla potvrzena typicky značná variabilita koncentrací Ncelk, které jsou obecně vyšší za běžných průtoků, a naopak v průběhu srážko-odtokových epizod klesají. Toto ředění je typické pro drenážní systémy i malé toky, v jejichž mikropovodí není půda extrémně přehnojována a do jejichž odtoku se v průběhu epizod dostává nekontaminovaná voda z příčinné srážky (Zajíček et al. 2017).

Výsledky dlouhodobého monitoringu potvrdily, že zemědělsky využívaná povodí jsou kontaminována pesticidy ve všech sledovaných matricích (v souladu s poznatky např. Szöcs et al. 2017). Spektrum pesticidních látek v systému půda, sediment, půdní, drenážní a povrchové vody (výskyt různých látek a jejich koncentrace) v jednotlivých sledovaných mediích se liší dle dané matrice a také dle vlastností dané látky. V půdách a sedimentech se vyskytují málo rozpustné, silně sorbované látky, která za běžných okolností nejsou příliš vyplavována do vod (Riise et al. 2004), zejména glyfosát, jeho metabolit AMPA a některé azolové fungicidy a herbicidy pendimethalin a diflufenican. Půdní vody obsahují značné množství mateřských látek, včetně látek silně sorbovaných, jako např. fungicid epoxiconazol, který je v půdě velmi perzistentní, ale nepříliš rozpustný ve vodě. V drenážních i v povrchových vodách výrazně převažují vysoce rozpustné, slabě sorbované látky, zejména metabolity chloracetanilidových herbicidů, které jsou na druhou stranu málo perzistentní v půdě (Adriaanse et al. 2017). Podobné vlastnosti má také společný metabolit azolových fungicidů (zejména tebuconazol, epoxiconazol, cyproconazol a tebukonazol, epoxiconazol, cyproconazol) 1,2,4 triazol, který se vyskytuje ve všech kapalných matricích, avšak nikoliv v pevných. Tato látka se postupně stává jedním z hlavních faktorů znečištění vod pesticidy (Halešová et al. 2022). Vysoké koncentrace těchto metabolitů představují dlouhodobý problém zejména drenážního odtoku (Mottes et al. 2017). Často se jedná o „starou zátěž“ látek, které se již delší dobu neaplikují, avšak stále jsou vyplavovány do povrchových vod (Zajíček et al. 2018a).

Výskyt vyšších koncentrací mateřských látek v drenážních a povrchových vodách odráží aktuální aplikace (obr. 13) a hydrologickou situaci v povodí. Jejich vyplavování je oproti metabolitům vázáno téměř výhradně na srážko-odtokové epizody. Pokud nastane větší epizoda (SOE), krátce po aplikaci pesticidů, rychlý preferenční (drenážní) odtok převáží jejich fyzikálně chemické vlastnosti (Lefrancq et al. 2017) a silně i slabě sorbované látky se do drenážního i povrchového odtoku dostávají stejně rychle (Accinelli et al. 2002) a způsobí krátkodobě značně zvýšené hodnoty koncentrací (Zajíček et al. 2018a, Halbach et al. 2021), které mohou být následně mj. významně rizikové pro vodní organismy (Wettstein et al. 2016).

V současné době nejsou legislativně ošetřeny koncentrace pesticidních látek v půdách. Zrušená vyhl. č. 13/1994 Sb. stanovovala limit sumy pesticidů 0,1 mg/kg a lze konstatovat, že tato hodnota by byla ve všech modelových povodích překročena. Naopak zjištěné koncentrace pesticidních látek v povrchových vodách většinou splňují hodnoty podle normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod (nařízení vlády č. 401/2015 Sb.). V porovnání se zmíněnou normou bylo zjištěno překročení limitů v povrchové vodě v povodí Černíčí pro alachlor ESA, MCPA a metabolity metolachloru. V povodí Němčice byly v povrchové vodě zjištěny nadlimitní koncentrace metolachloru ESA. Aplikace nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je poněkud problematická tím, že pro některé látky je stanoven pouze limit roční průměrné koncentrace, nikoliv pro jednu maximální hodnotu, nicméně při překročení průměru, byla v tabulkách 2 až 4 červeně zvýrazněna i zjištěná maxima.

5 Rizika hydrologických extrémů a pesticidních látek pro vodní organismy

5.1 Reakce vodních organismů na extrémní srážko-odtokové epizody

Výzkum probíhal na vybraných úsecích Němčického a Kopaninského potoka. Saprobiologicky (z angl. Saprobiological Index, dále SI) odpovídala společenstva na profilu na Němčickém potoce (dále NEM) betamesosaprobite, mírně lepší na šterkovém dně (SI 2,04) než v dlážděném korytě (SI 2,12). Shannon-Wienerův index diverzity H' byl nízký především v důsledku výrazné eudominance některých taxonů (naidkovití, Naididae a beruška vodní, *Asellus aquaticus*). V dlážděném korytě byla diverzita MZB ve srovnání se šterkovým substrátem nižší. V hodnoceném období došlo ke zvýšeným průtokům, spojených s $Q_{max} > 60$ l/s v 10 případech s maximem 210 l/s. Naproti tomu se však v prvním roce řešení (2019) vyskytlo celkem 23 dní s nulovým průtokem, které vedly ve dvou případech k vyschnutí koryta. Vliv tohoto extrému na MZB byl spolu s dřívějšími výsledky z let 2010 – 2018 zpracován samostatně (Adámek et al. 2022).

Rezistence společenstva MZB k extrémnímu nárůstu průtoků se lišila především s ohledem na související zvýšení rychlosti proudu. V rámci proběhlých zvýšení průtoků > 60 l/s, při nichž rychlost proudu nepřekročila 0,4 m/s nedošlo k zásadnímu negativnímu ovlivnění abundance ani biomasy MZB (tabulka 6), přestože se v některých případech rychlost proudu zvýšila i více než 400násobně v průběhu několika málo desítek minut. Tento časový úsek se ukázal jako dostatečný pro únik MZB do substrátu dna a s vysokou pravděpodobností nevedl k tzv. katastrofickému driftu, při němž jsou bentičtí živočichové víceméně pasivně odplaveni. V některých případech, kdy byl nárůst průtoku a rychlosti proudu pomalejší a trval delší časový úsek, byla dokonce zaznamenána zvýšená abundance či biomasa.

I

Datum/ perioda	Q_{min} (l/s)	Q_{max} (l/s)	Trvání nástupu na Q_{max} (min)	Δ r.p. na Q_{max} (m/s)	A D (n ind)	Δ A Da vs Db	A S (n ind)	Δ A Sa vs Sb
v periodě				v reakci na Q_{max}				
6.5.					527,0		174,3	
6.-26.5.	0,5	157,5	18	0,26	293,3	↓	44,7	↓*
26.5.-9.6.	0,4	103,8	16	0,20	69,7	↓*	82,0	↑
9.-22.6	0,4	122,4	600	0,22	90,7	↑	324,7	↑*
22.6.-9.7.	4,4	209,7	72	0,31	94,0	↑	177,3	↓*
9.-13.7.	2,4	75,1	35	0,16	283,3	↑**	626,7	↑
13.-21.7.	3,5	65	138	0,14	108,0	↓*	292,7	↓*
21.7.-24.8.	0,4	134,8	73	0,23	123,7	↑	299,3	↑
24.-30.8.	1,3	60,2	84	0,14	98,0	↓	182,7	↓
30.8.-24.9.	0,4	73,3	136	0,16	-		206,7	↑
24.-30.9.	0,2	67,2	72	0,15	42,0		229	↑

Legenda: - krátkodobé sucho (24.9.); Q_{min} a Q_{max} – minimální a maximální průtok zaznamenaný v hodnocené periodě; Δ r.p. na Q_{max} – nárůst rychlosti proudu při extrému; A – abundance MZB v CPUE/min (a po extrému, b před extrémem), D – dlážděné koryto, S – šterkové koryto; ↓ vzrůst ↑ pokles; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

Společenstva na hodnocených profilech Kopaninského potoka (KOP) saprobiologicky odpovídala oligosaprobii na obou typech substrátů (SI 1,37 na písčitém a 1,45 na KOP šterkovém substrátu). Shannon-Wienerův index diverzity H' byl na obou substrátech poměrně nízký především v důsledku výrazné eudominance některých taxonů (blešivec potoční, *Gammarus fossarum* a muchnička, *Simulium vernum*), přičemž na písčitém substrátu byla diverzita MZB ve srovnání se šterkovým substrátem nižší.

Extrémní průtokové stavy > 200 l/s byly na KOP registrovány pouze ve čtyřech případech, přičemž většinou došlo k překročení limitu 200 l/s pouze málo významně (221 – 292 l/s, tabulka 7). Pouze v jednom případě došlo v důsledku přivalového deště ke skutečně extrémnímu nárůstu Q_{max} na 1850,8 l/s. Doba od začátku nárůstu průtoku do dosažení Q_{max} při extrémech se na KOP pohybovala od 60 do 180 minut, během nichž se rychlost proudu zvýšila o 0,18, resp. 1,09 m/s v závislosti na konkrétních podmínkách, především intenzitě a době trvání extrému (tab. 7). K signifikantní ($p < 0,05$) změně (poklesu) v abundanci MZB v reakci na extrémní průtok došlo pouze na písčitém substrátu po zvýšení průtoku z 14,1 l/s na 1850,8 l/s během 3 hodin. Tento konkrétní extrém byl spojen s nárůstem rychlosti proudu o 1,09 m/s během 180 minut, avšak nevedl ke statisticky průkaznému, byť výraznému ($p = 0,08$), poklesu celkové abundance MZB na šterkovém substrátu. Signifikantní ($p < 0,05$) změny v abundanci MZB na šterkovém substrátu v reakci na zvýšené průtoky a rychlosti proudu nelze dávat do přímé souvislosti s málo výraznými extrémy (Q_{max} 114,0 – 249,7 l/s), k nimž na KOP docházelo. V jednom případě (Δ r.p. 0,25 m/s) došlo k poklesu abundance MZB, avšak v jiném (Δ r.p. 0,18 m/s) naopak k nárůstu. Ve zbývajících čtyřech případech došlo k neprůkaznému ($p > 0,05$) poklesu a ve třech případech neprůkaznému nárůstu abundance MZB po extrému.

Tabulka 7. Základní charakteristika monitorovaných reakcí MZB na extrémní průtoky (KOP)

Datum/ perioda	Q_{min} (l/s)	Q_{max} (l/s)	Trvání nástupu na Q_{max} (min)	Δ r.p. na Q_{max} (m/s)	A P (n ind)	Δ A Pa vs Pb	A S (n ind)	Δ A Sa vs Sb
	v periodě				v reakci na Q_{max}			
15.6.					244,7		224,3	
15.6.-2.7.	6,1	1850,8	180	1,09	79,0	↓*	159,3	↓
2.-9.7.	22,3	57,6	-		185,7		150,7	
9.-14.7.	15,9	249,7	70	0,25	124,3	↓	64,3	↓*
14.-21.7.	19,0	221,2	60	0,18	255,7	↑	133,0	↑*
21.7.-25.8.	6,6	291,8	100	0,35	254,0	↓	1947,7	↑
25.8.-24.9.	6,8	114,0	-		525,3	↑	178,0	↓

Legenda: - bez extrému; Q_{min} a Q_{max} – minimální a maximální průtok zaznamenaný v hodnocené periodě; Δ r.p. na Q_{max} – nárůst rychlosti proudu při extrému; A – abundanci MZB v CPUE/min (a po extrému, b před extrémem), P – písčité koryto, S – šterkové koryto; ↓ vzrůst ↑ pokles; * $p < 0,05$

Detailní vyhodnocení reakce MZB na extrém při Q_{max} 1850,8 l/s (tab. 8) dokladuje, že extrémním průtokem a rychlostí proudu byla signifikantně ($p < 0,05$) zredukována populace blešivce potočního a ploštěnky (*Dugesia gonocephala*), a to jak na šterkovém, tak na písčitém substrátu. Z ostatních bentických živočichů bylo možno pozorovat významnější redukci počtů po extrému ještě v případě chrostíků *Halesus digitatus* a *Sericostoma* sp., jejichž schránky jsou více vystaveny působení proudu, a navíc jim ztěžují únik do hlubších vrstev dna.

Tabulka 8. Abundance dominantních taxonů MZB KOP v reakci na extrémní průtok 1,81 m³/s a nárůst rychlosti proudu o 1,09 m/s (pozn. * p < 0,05)

Taxon	Štěrk		Písek	
	před	po	před	po
<i>Dugesia gonocephala</i>	22,7±2,3*	9,7±3,8*	6,3±3,8	0,0
<i>Stylodrilus heringianus</i>	4,0±1,0	4,0±3,6	0,0	0,0
<i>Eiseniella tetraedra</i>	0,0	0,3±0,6	0,0	1,0±1,7
<i>Sphaerium corneum</i>	0,0	0,0	1,7±2,9	0,0
<i>Pisidium casertanum</i>	0,7±1,2	1,3±1,5	6,3±9,3	0,7±1,2
<i>Pisidium</i> sp.	0,0	0,0	2,0±3,5	0,0
<i>Gammarus fossarum</i>	117,3±25,8*	61,7±36,1*	152,0±11,5*	24,3±3,8*
<i>Baetis rhodani</i>	11,7±7,1	17,0±10,5	0,0	0,0
<i>Baetis muticus</i>	1,3±1,2	0,0	0,3±0,6	0,3±0,6
<i>Baetis vernus</i>	1,0±1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Habrophlebia lauta</i>	3,3±2,3	2,7±0,6	0,7±1,2	1,3±2,3
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	8,7±2,1	6,0±2,6	1,0±1,7	0,0
<i>Ephemera danica</i>	0,7±0,6	20,0±18,3	14,3±9,5	17,7±12,6
<i>Ephemerella ignita</i>	0,7±0,6	1,7±2,1	0,3±0,6	0,7±1,2
<i>Hydropsyche instabilis</i>	14,7±1,5	12,3±10,5	0,3±0,6	0,3±0,6
<i>Hydropsyche</i> sp. juv.	3,7±3,5	0,0	0,7±0,6	0,0
<i>Rhyacophila</i> sp. juv.	2,7±2,1	1,0±0,0	1,0±1,7	0,0
<i>Silo pallipes</i>	0,7±0,6	1,0±1,7	0,0	0,0
<i>Chaetopteryx</i> sp.	4,3±5,9	1,7±2,9	30,7±7,0	21,3±7,6
<i>Potamophylax latipennis</i>	0,7±1,2	1,7±1,5	0,3±0,6	0,0
<i>Halesus digitatus</i>	5,0±1,0*	1,3±1,5*	5,0±3,0	2,0±2,6
<i>Drusus annulatus</i>	1,7±1,5	1,0±1,0	0,0	0,3±0,6
<i>Sericostoma</i> sp.	5,7±4,2	3,3±2,5	9,0±1,0*	2,7±2,1*
<i>Odontocerum albicorne</i>	0,3±0,6	1,7±0,6	4,0±1,0	4,0±6,1
<i>Limnius perrisi</i>	2,7±2,9	1,3±2,3	0,0	0,0
<i>Tvetenia verralli</i>	1,0±1,0	0,3±0,6	0,0	0,0
<i>Simulium</i> sp. juv.	0,0	0,7±0,6	0,0	1,0±1,0
<i>Dicranota</i> sp.	3,7±0,3	2,0±1,0	4,3±2,9	0,0
<i>Pedicia</i> sp.	1,7±0,6	0,7±0,6	0,0	0,0
CPUE 1 min ind	224,3±50,6	159,3±43,3	244,7±8,5*	79,0±32,7*

Pozn.: hodnoty abundance < 1 ind. nejsou zohledněny

5.1.1 Poznatky z monitoringu vlivu extrémních průtoků na makrozoobentos

Vliv extrémních průtokových situací na makrozoobentos studovaných toků Němčického (obr. 4) a Kopaninského potoka, na jejichž detailní vyhodnocení byl monitoring dlouhodobě orientován, se v rozsahu, v němž k extrémům docházelo, až na výjimky neprojevil. Nárůst průtoků, spojený s narůstající rychlostí proudu o 0,14 až 0,26 m/s během 16 až několika desítek minut dává bentickým živočichům dostatečný časový prostor k úniku do hlubších vrstev dna (hyporheálu), odkud se po odeznění průtokového maxima opět vracejí na povrch. Jedinou dokladovanou signifikantní výjimkou byl výrazný extrém, spojený s nárůstem průtoků na 1,85 m³/s a rychlosti proudu o 1,09 m/s během tří hodin na Kopaninském potoce. Abundance zoobentosu písčitého substrátu byla po jeho odeznění zredukována o 68% (p < 0,05) v důsledku

pohybu dnových vrstev písku a sedimentů působením proudu, na který nedokázalo společenstvo MZB na tomto mikrohabitatu adekvátně reagovat. Tentýž extrém vedl k neprůkazné ($p = 0,08$) redukci zoobentosu na štěrkovém substrátu pouze o 31 %, velmi pravděpodobně v důsledku vyšší stability štěrkového dna v porovnání s pískem a větších intersticiálních mezer umožňujících efektivnější únik MZB do hlubších vrstev při nástupu extrémního průtoku a rychlosti proudu. Nejzranitelnějšími bentickými živočichy byli blešivci *Gammarus fossarum*, ploštěnky *Dugesia gonocephala* a schránkatí chrostíci podřádu Integripalpia, avšak jejich reakce byla patrná až při mimořádně extrémním průtoku 1850 l/s. Ostatní taxony nebyly extrémními průtoky negativně ovlivněny, i když především na Němčickém potoce nedosahovaly extrémní průtoky zdaleka takových hodnot (max. 0,21 m³/s). Je sice velmi pravděpodobné, že průtoky blížící se 1 m³/s by vyvolaly redukci abundance na NEM dominantního korýše *Asellus aquaticus*, avšak podklady pro tento předpoklad chybí, neboť maximální průtoky, ke kterým na NEM došlo, jen zřídka překročily 0,2 m³/s. Nebyla prokázána vyšší zranitelnost společenstva MZB extrémními průtoky v dlážděném korytě NEM, neboť stav dláždění, které proběhlo před 50 lety je již takový, že vzniklé mezery mezi kamennými kostkami představují pro MZB při nástupu extrémních průtoků dobré únikové a úkrytové možnosti.

Obr. 13. Aplikační technika v povodí Uhřického rybníka



5.2 Rizika pesticidních látek pro vodní organismy

Hodnocení rizika pesticidních látek a jejich metabolitů pro vodní organismy je provedeno pro tři účinné látky nejčastěji se vyskytující ve vodě v monitorovaných územích a to glyfosát, terbutylazin, metribuzin, a pro jeden metabolit a to AMPA. Hodnoty akutní toxicity pro vybrané látky jsou uvedeny v tabulce 9 a chronická toxicita je uvedena v tabulce 10.

Tabulka 9. Toxicita glyfosátu, terbutylazinu, metribuzinu, a metabolitu AMPA pro některé vodní organismy

Látka / organismus	Expozice (h)	LC50/EC50 (mg/l)	Literatura
Glyfosát			
Pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	95	140	Folmar et al. (1979)
Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>)	48	645	Neskovic et al. (1996)
	96	620	
	48	602,61	Ma et al. (2015)
	96	520,77	
	96	97,89	
Terbutylazin			
Karas obecný (<i>Carassius carassius</i>)	96	66	Bathe et al. (1973)
Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>)	96	7	Tomlin (2002)
Pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	96	3,4	Pesticide Ecotoxicity Database (2000)
	96	3,8-4,6	Tomlin (2002)
Řasa <i>Selenastrum capricornutum</i>	48	0,59	Pesticide Ecotoxicity Database (2000)
Hrotnatka velká (<i>Daphnia magna</i>)	96	50,9	
	48	5,0	
Metribuzin			
Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>)	96	175,1	Velíšek et al. (2009)
Pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	96	42	Mayer a Ellersieck (1986)
Hrotnatka velká (<i>Daphnia magna</i>)	48	98,5	Pesticide Ecotoxicity Database (2000)
Řasa <i>Selenastrum capricornutum</i>	96	0,043	Caquet et al. (1992)
Rak signální (<i>Pacifastacus leniusculus</i>)	48	206,3	Velíšek et al. (2013)
	72	58,7	
	96	30,6	
AMPA			
Živorodka duhová (<i>Poecilia reticulata</i>)	96	180 pro ♂	Antunes et al. (2017)
		164,32 pro ♀	
Hrotnatka velká (<i>Daphnia magna</i>)	48hEC10	> 100	Di Poi et al. (2018)
	48hEC20		
	48hEC50		
Řasa <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72hEC10	85,05	Di Poi et al. (2018)
	72hEC20	> 100	
	72hEC50		
Řasa <i>Desmodesmus subspicatus</i>	72hIC50	117,8	Tajnaiová et al. (2020)
	72hIC50	89,8	EFSA (2015)
	72hEC50	452	

Tabulka 10. Chronické účinky vybraných látek pro některé vodní organismy

Látka / organismus	Koncentrace	Expozice	Efekt	Literatura
Glyfosát				
Kapr obecný - juvenil	52,08 mg/l	7 dní	Vakuolizace ledvinového parenchymu a intumescence renálního tubulu, imunotoxicita	Ma et al. (2015)
	104,15 mg/l	7 dní	↑ AST, ALT, MDA, PC; ↓ GSH, f NA+/K+ -ATPáza, SOD, CAT, GPx, GR, T-AOC	Ma et al. (2019)
Kapr obecný - embryo	5; 10; 50 mg/l	5 dní	Zpomalení líhnutí	Fiorino et al. (2018)
Terbutylazin				
Pstruh duhový - juvenil	35,1; 42,9; 45,8 µg/l	7 dní	↓ EROD, UDPGT	Tarja et al. (2003)
Kapr obecný - juvenil	550 µg/l	91 dní	↑ TAG, ALB, Na, TP, EC; ↓ MCHC, MCH, MCV, AST, P	Mikulikova et al. (2011)
	60 µg/l		↑ TAG, ALB; ↓ MCH, MCV, AST, P	
	380 ng/l		↑ HSI, CF, TAG, TP	
Kapr obecný - embryo-larva	520 µg/l	30 dní	↑ GR	Hostovsky et al. (2012)
	520; 820 µg/l	30 dní	↓ růst, hmotnost, ontogenetický vývoj, Histologické změny na hepatopancreatu - difúzní tvorba malých oválných vakuol v cytoplasmě hepatocytů	Stepanova et al. (2012)
	2,9; 70 µg/l	35 dní	Histologické změny tubulárního systému kaudální ledviny - destrukce tubulárního epitelu, vakuolizace tubulárního epitelu, rozpad glomerulů	Velisek et al. (2015)
	1,4, 3 mg/l		↑ mortality; ↓ růstu, hmotnosti, délky těla, zpomalení ontogenetického vývoje	
Metribuzin				
Kapr obecný - juvenile	1,75 mg/l	28 dní	↑ RBC, PCV	Modra et al. (2008)
Kapr obecný - embryo-larva	0,9; 4; 14; 32 mg/l	30 dní	↑ GST	Hostovsky et al. (2012)
	0,9; 4; 14 mg/l		↑ GR	
	0,9 mg/l		↑ TBARS	
	0,9; 4; 14; 32 mg/l	30 dní	↓ růstu, hmotnosti, délky těla	Stepanova et al. (2012)
AMPA				
Úhoř říční	11,8; 23,6 µg/l	3 dny	↑ GDI, FPG, EndoIII	Guilherme et al. (2014)
Hrotnatka velká	7,4; 15 mg/l	21 dní	Neměla vliv na mortalitu, hmotnost a reprodukci.	Levine et al. (2015)
	30; 57; 120 mg/l		↓ hmotnosti, reprodukce	

Legenda: ALB - albuminy; ALT – alanintransamináza; AST – aspartátaminotransferáza; CAT – kataláza; CF – kondiční faktor; EndoIII - endonukleáza III; EC – ceruloplazmin; EROD - ethoxyresorufin O-deethyláza; FPG – formamidopyrimidin; GDI – celkové poškození DNA; GR – glutathion reduktáza; GST - glutathion S-transferáza; GSH – glutathion; GPx - glutathion peroxidáza; HSI – hepatosomatický index; Na – sodík; UDPGT - uridindifosfát-glukuronyl- transferáza; MCHC - střední koncentrace hemoglobinu v erytrocytech; MCH - střední množství hemoglobinu v erytrocytu; MCV - objem erytrocytu; MDA – malondialdehyd; RBC – počet erytrocytů; P – fosfor; PC – karbonyl protein; PCV - objem červenýchrvinek; SOD - superoxid dismutáza; SSI - somatický index sleziny; TP – celkové bílkoviny; TBARS - látky reaktivní s kyselinou thiobarbiturovou; TAG - triacylglyceroly; T-AOC – celková antioxidační aktivita

5.3 Poznatky z laboratorních pokusů s raky

5.3.1 Akutní toxicita

Insekticidy na bázi pyrethroidů Decis Mega (účinná látka 50 g/l deltamethrin) a Cyperkill 25 EC (účinná látka 250 g/l cypermethrin) jsou vysoce toxické pro raky. Akutní toxicita 96hLC50 pro Decis Mega je 0,76 µg/l pro raka pruhovaného; 0,27 µg/l pro raka ničivého; 0,21 µg/l pro raka mramorovaného (obr. 14); 0,16 µg/l pro raka červeného a 0,03 µg/l pro raka signálního. 96hLC50 pro Cyperkill 25 EC je 0,30 µg/l pro raka ničivého; 0,19 µg/l pro raka signálního; 0,18 µg/l pro raka mramorovaného; 0,17 µg/l pro raka červeného a 0,09 µg/l pro raka pruhovaného (Lidova et al. 2019).

Insekticidy na bázi neonikotinoidů Calypso 480 SC (účinná látka thiacloprid 480 g/l) a Mospilan 20 SP (účinná látka acetamipridu 20 %) jsou toxické pro raky. 96hLC50 Calypso 480 SC pro raka ničivého je 7,7 mg/l a 96hLC50 Mospilanu 20 SP pro raka ničivého je 2,71 mg/l. Calypso 480 SC v koncentracích nad 0,1 mg/l negativně působí na raka ničivého (snížení peroxidace lipidů v hepatopankreatu, změny aktivity glutathion S-transferázy v hepatopankreatu) (Stara et al. 2019b). Účinná látka neonikotinoidu acetamipridu je pro raka mramorovaného vysoce toxická (96hLC50 - 0,8 mg/l).

Obr. 14. Rak mramorovaný (*Procambarus virginalis*).



5.3.2 Subakutní a chronická toxicita

Účinná látka prometryn a chloridazon v environmentální koncentraci (3 µg/l) způsobily změny v biochemickém profilu hemolymfy a antioxidantních enzymech raka signálního. Jedná se zejména o zvýšení hladiny celkových bílkovin, albuminů, hořčičku, laktátu a snížení chloridů, draslíku, sodíku a amoniaku v hemolymfě raků a signifikantní změny v aktivitě antioxidantních biomarkerů (glutathion S-transferázy, redukovaného glutathionu a acetylcholin esterázy) v hepatopankreatu a žábrech raků signálních. Směs prometrynu a chloridazonu (3 µg/l P + 3 µg/l Ch) způsobila stejné změny v hemolymfě raků a aktivitě antioxidantních enzymů, jako u prometrynu a chloridazonu, ale navíc u směsi bylo zjištěno zvýšení hodnoty glukózy a hladiny globulinů v hemolymfě raků. Tyto změny přetrvaly i po 10denní depurační fázi v čisté vodě.

Účinná látka thiacloprid v koncentracích 4,50 µg/l (environmentální) a 64,64 µg/l (10% 96hLC50), při teplotách 17 °C a 23 °C způsobila změny v biochemickém profilu hemolymfy

(v hladině glukózy, amoniaku, vápníku, anorganického fosfátu, laktátu a aktivitě aspartátaminotransferázy, alaninaminotransferázy, kreatinkinázy, alkalická fosfatázy) a změny v aktivitě antioxidantních enzymů (superoxid dismutázy, katalázy, glutathion S-transferázy) v tkáních (hepatopankretu, svalu a žábrech) raků. Thiacloprid při teplotě 23 °C vykazovaly synergický účinek na biochemických ukazatelích v hemolymfě ve srovnání s teplotou 17 °C (Stara et al. 2021).

Insekticidy na bázi neonikotinoidů Mospilan 20 SP a jeho účinná látka acetamidprid v koncentracích (0,1 % a 1 % 96hLC50) způsobily změny v biochemickém profilu hemolymfy (v hladině glukózy, celkových bílkovin, anorganického fosforu a aktivitě aspartát aminotransferázy, alanin aminotransferázy, laktátdehydrogenázy), hladině lipidní peroxidace a antioxidantních enzymech (redukovaný glutathion, kataláza a glutathion S-transferáza).

Metazachlor v koncentraci 20 µg/l zvyšuje srdeční aktivitu raků (obr. 15). Terbutylazin v koncentraci 4 µg/l a thiacloprid v koncentraci 6 µg/l nemají vliv na srdeční aktivitu raků. U všech třech látek byla zjištěna významná korelace mezi srdeční frekvencí a ušlou vzdáleností (Malinovska et al. 2023).

5.3.3 Embryolarvální toxicita

Metabolit acetochloru ESA (AE) v koncentraci 4,0 µg/l a kyselina aminometylfosfonová (AMPA) v koncentraci 4,0 µg/l a jejich směs (4 µg/l AE + 4 µg/l A) s dobou expozice 50 dní způsobila snížení růstu a zvýšení aktivity superoxid dismutázy v celotělním homogenátu raků. Raci vystavení směsi AE + AMPA vykazovali statisticky významně vyšší hodnotu glutathion S-transferázy. Raci vystavení metabolitům nevykazovali žádné významné změny v ušlé vzdálenosti a rychlosti chůze, ale měli signifikantně vyšší aktivitu, změny v chování nebyly zaznamenány u směsi metabolitů. Testovaná směs metabolitů (AE + AMPA) způsobila histopatologické změny na žábrech raků, a to ohniskový edém žaberního epitelu s četnými nestrukturovanými fragmenty (Tresnakova et al. 2022).

Tebukonazol a jeho nano forma v koncentracích 2,8 a 14 µg/l neměly vliv na růst, chování, ontogenetický vývoj a antioxidantní enzymy raných vývojových stádií raka mramorovaného. Ale koncentrace tebukonazolu a jeho nano formy v koncentraci 28 µg/l způsobila snížení růstu a zvýšení aktivity superoxid dismutázy v celotělním homogenátu raků.

Obr. 15. Monitoring srdeční aktivity raků signálních.



6 Komplexní opatření pro ochranu půdy, vody a vodních organismů

Omezení vstupu potenciálně rizikových látek (živin a látek pro ochranu rostlin) ze zemědělské půdy do vodního ekosystému je teoreticky možné snížením aplikačních dávek nebo zpomalením transportních procesů. Druhá uvedená možnost je východiskem uplatněným v předkládané metodice. Účinek komplexních opatření spočívá ve zmírnění dopadů povrchového smyvu půdy vodní erozí, zpomalení vyplavování látek půdním profilem, zlepšení jakosti podpovrchových vod (zejm. ze systémů odvodnění). Tímto způsobem se předpokládá dosažení lepší jakosti povrchových vod, omezení zanášení vodních útvarů sedimenty a také snížení kontaminace sedimentů. Typově se jedná o opatření na zemědělské půdě (výjimečně v její těsné návaznosti), které lze implementovat uživateli (farmáři), vlastníky dotčených pozemků nebo prostřednictvím pozemkových úprav. Jedná se o polyfunkční opatření a to znamená, že kromě omezení degradace půd a kontaminace útvarů povrchových vod přispívají ke zvýšení retence vody v zemědělské krajině, zmírnění projevů hydrologických extrémů (přívalových srážek a sucha) a mají potenciál pozitivního vlivu na ekologickou stabilitu a estetiku zemědělské krajiny.

6.1 Přehled doporučovaných komplexních opatření, jejich funkce a účinnost v omezení transportu látek

Opatření pro ochranu půdy a vody vůči negativním účinkům eroze standardně členíme na:

- 1) Organizační:
 - optimální tvar a velikost pozemku,
 - vhodné umístění plodin vč. zatravnění,
 - pásové střídání méně a více erozně rizikových plodin.
- 2) Agrotechnická:
 - setí nebo sázení po vrstevnici,
 - ochranné obdělávání (no till, strip till, zatravnění meziřadí, mulčování, ponechání rostlinných zbytků, meziplodiny a pomocné plodiny, hrázkování, důlkování, aj.),
 - pásové střídání plodin, vrstevnicové obdělávání,
- 3) Technická a biotechnická:
 - průlehy a příkopy,
 - ochranné hrázký a nádrže,
 - zatravněné údolnice,
 - protierozní meze a terasy.

Výše uvedené typy protierozních opatření na zemědělské půdě mají (některá více, některá méně) pozitivní vliv také na omezení vyplavování látek půdním profilem a tedy následný podpovrchový transport do útvarů povrchových vod. Agrotechnická opatření je vhodné cílit zejména do lokalit s výskytem půd s nízkou retencí pro vodu, živiny a další látky, tj. půd infiltračně zranitelných. Tyto půdy lze nejlépe vymezit dle metodiky Janglové et al. (2003), s tím, že nejvíce zranitelným lokalitám odpovídají kategorie 1 a 2. V případě, že oblasti zranitelných půd navazují na mikropovodí staveb plošného zemědělského odvodnění, budou mít agrotechnická opatření pozitivní vliv i na jakost drenážního odtoku. Jako účinná agrotechnická opatření pro omezení vyplavování pesticidních látek a živin do povrchových vod se jeví zejména vyloučení pěstování širokořádkových plodin (Heumann et al. 2013, Svoboda et al. 2013). Na základě studií Haberleho a Káše (2007) a výzkumů VÚMOP, v.v.i. (Fučík et al. 2015, Duffková et al. 2016) bylo stanoveno, že vyloučení pěstování širokořádkových plodin

potenciálně sníží vyplavování látek z orné půdy v malých odvodněných povodích v průměru cca o 25 % oproti klasickému osevnímu postupu. Další doporučená efektivní agrotechnická opatření představují pěstování meziplojin (Laurent, Ruelland 2011).

Biotechnická a technická opatření lze podle primárního účinku na plošné zdroje zrychleného odtoku a znečištění rozdělit na opatření na zmírnění negativních vlivů povrchového (erozního) odtoku a znečištění, na podpovrchové zdroje odtoku a znečištění (drenážní odtok) a na opatření kombinovaná, která mají vliv na oba zdroje. Pro zajištění jejich maximálního účinku je vhodné je navrhovat v hydrologicky ucelených systémech v lokalitách, které umožní zlepšení retence vody v krajině a zvýšení její jakosti prostřednictvím zpomalení či transformace složek odtoku a snížením transportu sedimentů a polutantů do vodních toků a nádrží přímo v dotčených lokalitách.

Opatření primárně zaměřená na povrchové zdroje odtoku a znečištění vod mají být schopna zpomalit a zachytit povrchový odtok z kritických lokalit především při přívalových srážkách a takto zachycený objem povrchové vody postupně odpouštět. Dalším efektem těchto opatření je snížení intenzity zanášení vodních toků a nádrží vlivem vstupu erozního smyvu do vodních toků nebo dokonce přímo do vodních nádrží. Biotechnická a technická opatření je nutné dimenzovat na základě aktuálních hydrologických podkladů a výpočtů, se zohledněním prognóz vývoje klimatu (SPÚ 2022, Podhrázská et al. 2023). Před vlastním návrhem opatření musí být ve vybraných lokalitách analyzovány vlastnicko-uživatelské vztahy a proveden terénní průzkum zaměřený na aktuální stav území. Konkrétní vhodná opatření jsou detailně popsána v metodice SPÚ (2022) nebo v katalogu Kulhavého et al. (2017). Mezi nejčastěji navrhovaná opatření patří protierozní meze, průlehy, přehrážky, zatravněné údolnice nebo protierozní pásy.

Opatření omezující podpovrchový odtok a znečištění vod představují opatření na stavbách odvodnění či v jejich návaznosti. Jejich hlavním účelem je snížit přísun polutantů vyplavovaných z půdy podpovrchovým (drenážním) odtokem do povrchových toků a zároveň zpomalit odtok mělkých podpovrchových vod (drenážních) z těchto lokalit. Postup návrhu opatření probíhá ve čtyřech základních krocích podrobně popsanych v metodice Zajíčka et al. (2021):

- 1) Vymezení lokalit, kam je potřebné návrhy opatření směřovat pomocí metody SIPO (Zajíček et al. 2022, 2023).
- 2) Shromáždění a analýza maximálního množství podkladů o stavbách odvodnění v lokalitách vybraných pro návrhy opatření prostřednictvím projektových dokumentací staveb odvodnění (po zrušení ZVHS především v archivech státních podniků Povodí, popř. prostřednictvím DPZ - Tlapáková et al. 2016).
- 3) Terénní průzkum zaměřený na poznání současného stavu území, funkčnost odvodnění či jeho oprávněnost v souladu se současným stavem využití území, informace o stávajícím vodním režimu území, informace o vlastnické struktuře a postoji uživatelů dotčených pozemků apod.
- 4) Výběr vhodného opatření. Opatření na prvcích podrobných odvodňovacích zařízení (POZ) lze vybírat z katalogu Kulhavý et al. (2017) a opatření cílená přímo na hlavní odvodňovací zařízení (HOZ) potom v katalogu Pavel et al. (2019).

Opatření lze navrhovat přímo na odvodněné lokalitě či v její těsné návaznosti (opatření na POZ), nebo následně na hlavních odvodňovacích zařízeních. Opatření navrhovaná přímo na stavbách odvodnění mají dva hlavní cíle. Největší skupina opatření je cílená přímo na zpomalení či snížení drenážního odtoku, čímž dojde jednak k přímému snížení množství vyplavených živin a pesticidů a zároveň se prodlouží doba kontaktu pesticidní látky s prostředím, což zvýší možnost její degradace. Využít lze celou škálu opatření v závislosti na tom, zda je potřeba zachovat funkci odvodnění či nikoliv. V případě, že je potřeba zachovat

funkci odvodnění, lze ve vhodných lokalitách navrhnout opatření typu regulace drenážního odtoku, odkrytí svodného drénu, či v jejich návaznosti, např. tůň dotované drenážním odtokem. Další možností ke snížení odtoku z odvodněných území je možnost zpomalit odtok pod odvodněnou lokalitou v podobě opatření na hlavních odvodňovacích opatření (např. odkrytí a revitalizace HOZ). Na stavbách odvodnění lze také navrhovat opatření cílená přímo na snížení koncentrace živin a pesticidních látek v podobě biofiltrů a kořenových čistíren. Podstatou těchto opatření je protékání drenážních vod kontejnerem naplněným redukcující látkou (štěpka, kůra, rašelina, biouhel), denitrifikaci zajišťují též chemo-organotrofní bakterie na sorbentu a kořenovém systému rostlin. Výhodou těchto opatření jsou relativně nízké finanční a prostorové nároky a vysoká účinnost, nevýhodou je nutnost výměny sorbentu a snížená účinnost v průběhu srážko-odtokových epizod, kdy přebytečná část odtoku musí protékat mimo vlastní reaktor pomocí bypassu. V případě, že další funkce odvodnění není nutná, lze vybírat z celé škály opatření, které částečně či zcela eliminují jeho funkci, jako jsou zasakovací drén, snížení intenzity odvodnění, eliminace drénu apod.

Tabulka. 11. Vliv opatření na omezení transportu látek ze zem. půdy do povrch. vod

Název opatření	Charakteristika (lokalizace)	Látka		
		Ncelk	Pcelk	Pesticidy
Zatrávnění (resp. zalesnění)	V infiltrační oblasti s návazností na odvodnění	2-3	3-4	2
	Protierozní travní pásy	3	3	3
	Plošné protierozní	1	1	1
	V údolnici nebo svodném průlehu	2	2	2
Průleh	Retenční (vsakovací)	1	1	1
	Odváděcí (svodný)	3	3	3
Přehrážka	V údolnici, průlehu	3	3	3
Agrotechnické postupy	Protierozní osevní postup	3	3	3
	Ochranné způsoby zpracování půdy	2	2	2
	Vrstevnicové obhospodařování	4	4	4
	Zařazení meziplodin do osevního postupu	3	3	3
Biofiltr	V návaznosti na drenážní systém	1	3-4	1-3
Mokřad	Na drenážním řadu či výusti	1-2	2-3	2-3
Tůň	Na drenážním řadu či výusti	4	3-4	3-5

Vliv opatření pro vybrané látky je vyjádřen pěti třídami účinnosti:

třída 1: účinnost > 75 %

třída 2: účinnost 50 - 74 %

třída 3: účinnost 25 – 49 %

třída 4: účinnost 1 – 24 %

třída 5: účinnost 0 (opatření nemá žádný vliv)

Z kombinovaných opatření cílících na oba hlavní plošné zdroje znečištění lze doporučit zejména zatrávnění infiltračně zranitelné orné půdy s návazností na odvodnění, které potenciálně sníží vyplavování v malých odvodněných povodích v průměru o 30–35 % (Zajíček et al. 2018b). Z hlediska vyplavování pesticidů dojde okamžitě k významnému omezení vyplavování mateřských látek, nicméně omezení vyplavování metabolitů nastane se zpožděním

až několika let vzhledem k delší době zdržení základní a středně rychlé složky drenážního odtoku (Zajíček et al. 2016, Pomije et al. 2022).

Dalším účinným opatřením je umělý mokřad v návaznosti na stavbu odvodnění. Principem opatření je zaústění drenážního systému, popř. odvodňovacích příkopů do umělého mokřadu. Zde probíhá celá řada fyzikálních, biologických a chemických procesů zprostředkovaná bakteriemi na kořenovém systému mokřadních rostlin. Podrobný postup pro návrh tohoto opatření je uveden v metodice Fučíka et al. (2021).

Z celé škály možných opatření ochrany půdy a vody byla vybrána opatření, která komplexně přispívají k omezení účinků vodní eroze a zrychlené infiltrace a přispívají ke zlepšení retence vody v krajině. Jejich seznam uvádí tab. 11, do které byly zahrnuty i potenciální účinnosti jednotlivých typů opatření na omezení transportu živin a pesticidních látek ze zemědělské půdy do útvarů povrchových vod s využitím katalogů (Kulhavý et al. 2017) a vlastních poznatků dosažených v rámci řešeného výzkumného projektu.

Potenciální účinnost opatření navržených na stavbách odvodnění je hodnotitelná pouze empiricky na základě odhadu snížení příspěvku odvodňovacích systémů k celkovému odnosu živin a pesticidů v daném mikropovodí drenážní skupiny. Hodnocení účinnosti opatření probíhá ve dvou krocích. Prvním krokem je stanovení příspěvku odvodňovacích systémů k celkovému znečištění vod v rámci hodnoceného povodí za současné situace. Ve druhém kroku je hodnocen potenciální vliv navržených opatření na snížení odtoku a znečištění vod v případě jejich realizace. Praktické využití této metody je popsáno v publikaci Kvítek et al. (2023). Pro zjištění aktuálního podpovrchového odnosu je nutná znalost velikosti drenážního odtoku, koncentrací sledovaného polutantu a plošný rozsah odvodnění, které je ovlivněno daným opatřením. Hodnotu specifického odtoku lze získat pomocí měření průtoků v monitorovaných povodích, popř. odhadnou na základě nomogramů (dle Jůva 1957, Kvítek et al. 2006). Vzhledem k současnému stavu a odtokovým charakteristikám odvodňovacích staveb (poruchy a stárnutí, zaklesávání podzemních vod) lze doporučit využít nejnižší návrhový drenážní odtok 0,2 l/s/ha, který může být na základě na základě současné klimatické situace (suché období) a stavu odvodnění zjištěném v terénu snížen na 0,10 – 0,15 l/s/ha. Plochu dotčeného odvodnění lze stanovit na základě vrstvy bývalé ZVHS, projektové dokumentace, popř. snímku dálkového průzkumu země. Koncentrace dusičnanového dusíku v drenážních vodách lze kromě přímého měření věrohodně odhadnout pro jednotlivé stupně rizika indexu SIPO dle metodiky Zajíčka et al. (2023). Hodnotu současného odnosu pesticidů však lze v současné době stanovit pouze na základě měření velikosti (resp. odhadu) drenážního odtoku a na základě monitoringu koncentrací pesticidů. Účinnost jednotlivých opatření lze převzít na základě podrobného studia literatury nebo přesněji na základě přímého měření (např. na pokusných lokalitách VÚMOP, v.v.i.), přičemž rozsah účinnosti se pohybuje podle umístění navrženého opatření. Tam, kde je opatření bylo osamoceně, bude použita účinnost minimální až průměrná. V případě opatření navrženého v uceleném a funkčním systému opatření, byla použita účinnost průměrná až maximální, stejně tak jak v případě řetězení více opatření stejného typu v rámci jednoho systému (navazující umělý mokřad, kaskáda tůní apod.).

6.2 Návrh opatření pro modelová povodí - praktický příklad aplikace metodiky

Návrh komplexních opatření byl vzorově vypracován pro povodí Černíčí a Němčice (obr. P1 až P8 v Přílohách), vybraná na základě výsledků monitoringu. Nejprve byl proveden rozbor území z hlediska erozní ohroženosti a rizik zrychlené infiltrace. Následně byl vytvořen návrh

opatření pro omezení transportu živin a pesticidů ze zemědělské půdy do povrchových vod a byla vyhodnocena jejich účinnost.

Výpočet dlouhodobé průměrné ztráty půdy vodní erozí byl zpracován pro zemědělský půdní fond (Černíči 206,7 ha, Němčice 193,7 ha). Tabulka 12 prezentuje výsledky výpočtů pro stav před návrhem opatření a po něm. Průměrná roční ztráta půdy vodní erozí v povodí Černíči odpovídá hodnotě 17,3 t/ha/rok, překračuje tedy přípustnou hodnotu $G_{přip} = 4$ t/ha/rok (SPÚ 2022). Z obr. P1 a tabulky 12 je patrné, že převažující část zemědělské půdy v povodí je ohroženo vodní erozí. Erozními procesy se (dle modelu USLE) v povodí dlouhodobě průměrně ročně eroduje 3218 t ornice. Pokud tuto hodnotu redukuje poměrem odosu z povodí (SDR = 27,2 %), vypočteme teoretickou hodnotu vstupu plavenin do uzávěrového profilu povodí (= rybník) v hodnotě 876 t ročně. V případě realizace navržených protierozních opatření by se dlouhodobé průměrné zatížení uzávěrového profilu povodí a tedy i rybníka produkty eroze mohlo snížit až o 75 % (tab. 12, obr. P4). Pokud uvažujeme zjednodušení, že produkty eroze jsou z většiny v podstatě smytá ornice, pak lze uvedený potenciál vztáhnout na živiny a kontaminanty v ní obsažené.

Obdobnou účinnost by měla navržená protierozní opatření i v povodí Němčice (tab. 12, obr. P5 a P8). Při současném stavu území dosahuje průměrná dlouhodobá ztráta půdy vodní erozí 14,7 t/ha/rok, což představuje potenciální zatížení nádrže produkty eroze v objemu 648 t/rok. Tato hodnota by se v případě realizace všech navržených opatření snížila na 159 t/rok, tj. o 75,5 % méně oproti stávajícímu stavu.

Tabulka 12. Erozní ohroženost ZPF a potenc. transport látek před a po návrhu opatření

Povodí	Stav	Prům. dlouh. smyv G (t/ha/rok)	Prům. dlouh. produkce splavenin A (t/rok)	Potenc. prům. transport splavenin do uzávěr. profilu (t/rok)	Rozdíl	
					(t/rok)	(%)
Černíči	před	17,3	3218,3	875,6		
	po	4,3	809,8	220,3	655,3	74,8
Němčice	před	14,7	2426,9	647,8		
	po	3,6	594,2	158,6	489,2	75,5

Zařazení půd v povodí Černíči do kategorií rizika zrychlené infiltrace prezentuje mapa na obr. P2. V povodí bylo 56,9 % orné půdy identifikováno v kategorii silně zranitelná zrychlenou infiltrací (tab. 13). Navíc je v povodí velmi vysoký podíl odvodněných ploch: 76,6 ha, tj. 24,1 %. Systémy odvodnění se často nacházejí i v lokalitách s výskytem půd se silným rizikem zrychlené infiltrace (20 ha - obr. P2). Tím se zvyšuje riziko vyplavování živin a jiných látek ze zemědělské půdy do vod.

V povodí Němčického potoka převládají půdy se středním rizikem zrychlené infiltrace (obr. P6). Z hlediska potenciálního intenzivního vyplavování živin a rizikových látek je negativní, že v kategorii maximálně zranitelná se nachází téměř 13 % orné půdy (tab. 13) a v kategorii silně zranitelná 15 %. Na 12 % plochy povodí (tj. 41,4 ha) se nacházejí odvodňovací systémy (obr. P6). Jsou převážně navázány na půdy slabě až středně zranitelné zrychlenou infiltrací, okrajově však zasahují i do areálů zranitelnějších půd. Na orné půdě se odvodnění protíná s kategorií maximálně zranitelná na 1,6 ha, silně zranitelná na 3,7 ha.

Půdy s maximální intenzitou infiltrace by měly být navrženy (např. v rámci pozemkových úprav) k zatravnění, tzn. zejména půdy v kategorii 1 a také v kategorii 2 ve spojení s odvodněním orné půdy.

Tabulka 13. Klasifikace orné půdy podle rizika zrychlené infiltrace

Povodí	Černičí		Němčice	
	Orná půda (ha)	Orná půda (%)	Orná půda (ha)	Orná půda (%)
0 - nehodnoceno	0,0	0,0	0,6	0,4
1 - maximálně zranitelná	0,0	0,0	21,9	12,7
2 - silně zranitelná	101,1	56,9	25,6	14,9
3 - středně zranitelná	54,3	30,5	69,0	40,1
4 - slabě zranitelná	22,3	12,6	55,1	32,0
5 - minimálně zranitelná	0,0	0,0	0,0	0,0
Celkem	177,8		172,3	

Pro povodí Černičí (mapy na obr. P1 až P4) a Němčice (mapy na obr. P5 až P8) byl vypracován vzorový rozbor současného stavu, návrh komplexních ochranných opatření a analýza stavu po návrhu. Přehled všech opatření aplikovaných v obou modelových povodích je sestaven v tabulce 14, která také obsahuje informaci o použité účinnosti jednotlivých opatření na omezení vyplavování látek ze zemědělské půdy. Účinnost opatření na omezení transportu látek povrchovým odtokem byla počítána metodou blíže popsanou v kap. 3.1.

Tabulka 14. Aplikovaná procentická účinnost opatření v povodích na omezení vyplavování

Opatření	Látka (účinnost %)		
	Ncelk	Pcelk	Pesticidy
Plošné zatravnění v infil. zranit. oblasti	50	25	50
Protierozní ploš. zatravnění nebo travní pás	35	35	35
Zatravnění údolnice nebo příbřež. pásu	35	35	35
Záchytný průleh	35	35	35
Osevní postup MEO	30	25	30
Osevní postup SEO	40	25	40
Protierozní mez	0	0	0
Mokřad/biofiltr	75	60	60

V obou povodích byla rámcově navržena opatření typu umělý mokřad, lokalizovaná v údolnicích, do kterých jsou zaústěny hlavní svodné drény odvodňovacích systémů. Jedná se pouze o hrubý vzorový návrh, protože v reálných podmínkách by opatření musela být přesně dimenzovaná tak, aby bylo dosaženo požadované účinnosti. Účinek (např. dle tab. 14) by se vztahoval k dílčímu subpovodí k hrázi (výpusti). Do výpočtu celkové účinnosti opatření navržených v povodí Černičí a Němčice efekt mokřadů (biofiltrů) nebyl zahrnut.

Tabulka 15. Černiči – účinnost návrhu opatření na omezení vyplavování látek

Opatření	Šířka (m)	Plocha		Omezení vyplavování z plochy ZPF v povodí (%)		
		(ha)	(%) ZPF	Ncelk	Pcelk	Pesticidy
Plošné zatravnění v infiltračně zranitelné oblasti		21,6	10,4	5	3	5
Protierozní plošné zatravnění		2,8	1,4	0	0	0
Protierozní travní pás	20	9,2	4,4	2	2	2
Zatravnění údolnice	25	3,2	1,5	1	1	1
Zatravnění příbřežního pásu	10	0	0	0	0	0
Záchytný průleh	10	1,3	0,6	0	0	0
Protierozní osevní postup (Cmax. = 0,1)		18,5	8,9	3	2	3
Protierozní osevní postup (Cmax. = 0,06)		113,3	54,8	22	14	22
Protierozní mez	10	0,4	0,2	0	0	0
CELKEM		171,1	82,8	33	21	33

Tabulka 16. Němčice – účinnost návrhu opatření na omezení vyplavování látek

Opatření	Šířka (m)	Plocha		Omezení vyplavování z plochy ZPF v povodí (%)		
		(ha)	(%) ZPF	Ncelk	Pcelk	Pesticidy
Plošné zatravnění v infiltračně zranitelné oblasti		41,1	21,2	11	5	11
Protierozní plošné zatravnění		4,8	2,5	1	1	1
Protierozní travní pás	20	4,3	2,2	1	1	1
Zatravnění údolnice	25	3,6	1,9	1	1	1
Zatravnění příbřežního pásu	10	1,2	0,6	0	0	0
Záchytný průleh	10	1,8	0,9	0	0	0
Protierozní osevní postup (Cmax. = 0,1)		21,7	11,2	3	3	3
Protierozní osevní postup (Cmax. = 0,06)		76,8	39,6	16	10	16
Protierozní mez	10	0,3	0,1	0	0	0
CELKEM		157,6	81,3	33	21	33

Legenda: Cmax je maximální hodnota C faktoru (faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu).

Na základě porovnání změny transportu látek mezi stávajícím stavem a stavem po návrhu lze předpokládat, že vstup Ncelk, Pcelk a pesticidních látek může být při erozně účinných srážko-odtokových událostech snížen v uzávěru povodí Černiči až o 74,8 % a v povodí Němčice až o 75,5 % (tab. 12). Navržená opatření (obr. P3 a P7) mají také vliv na zpomalení infiltrace a vyplavování látek. Na základě údajů v tabulce 14 a plošného podílu navržených opatření, které mají charakter zatravnění nebo změny hospodaření, bylo váženým průměrem (váha = plocha) vypočteno, že koncentrace Ncelk, Pcelk a pesticidů se mohou při běžných průtocích v uzávěru povodí Černiči a Němčice snížit o procentické podíly uvedené v tabulkách 15 a 16. Rozsah navržených opatření v obou povodích je podobný (nad 80 % ZPF) a přes odlišnosti v jejich skladbě byly dosaženy i podobné účinnosti.

Změna potenciálního a zadržování vody v krajině v souvislosti s realizací navržených opatření byla posouzena pomocí výpočtu maximální potenciální retence (Doležal et al. 2018). Metoda je založena na plošné analýze CN (Janeček et al. 2012), kdy navržená opatření jsou reflektována

jako změna využití (zatravnění) nebo obhospodařování půdy. Takto bylo vypočteno, že navržená opatření mají potenciál zvýšit retenci vody v obou povodích o cca 30 %. Výsledná hodnota však by mohla být ještě vyšší, protože nezahrnuje zdržení vody biotechnickými opatřeními (záchytný průleh, mez, aj.). Jejich účinnost závisí na dimenzování v rámci konkrétního realizačního projektu (např. v rámci pozemkových úprav).

6.3 Podstata pozitivního vlivu komplexních opatření v zemědělském povodí na vodní organismy a zdravou produkci ryb

Společenstvo makrozoobentosu (živočichové dna) drobných toků v zemědělsky využívané krajině je při srážko-odtokových událostech, které nevedou ke zvýšení průtoků nad 1 m³/s a především rychlosti proudu o řádově 0,5 - 1 m/s, ovlivněno jen málo. Komplexní ochranná opatření v povodí přispívají ke snížení takovýchto průtoků, které už by mohly vyvolat negativní dopady na biotu recipientů a to jak z hlediska kvantity tak diversity.

V současné době jsou známy údaje o chronickém vlivu některých pesticidů a jejich metabolitů v environmentálních koncentracích běžně se vyskytujících ve vodách na vodní organismy. Například teruthylazin v koncentraci 2,9 µg/l způsobil poškození kaudální ledviny ranných vývojových stádií kapra obecného. Chloridazon v koncentraci 2,7 µg/l způsobuje změny v antioxidantních biomarkerech raka mramorovaného. Metazachlor a jeho metabolit metazachlor OA v koncentraci 3,2 µg/l způsobují snížení růstu a zpomalení ontogenetického vývoje raka mramorovaného. Pokud by byla uplatněna opatření na omezení dopadů erozních událostí a vyplavování pesticidů, došlo by k významnému snížení vstupů pesticidních látek do povrchových vod v povodí Černiči a Němčice. Ve výsledku realizace navržených opatření lze předpokládat snížení koncentrace jednotlivých pesticidů ve vodách cca o 30 % a tyto koncentrace by pak byly při současném poznání bezpečné pro vodní organismy.

Obsahy reziduí pesticidů a jejich metabolitů zjištěných v rámci monitoringu v modelových povodích ve svalovině ryb z dlouhodobého hlediska nemohou ohrozit zdraví konzumentů. Nicméně navrhovaná opatření přispějí ke zvýšení bezpečnosti a dalšímu snížení koncentrací potenciálně rizikových látek v rybích tkáních, což by se mělo pozitivně projevit na zdravotním stavu vodních organismů i na zdraví konzumentů ryb.

Obr. 16. Nádrž Němčice – prostor pro retenci vody i život vodních organismů



7 Závěr

V současném zemědělském výzkumu i zemědělské praxi se prioritně prosazují dva hlavní směry: jednak maximální efektivita výroby (maximum produkce s minimem nákladů) a na druhé straně udržitelnost hospodaření s ohledem na ochranu složek životního prostředí a zdraví lidí. Je zřejmé, že do budoucna je nutno mezi cíli těchto potenciálně konfliktních směrů nacházet sofistikovaná kompromisní řešení. V tomto smyslu je možno zpracovanou metodiku komplexních opatření pro ochranu půdy, vody a vodních organismů v malých zemědělských povodích považovat za jeden z velmi významných příspěvků. Kromě toho je metodika v plném souladu se strategickými cíli politiky ochrany půdy EU, deklarovanými v dokumentech EU Soil Strategy 2030 a návrhu Směrnice o monitorování a odolnosti půdy, kde k zásadním střednědobým cílům patří snížení ztrát živin odnosem z půdy a snížení rizik z aplikace chemických látek o 50 % do roku 2030 a k dlouhodobým cílům eliminace potenciálních rizik vyplývajících z kontaminace půdy do roku 2050.

S využitím dlouhodobých sledování ve třech modelových povodích metodika popisuje principy transportu a osudu látek ve složkách životního prostředí, uvádí přesné a standardizované metody terénních a analytických postupů a následně prezentuje hlavní výsledky monitoringu obsahů sledovaných látek, včetně rizik pro vodní organismy.

Hlavním výstupem je pak návrh komplexních opatření pro ochranu půdy, vody a vodních organismů. Vzorově byl návrh aplikován pro dvě modelová povodí a byla také vypočtena potenciální účinnost v nich navržených opatření:

- 1) Protierozní opatření mají potenciál snížit negativní dopady erozně účinných srážko-odtokových epizod až o cca 75 % v každém z modelových povodí.
- 2) Omezení vyplavování Ncelk se odhaduje o 33 %, Pcelk o 21 %, pesticidů o 33 %.
- 3) Retence vody v každém z povodí se může jejich realizací zvýšit minimálně o 30 %, v případě realizace biotechnických opatření (průlehy, mokřady) i více, podle dimenzování.

Konkrétní navrhovaná opatření by měla nalézt uplatnění zejména v projektování pozemkových úprav, ale i v menších projektech na bázi zemědělského podniku, zaměřených na ekologické a regenerativní zemědělství, s cílem dosažení udržitelného hospodaření v zemědělské krajině.

8 Poděkování

Děkujeme prof. Ing. Aloisu Praxovi, CSc. a doc. MVDr. Radce Dobšíkové, Ph.D. za cenné připomínky a odborné rady během řešení projektu QK1910282.

Děkujeme zemědělským subjektům hospodařícím v modelových povodích za vstřícný přístup k realizaci monitoringu a komunikaci. Děkujeme Státnímu pozemkovému úřadu za odbornou spolupráci.

III. Srovnání novosti postupů

Metodika reflektuje nejnovější poznatky v oblasti ochrany půdy a vody, včetně zatím nepublikované metodiky protierozní ochrany (Podhrázská et al. 2023), aktuální postupy dané protierozní vyhláškou a metodikou pozemkových úprav. Dosavadní výzkumy, studie či metodické návody se většinou zaměřují pouze na vybrané látky (živiny či kontaminanty) a některé složky životního prostředí. Výzkumný projekt QK1910282 obsáhl jak erozní (povrchové) tak podpovrchové procesy transportu látek v malých zemědělsky využívaných povodích a předmětem monitoringu byly půdy, vody (povrchové, drenážní i půdní), dnové sedimenty a také vodní organismy. Novost spočívá v komplexním přístupu, kdy předmětem zájmu byl transport živin (Ncelk, Pcelk) a také pesticidů ve složitém systému půda – voda – sediment – vodní organismy. V této souvislosti je zejména třeba vyzdvihnout syntetické zapojení výzkumu úrovně kontaminace rybních tkání pesticidními látkami v reálných produkčních podmínkách a výzkumu potenciálních negativních dopadů těchto látek na vodní organismy (raky). Unikátní výsledky přineslo i spojení monitoringu hydrologických extrémů v modelových povodích a reakcí vodních organismů na ně. Metodický návod poskytuje návrh komplexních opatření v zemědělské krajině s ohledem na dosažení dobré kvality vod a dobrého stavu a diverzity vodních organismů včetně zdravé produkce ryb. Metoda byla aplikována jako vzorový příklad pro území dvou modelových povodí a byla vyhodnocena potenciální účinnost návrhu opatření.

IV. Popis uplatnění

Metodiku lze přímo uplatnit zejména v praxi projektování pozemkových úprav a ve vodohospodářské praxi. Dále je využitelná pro účely dalších výzkumů v oblasti transportu látek v malých povodích, výzkumu a prosazování požadavků ochrany půdy a vody v zemědělské krajině s ohledem na její trvale udržitelné využívání a zájmy ochrany přírody a krajiny. Předpokládanými uživateli vedle tvůrců metodiky jsou MZe ČR, MŽP ČR, SPÚ, výzkumné instituce, projekční firmy, podniky povodí, odborná veřejnost aj.

V. Ekonomické aspekty

Realizace cílených opatření přispěje k omezení degradace zemědělské půdy, přinese zlepšení jakosti vody a zpomalení jejího odtoku v zemědělské krajině, omezí se zanášení vodních útvarů a jejich zatížení fosforem, dusíkem a pesticidními látkami. V souvislosti s tím dojde ke zlepšení ekologických podmínek pro život vodních organismů. Zvláště zřetelný bude ekonomický efekt u produkčních rybníků na zlepšení jakosti rybí osádky a snížení možné kontaminace rybních tkání. V případě realizace opatření v povodí vodních nádrží vodárenských a rekreačních, lze počítat se snížením nákladů na čištění vod, resp. s pozitivním přínosem pro rekreační rozvoj regionu. Omezením zanášení vodních nádrží sedimenty dojde ke snížení nákladů na jejich odbahnění a zlepšení provozních podmínek. V současné době je uváděna cena za odstranění 1 m³ sedimentu v rozmezí 500-800 Kč.

Dále se realizací opatření potenciálně omezí devastace půdy vlivem erozních procesů, která má za následek pokles ceny pozemků a snižování výnosů plodin. Tento pokles může činit až několikamilionové částky v případě znehodnocení nejurodnějších černozemních půd.

Náklady a ztráty způsobené zavedením doporučených opatření na zemědělské půdě nelze vyčíslit paušálně. Vždy jsou závislé na konkrétních podmínkách dané oblasti a daném hospodářicím subjektu. V některých oblastech je možno ke kompenzaci ztrát hospodářicímho subjektu plně využít dotačních titulů (národních a evropských). Provedené studie (Konečná, Pražan et al. 2014) naznačují, že v dlouhodobém měřítku přínosy zavedených opatření převažují nad náklady.

VI. Seznam použité a související literatury

- ACCINELLI C., VICARI A., ROSSI PISA P., CATIZONE P. (2002) Losses of atrazine, metolachlor, prosulfuron and triasulfuron in subsurface drain water. I. field results. *Agronomic*, 22(4), 399-411. doi:10.1051/agro:2002018.
- ADÁMEK Z., KONEČNÁ J., KARÁSEK P., VŠETIČKOVÁ L., PODHRÁZSKÁ J., ZAJÍČEK A. (2021) The response of macroinvertebrate assemblage on long-term extreme flow rate fluctuations in a carp pond inflow canal. In *Aquaculture Europe*. Funchal: 4.-7.10.2021, 15-16.
- ADÁMEK Z., KONEČNÁ J., KARÁSEK P., VŠETIČKOVÁ L., PODHRÁZSKÁ J., ZAJÍČEK A. (2022) From perennial to intermittent headwater stream: macroinvertebrate community response to climate-induced summer water scarcity. *Aquatic Ecology*, 56, 937-950.
- ADRIAANSE P. I., VAN LEERDAM R. C., BOESTEN J. J.T.I. (2017) The effect of the runoff size on the pesticide concentration in runoff water and in FOCUS streams simulated by PRZM and TOXSWA, *Science of the Total Environment*, 584–585, 268-281. Dostupné na: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.001>.
- ANDREWS C., EXEL, A., CARRINGTON N. (2010) Manual of fish health: everything you need to know about aquarium fish, their environment and disease prevention. Tonawanda, USA: Firefly Books, 208 pp.
- ANTUNES A.M., ROCHA T.L., PIRES F.S., DE FREITAS M.A., LEITE V.R.M.C., ARANA S., MOREIRA P.C., SABÓIA-MORAIS S.M.T. (2017) Gender-specific histopathological response in guppies *Poecilia reticulata* exposed to glyphosate or its metabolite Aminomethylphosphonic acid. *Journal of Applied Toxicology*, 37, 1098-1107.
- ANTIC N., et al. (2015) Pesticide Residues in the Danube River Basin in Serbia - a Survey during 2009-2011. *Clean-Soil Air Water*, 43, 197-204.
- BARBIERI M. V., PERIS A., POSTIGO C., MOYA-GARCÉS A., MONLLOR-ALCARAZ L. S., RAMBLA-ALEGRE M., ELJARRAT E., DE ALDA M. L. (2021) Evaluation of the occurrence and fate of pesticides in a typical Mediterranean delta ecosystem (Ebro River Delta) and risk assessment for aquatic organisms. *Environmental Pollution*, 274, 115813.
- BATHE R., ULLMANN L., SACHSSE K. (1973) Determination of pesticide toxicity to fish. *Schriftenr. Ver. Wasser Boden Lufthyg. Berlin – Dahlem: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene*, 37, 241-256.
- BROWN C., VAN BEINUM W. (2009) Pesticide transport via subsurface drains in Europe. *Environmental Pollution*, 157, 3314-3324.
- BRODIN T., FICK J., JONSSON M., KLAMINDER J. (2013) Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science*, 15, 814-815.
- BUNDSCHUH M., GOEDKOOP W., KREUGER J. 2014. Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the toxic-unit concept - Experiences from long-term measurements. *Science of the Total Environment*, 484, 84-91.
- CAISSIE D. (2006) The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51, 1389-1406. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x.
- CAQUET T., THYBAUD E., LE BRAS S., JONOT O., RAMADE F. (1992) Fate and biological effects of lindane and deltamethrin in freshwater mesocosms. *Aquatic Toxicology*, 23, 261-278.
- CECCALDI H. (1989) Anatomy and physiology of digestive tract of Crustaceans Decapods reared in aquaculture. *Advances in Tropical Aquaculture*, 9, 243-259.
- DI POI C., COSTIL K., BOUCHARTE V., HARM-LEMEILLE M.P. (2018) Toxicity assessment of five emerging pollutants. Alone and in binary or ternary mixtures, towards three aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 6122-6134.
- DOLEŽAL P., KONEČNÁ J., KARÁSEK P., PODHRÁZSKÁ J., POCHOP M. (2018) Analýza potenciální retence vody v povodí Bílého potoka. *Pozemkové úpravy*, 26(3), 4-8.
- DOLEŽAL F., KVÍTEK T. (2004) The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in penplains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, 775-785.

- DOPPLER T., CAMENZULI L., HIRZEL G., KRAUSS M., LÜCK A., STAMM C. (2012) Spatial variability of herbicide mobilisation and transport at catchment scale: insights from a field experiment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 1947-1967.
- DUFFKOVÁ R., PRAŽÁK P., ŠÁDEK D., FUČÍK P., ZAJÍČEK A. (2013) Malý drenážní lyzimetr. Užitiný vzor č. 25779. Majitel VÚMOP, v.v.i.
- DUFFKOVÁ R., MÜHLBACHOVÁ G., MATĚJKA J., ZAJÍČEK A., KUSÁ H., FUČÍK P., KÁŠ M., NOBILIS L., BARTOŠ P., FENDRYCH B. (2016) Metodický postup pro efektivní užití digestátu ze zemědělských bioplynových stanic. Certifikovaná metodika. Praha: VÚMOP v.v.i., 84 s.
- DUŠEK J., VOGEL T., ŠANDA M. (2012) Hillslope hydrograph analysis using synthetic and natural oxygen-18 signatures. *Journal of Hydrology*, 475(19), 415-427.
- EFSA (European Food and Safety Authority) (2015) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. *EFSA Journal*, 13, 4302.
- FIORINO E., SEHONOVA P., PLHALOVA L., BLAHOVA J., SVOBODOVA Z., FAGGIO C. (2018) Effects of glyphosate on early life stages: comparison between *Cyprinus carpio* and *Danio rerio*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 8542-8549.
- FOCUS (2007) Landscape and Mitigation Factors in Aquatic Ecological Risk Assessment. Report of the Forum for Coordination of Pesticide Fate Models and Their Use working group on landscape and mitigation factors in ecological risk assessment, EC Document Reference SANCO/10422/2005 v2.0. Vol. 1. Extended Summary and Recommendations.
- FOLMAR LC., SANDERS H.O., JULIN A.M. (1979) Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 8, 269-278.
- FUČÍK P., ZAJÍČEK A., DUFFKOVÁ R., KVÍTEK T. (2015) Water Quality of Agricultural Drainage Systems in the Czech Republic — Options for Its Improvement. In TEANG S.L. (ed.) *Research and Practices in Water Quality*. IntechOpen, 241-262. DOI: 10.5772/59298.
- FUČÍK P., ZAJÍČEK A., KAPLICKÁ M., DUFFKOVÁ R., PETERKOVÁ J., MAXOVÁ J., TAKÁČOVÁ Š. (2017) Incorporating rainfall-runoff events into nitrate-nitrogen and phosphorus load assessments for small tile-drained catchments. *Water*, 9(9), 712.
- FUČÍK P., VYMAZAL J., ŠEREŠ M., HEJDUK T., HNÁTKOVÁ T., SOCHACKI A., KULHAVÝ Z., ZAJÍČEK A., ZHEN Z., DUFFKOVÁ R., KAPLICKÁ M., SÍTKOVÁ V., POLÁKOVÁ V., KUKAČKA J. (2021) Metodika pro navrhování umělých mokřadů v návaznosti na zemědělské odvodnění pro zlepšení jakosti vody. Certifikovaná metodika. Praha: VÚMOP, v.v.i. 73 s.
- GUILHERME S., SANTOS M.A., GAIVAO I., PACHECO M. (2014) DNA and chromosomal damage induced in fish (*Anguilla anguilla* L.) by aminomethylphosphonic acid (AMPA) - the major environmental breakdown product of glyphosate. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 8730-8739.
- HABERLE J., KÁŠ M. (2007) Význam strniskových meziplodin z hlediska ztrát dusíku. *Úroda*, 10, 42 – 43.
- HAJŠLOVÁ J., KOCOUREK V. (2004) Osud prostředků pro ochranu rostlin v potravním řetězci člověka. Praha: VÚRV, v.v.i., 42 s. Dostupné na: <http://www.phytopsanitary.org/projekty/2003/vvf-05-03.pdf>
- HALBACH K., MÖDER M., SCHRADER S., LIEBMANN L., SCHÄFER R. B., SCHNEEWEISS A., SCHREINER, V. C., VORMEIER P., WEISNER O., LIESS M., REEMTSMA T. (2021): Small streams—large concentrations? Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall. *Water Research*, 203, 117535. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117535>
- HALEŠOVÁ T., KONEČNÁ J., VÁCLAVÍKOVÁ M., KARÁSEK P., NOVÁKOVÁ E. (2022) Výskyt pesticidních látek v řece Punkvě. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 64(2), 29-33.
- HATEF A., ALAVI S.M.H., ABDULFATAH A., FONTAINE P., RODINA M., LINHART O. (2012) Adverse effects of bisphenol A on reproductive physiology in male gold fish at environmentally relevant concentrations. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 76, 56-62.
- HAVELKOVÁ M., DUŠEK L., NĚMETHOVÁ D., POLESZCZUK G., SVOBODOVÁ Z (2008) Comparison of mercury distribution between liver and muscle – a biomonitoring of fish from lightly and heavily contaminated localities. *Sensors*, 8, 4095-4109.
- HEUMANN S., FIER A., HABDENTEUFEL M., HÖPER H., SCHÄFER W., EILER T., BÖTTCHER J. (2013) Minimizing nitrate leaching while maintaining crop yields: insights by simulating net N mineralization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95, 395–408.
- HOFER T.N., ABESSA D.M.S., AGUIAR V.M.C., ALFONSO J.A., BAPTISTA J.A. (2008) Marine pollution: new research. New York: Nova Science Public Inc. 448 pp.
- HOSTOVSKY M., BLAHOVA J., PLHALOVA L., STEPANOVA S., PRASKOVA E., MARSALEK P., SVOBODOVA Z. (2012) Oxidative stress parameters in early developmental stages of common carp (*Cyprinus carpio* L.) after subchronic exposure to terbuthylazine and metribuzin. *Neuroendocrinology Letters*, 33, 124-129.
- IPCC (2007) AR4 Climate Change 2007: Synthesis Report. Dostupné na: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/syr/>

- JANEČEK M. et al. (2012) Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika. Praha: Powerprint, s.r.o., 113 s.
- JANGLOVÁ R., KVÍTEK T., NOVÁK P. (2003) Kategorizace infiltrační kapacity půd na základě geoinformatického zpracování dat půdních průzkumů. *Soil and Water*, 2, 61-81.
- KADLIKOVA K., VACLAVIKOVA M., HALESOVA T., KAMLER M., MARKOVIC M., ERBAN T. (2021) The investigation of honey bee pesticide poisoning incidents in Czechia. *Chemosphere*, 263, 128056.
- KERLE E.A., JENKINS J.J., VOGUE P.A. (2007) Understanding Pesticide Persistence and Mobility for Groundwater and Surface Water Protection. Oregon State University Extension Services, EM8561-E.
- KODEŠ V. (2015) Kontaminace podzemních vod pesticidy v České republice. *Agromanuál*, 6, 59-61.
- KODEŠOVÁ R., KODEŠ V., KOČÁREK M., DRÁBEK O., KOZÁK J. (2010) Soil properties affecting pesticide leaching - application in groundwater vulnerability mapping in the Czech Republic. In Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science: Soil solutions for a changing world. Brisbane, Australia, 1-6 August 2010. <http://www.iuss.org/.../2178.pdf>
- KONEČNÁ J., PRAŽAN J. et al. (2014) Hodnocení ekonomických aspektů protierozní ochrany zemědělské půdy. Brno: VÚMOP, v.v.i., 52 s.
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., FUČÍK P., PODHRÁZSKÁ J., POCHOP M., RYŠAVÝ S., HANÁK R. (2017) Integration of soil and water conservation measures in an intensively cultivated watershed – a case study of Jihlava river basin (Czech Republic). *European Countryside*, 1, 17-28.
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., BEITLEROVÁ H., FUČÍK P., KAPIČKA J., PODHRÁZSKÁ J., KVÍTEK T. (2020) Using WaTEM/SEDEM and HEC-HMS models for the simulation of episodic hydrological and erosion events in a small agricultural catchment. *Soil and Water Research*, 15(1), 18-29.
- KRÁSA J., DOSTAL T., JACHYMOVA B., BAUER M., DEVATY J. (2019) Soil erosion as a source of sediment and phosphorus in rivers and reservoirs - Watershed analyses using WaTEM/SEDEM. *Environmental Research*, 171(4), 470-483. DOI 10.1016/j.envres. 2019.044
- KULHAVÝ Z., PAVEL M., KUDRNOVÁ L., FUČÍK P., DOSTÁL M., ZAJÍČEK A., PELÍŠEK, I., KRÁSA J., DUFFKOVÁ R., NOVÁK P., HEJDUK T. (2017) Katalog opatření pro snížení plošných zemědělských zdrojů znečištění pro listy opatření typu A (včetně odvodňovacích systémů) s ohledem na kategorizaci kritických ploch a povodí. Praha: VÚMOP, v.v.i., Povodí Vltavy, s.p., 163 s.
- KVÍTEK T. (2006): Využití a ochrana vodních zdrojů. České Budějovice: ZF JCU ČB, 150 s.
- KVÍTEK T., ZAJÍČEK A., DOSTÁL T., FUČÍK P., KRÁSA J., BAUER M., JÁCHYMOVÁ B., KULHAVÝ Z., PAVEL M. (2023) Slowing Down Quick Runoff - A New Approach for the Delineation and Assessment of Critical Points, Contributing Areas, and Proposals of Measures to Reduce Non-Point Water Pollution from Agricultural Land. *Water*, 15, 1247. <https://doi.org/10.3390/w15061247>
- KYSELÝ J., BERANOVÁ R. (2009) Climate-change effects on extreme precipitation in central Europe: uncertainties of scenarios based on regional climate models. *Theoretical and Applied Climatology*, 95(3-4), 361-374.
- LAURENT F., RUELLAND D. (2011) Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *Journal of Hydrology*, 409, 440-450.
- LEFRANCQ M., JADAS-HÉCART A., LA JEUNESSE I., LANDRY D., PAYRAUDEAU S. (2017). High frequency monitoring of pesticides in runoff water to improve understanding of their transport and environmental impacts. *Science of the Total Environment*, 587–588, 75-86.
- LEVINE S.L., VON MEREY G., MINDERHOUT T., MANSON P., SUTTON P. (2015) Aminomethylphosphonic acid has low chronic toxicity to *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34, 1382-1389.
- LIDOVA J., BURIČ M., KOUBA A., VELISEK J. (2019) Acute toxicity of two pyrethroid insecticides to five non-indigenous crayfish species in Europe. *Veterinární Medicína*, 64, 125-133.
- MA J., ZHU J., WANG W., RUAN P., RAJESHKUMAR S., LI X. (2019) Biochemical and molecular impacts of glyphosate-based herbicide on the gills of common carp. *Environmental Pollution*, 252, 1288-1300.
- MA J., BU Y., LI X. (2015) Immunological and histopathological responses of the kidney of common carp (*Cyprinus carpio* L.) sublethally exposed to glyphosate. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 39, 1-8.
- MALINOVSKA V., KUKLINAI I., LOZEK F., VELISEK J., KOZAK P. (2023) Responses of signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to single short-term pulse exposure of pesticides at environmentally relevant concentrations. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 51740-51748.
- MARVAL Š., HEJDUK T., DUŠKOVÁ K., VYBÍRAL T., TOMEK M., ROUB R., ZAJÍČEK A., FUČÍK P., VACEK M. (2021) Sedimenty v zemědělsky využívaných povodích (interakce půda, voda, sediment). Certifikovaná metodika. 90 s.
- MAYER F.L., ELLERSIECK M.R. (1986) Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals of freshwater animals. Resource Publication 160. U. S. Fish and Wildlife Service. Department of the Interior, Washington, D.C., 579 pp.

- MIKULIKOVA I., MODRA H., BLAHOVA J., MARSALEK P., GROCH L., SIROKA Z., KRUIKOVA K., JARSKY J., LITTNEROVA S., SVOBODOVA Z. (2011) The effects of Click 500 SC (terbutylazine) on common carp, *Cyprinus carpio* under (sub)chronic conditions. *Neuroendocrinology Letters*, 32, 15-42.
- MODRA H., HALUZOVA I., BLAHOVA J., HAVELKOVA M., KRUIKOVA K., MIKULA P., SVOBODOVA Z. (2008) Effects of subchronic metribuzin exposure on common carp (*Cyprinus carpio*). *Neuroendocrinology Letters*, 29, 669-74.
- Modrá zpráva (2021) Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2021. Praha: MZe, MŽP, 158 s. Dostupné na: <https://eagri.cz/public/portal/-q264913---un6NBhjx/zprava-o-stavu-vodniho-hospodarstvi>.
- MONK W. A., WOOD P. J., HANNAH D. M., WILSON D. A. (2008) Macroinvertebrate community response to inter-annual and regional river flow regime dynamics. *River Research and Applications*, 24, (7), 988-1001.
- MOTTES C., LESUEUR-JANNOYER M., LE BAIL M., GUÉNÉ M., CARLES C. & MALÉZIEUX E. (2017) Relationships between past and present pesticide applications and pollution at a watershed outlet: the case of a horticultural catchment in Martinique, French West Indies. *Chemosphere*, 184, 762-773.
- Nařízení EP a Rady (ES) č. 1107/2009 o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh a o zrušení směrnic Rady 79/117/EHS a 91/414/EHS.
- Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- NEKOVIC N.K., POLEKSIC V., ELEZOVIC I., KARAN V., BUDIMIR M. (1996) Biochemical and histopathological effects of glyphosate on carp, *Cyprinus carpio* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 56, 295-302.
- NKÚ (2021) Národní kontrolní úřad. Kontrolní závěr z kontrolní akce č. 20/04: Intervence k zajištění udržitelné jakosti vod.
- NOVÁK P., SLAVÍK J. et al. (2012) Metodický postup tvorby syntetické mapy zranitelnosti podzemních vod. Certifikovaná metodika. Praha: VÚMOP, v.v.i., 44 s. Osv. č. MZe 4/2012.
- OECD (1992) Fish, Acute Toxicity Test. Test Guideline No. 203, Guidelines for the Testing of Chemicals. - OECD, Paris.
- OCKENDEN M.C., DEASY C., QUINTON J.N., SURRIDGE B., STOATE C. (2014) Keeping agricultural soil out of rivers: evidence of sediment and nutrient accumulation within field wetlands in the UK. *Journal of Environmental Management*, 135, p. 54-62.
- PAUTSINA A, KUKLINA I, STYS D, CISAR P (2014) Noninvasive crayfish cardiac activity monitoring system. *Limnology and Oceanography: Methods*, 12, 670-679.
- PAVEL M. et al. (2019) Katalog revitalizačních opatření HOZ. Výstup z projektu Nové přístupy revitalizace hlavních odvodňovacích zařízení s vazbou na drenážní systémy z pohledu retence vody v krajině. Praha: SWECO Hydroprojekt a.s.,
- Pesticide Ecotoxicity Database (2000) Office of Pesticide Programs, Environmental Fate and Effects Division. US EPA, Washington, DC.
- PODHRÁZSKÁ J., KUČERA J., KARÁSEK P., KONEČNÁ J. (2015) Land degradation by erosion and its economic consequences for the region of South Moravia (Czech Republic). *Soil and Water Research*, 10(2), 105-113.
- PODHRÁZSKÁ J. et al. (2023) Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha: VÚMOP, v.v.i. (V tisku.)
- POMIJE T., ZAJÍČEK A., BYSTRICKÝ, V., KAPLICKÁ, M., TACHECÍ, P., KVÍTEK, T. (2022) Drainage Runoff Separation of New and Old Water Based on Precipitation, Air, Water and Soil Temperature Compared to Stable Isotopes 18O and 2H. *Water*, 14, 2349. Dostupné na: <https://doi.org/10.3390/w14152349>
- Rámcová směrnice o vodách 2000/60/ES
- RIISE G., LUNDEKVAM H., WU Q.L., HAUGEN L.E., MULDER J. (2004) Loss of pesticides from agricultural fields in SE Norway—runoff through surface and drainage water. *Environ Geochem. Health*, 26(2-3), 269-276.
- ROŽNOVSKÝ J., FUKALOVÁ P., POKLADNÍKOVÁ H. (2010) Predikce klimatu jižní Moravy. In *Voda v krajině*. ČHMÚ, Lednice, 31.5.-1.6.2010.
- Sanco/221/2000-rev.10: Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council directive 91/414/EEC
- SANDIN M., PIKKI K., JARVIS N., LARSBO M., BISHOP K., KREUGER J. (2018) Spatial and temporal patterns of pesticide concentrations in streamflow, drainage and runoff in a small Swedish agricultural catchment. *Science of the Total Environment*, 610-611, 623-634.
- SERRAO J. E., PLATA-RUEDA A., MARTINEZ L. C., ZANUNCIO J. C. (2022) Side-effects of pesticides on non-target insects in agriculture: a mini-review. *Science of Natura*, 109, 17.
- SLEEM S.H., HASSAN M.M. (2011) Impact of pollution on invertebrates biodiversity in the river Nile associated with Dahab and El-Warrak Islands, Egypt. *International Journal of Environmental Science and Engineering*, 1, 15-25.
- SPÚ (2022) Metodický návod pro provádění pozemkových úprav. Praha: SPÚ, 139 s.

- SPYCHER S., MANGOLD S., DOPPLER T., JUNGHANS M., WITTMER I., STAMM C., SINGER H. (2018) Pesticide Risks in Small Streams—How to Get as Close as Possible to the Stress Imposed on Aquatic Organisms. *Environmental Science and Technology*, 52, 4526–4535.
- STARA A., KOUBA A., VELISEK J. (2014) Effect of chronic exposure to prometryne on oxidative stress and antioxidant response in red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Biomed Research International*, 2014. DOI: 10.1155/2014/680131
- STARA A., ZUSKOVA E., KOUBA A., VELISEK J. (2016) effects of terbuthylazine-desethyl, a terbuthylazine degradation product, on red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Science of the Total Environment*, 566, 733–740.
- STARA A., KUBEC J., ZUSKOVA E., BURIČ M., FAGGIO C., KOUBA A., VELISEK J. (2019a) Effects of S-metolachlor and its degradation product metolachlor OA on marbled crayfish (*Procambarus virginalis*). *Chemosphere*, 224, 616–625.
- STARA A., BELLINIA R., VELISEK J., STROUHOVA A., KOUBA A., FAGGIO C. (2019b) Acute exposure of common yabby (*Cherax destructor*) to the neonicotinoid pesticide. *Science of the Total Environment*, 665, 718–723.
- STARA A., ZUSKOVA E., VESELY L., KOUBA A., VELISEK J. (2021) Single and combined effects of thiacloprid concentration, exposure duration, and water temperature on marbled crayfish *Procambarus virginalis*. *Chemosphere*, 128463. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128463.
- STEPANOVA S., DOLEZELOVA P., PLHALOVA L., PROKES M., MARSALEK P., SKORIC, M., SVOBODOVA Z. (2012) The effects of metribuzin on early life stages of common carp (*Cyprinus carpio*). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 103, 152–158.
- SVOBODA N., TAUBE F., WIENFORTH B., KLUB C., KAGE H., HERRMANN A. (2013) Nitrogen leaching losses after biogas residue application to maize. *Soil and Tillage Research*, 130, 69–80.
- SZŐCS E., BRINKE M., KARAOGLAN B. et al. (2017) Large scale risks from agricultural pesticides in small streams. *Environmental Science and Technology*, 51, 7378–7385. DOI: 10.1021/acs.est.7b00933.
- SZP (2023) Společná zemědělská politika 2023–2027. Dostupné na: https://eagri.cz/public/web/file/722945/SZP_obecne_aktual_4_2023_cistopis.pdf
- ŠANDA M., VITVAR T., KULASOVÁ A., JANKOVEC J., CÍSLEROVÁ M. (2013) Runoff formation in a humid, temperate headwater catchment using a combined hydrological, hydrochemical and isotopic approach (Jizera Mountains, Czech Republic). Dostupné na: <https://www.academia.edu>.
- ŠLACHTA M., ERBAN T., VOTAVOVÁ A., BEŠTA T., SKALSKÝ M., VÁCLAVÍKOVÁ M., HALEŠOVÁ T., EDWARDS-JONÁŠOVÁ M., VČELÁKOVÁ R., CUDLÍN P. (2020) Domestic Gardens Mitigate Risk of Exposure of Pollinators to Pesticides - An Urban-Rural Case Study Using a Red Mason Bee Species for Biomonitoring. *Sustainability*, 12, 9427.
- TAJNAIOVÁ L., VURM R., KHOLOMYEVA M., KOBERA M., KOCI V. (2020) Determination of the ecotoxicity of herbicides Roundup® Classis Pro and Garlon New in aquatic and terrestrial environments. *Plants*, 9, 1203.
- TARJA N., KIRSTI E., MARJA L., ENNOLA K. (2003) Thermal and metabolic factors affecting bioaccumulation of triazine herbicides by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) *Environmental Toxicology*, 18, 219–226.
- TLAPÁKOVÁ L., ČMELÍK M., ŽALOUĐÍK J., KARAS J. (2016) Metodika identifikace drenážních systémů a stanovení jejich funkčnosti, číslo osvědčení 3/2017-SPU/O. Praha: VÚMOP, v.v.i., 214 s.
- TOMLIN C.D.S. (2002) Terbuthylazine (5915-41-3). In: *The e-Pesticide Manual*, Version 2.2. Surrey UK: British Crop Protection Council.
- TRESNAKOVA N., KUBEC J., STARA A., ZUSKOVA E., FAGGIO C., KOUBA A., VELISEK J. (2022) Chronic Toxicity of Primary Metabolites of Chloroacetamide and Glyphosate to Early Life Stages of Marbled Crayfish *Procambarus virginalis*. *Biology*, 11,927.
- TEDIOSI A., WHELAN M.J., RUSHTON K.R., GANDOLFI C. (2013) Predicting rapid herbicide leaching to surface waters from an artificially drained headwater catchment using a one dimensional two-domain model coupled with a simple groundwater model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 145, 67–81.
- Usnesení vlády č. 620/2015 k přípravě realizace opatření pro zmírnění negativních dopadů sucha a nedostatku vody. Dostupné na: https://suchovkrajine.cz/sites/default/files/podklad/04_usneseni_vlady_620.pdf
- VELÍSEK J., SVOBODOVÁ Z., PIAČKOVÁ V., SUDOVÁ E. (2009) Effects of acute exposure of metribuzin on some haematological, biochemical and histopathological parameters of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 82,492–495.
- VELISEK J., KOUBA A., STARA A. (2013) Acute toxicity of triazine pesticides to juvenile signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Neuroendocrinology Letters*, 34, 31–36.
- VELÍSEK J. et al. (2014) Vodní toxicologie pro rybáře. *Vodňany FROV JU*, 600 s.
- VELISEK J., STARA A., KUBEC J., ZUSKOVA E., BURIC M., KOUBA A. (2020) Effects of metazachlor and its major metabolite metazachlor OA on early life stages of marbled crayfish. *Scientific Reports*, 10, 875.

- VOGT G., TOLLEY L., SCHOLTZ G. (2004) life stages and reproductive components of the marmorebs, the first pathogenetic decapod crustacean. *Journal of Morphology*, 261, 286-311.
- Vyhláška č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. (Zrušený předpis).
- Vyhláška č. 240/2021 sb., o ochraně zemědělské půdy před erozí.
- Vyhláška č. 5/2011 Sb. o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod.
- Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.
- Vyhláška č. 275/2004 Sb. o požadavcích na jakost a zdravotní nezávadnost balených vod a o způsobu jejich úpravy.
- Vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích).
- Vyhláška č. 545/2002 Sb., o postupu při provádění pozemkových úprav a náležitostech návrhu pozemkových úprav, ve znění pozdějších předpisů.
- VYMAZAL J.; BŘEZINOVÁ T. (2015) The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International*, 75, 11-20.
- WETTSTEIN F.E., KASTEEL R., GARCIA DELGADO M.F., HANKE I., HUNTSCHA S., BALMER M.E., POIGER T., BUCHELI T.D. (2016) Leaching of the Neonicotinoids Thiamethoxam and Imidacloprid from Sugar Beet Seed Dressings to Subsurface Tile Drains. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(33), 6407-6415.
- WHO (2023) Evaluation of certain contaminants in food: ninety-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO technical report series, 1040. Dostupné na: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240068452>.
- ZAJÍČEK A., POMIJE T., KVÍTEK T. (2016) Event water detection in tile drainage runoff using stable isotopes and a water temperature in small agricultural catchment in Bohemian-Moravian Highlands, Czech Republic. *Environmental earth sciences*, 75, 1-13. DOI 10.1007/s12665-016-5561-1.
- ZAJÍČEK A., FUČÍK P., KAPLICKÁ M., MAXOVÁ J. (2017) Vyplavování pesticidních látek zemědělskou drenáží. *Rostlinolékař*, 4, 24-28.
- ZAJÍČEK A., FUČÍK P., KAPLICKÁ M., LIŠKA M., MAXOVÁ J., DOBIÁŠ J. (2018a). Pesticide leaching by agricultural drainage in sloping, mid-textured soil conditions – the role of runoff components. *Water Science and Technology*, 77(7-8), 1879-1890.
- ZAJÍČEK A., FUČÍK P., DUFFKOVÁ R., MAXOVÁ J. (2018b) How does targeted grassing of arable land influence drainage water quality and farm economic indicators? *International Journal of Environmental Impacts*, 1(3), 344 – 352. DOI 10.2495/EI-V1-N3-344-352.
- ZAJÍČEK A., SYCHRA L., VYBÍRAL T., HEJDUK T., ČMELÍK M., FUČÍK P., KAPLICKÁ M. (2021) Návrhy revitalizačních opatření na hlavních a přílehlých podrobných odvodňovacích zařízeních Certifikovaná metodika. 99 s. Dostupné na: https://agronavigator.cz/sites/default/files/users/user291/Metodiky/HOZ_metodika_publ.pdf
- ZAJÍČEK A., HEJDUK T., SYCHRA L., VYBÍRAL T., FUČÍK P. (2022) How to select a location and a design of measures on land drainage – A case study from the Czech Republic. *Journal of Ecological Engineering*, 23(4), 43-57. doi:10.12911/22998993/146270
- ZAJÍČEK A., DOSTÁL T., HANÁK R., NOVOTNÁ J., KULHAVÝ Z., KRÁSA J., RYŠAVÝ S., FUČÍK P., PAVEL M., HEJDUK T., KRATOCHVÍLOVÁ L., ROSENDORF P., BAUER M., MARVAL Š., MALÝ A., NOVÁK P., PELÍŠEK I., KRÁTKÝ M., KVÍTEK T. (2023) Identifikace kritických bodů odtoku vody a kategorizace jejich přispívajících lokalit z hlediska potřeby návrhů opatření ke zvýšení infiltrace, retence, akumulace a jakosti vod v zemědělských povodích na území ČR. Praha: Povodí Vltavy, s.p., 84 s.
- Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách, ve znění pozdějších předpisů
- Zelená zpráva (2021). Zpráva o stavu zemědělství ČR za rok 2020. Praha: MZe ČR, 2021. Dostupné na: <https://eagri.cz/public/portal/mze/publikace/zpravy-o-stavu-zemedelstvi>

Internetové zdroje:

- <https://geoportal.vumop.cz>
<https://eagri.cz>
<https://eagri.cz/public/portal/ukzuz>
<https://dibavod.cz>
<https://pmo.cz>
<https://szu.cz>

VII. Seznam publikací, které předcházely metodice

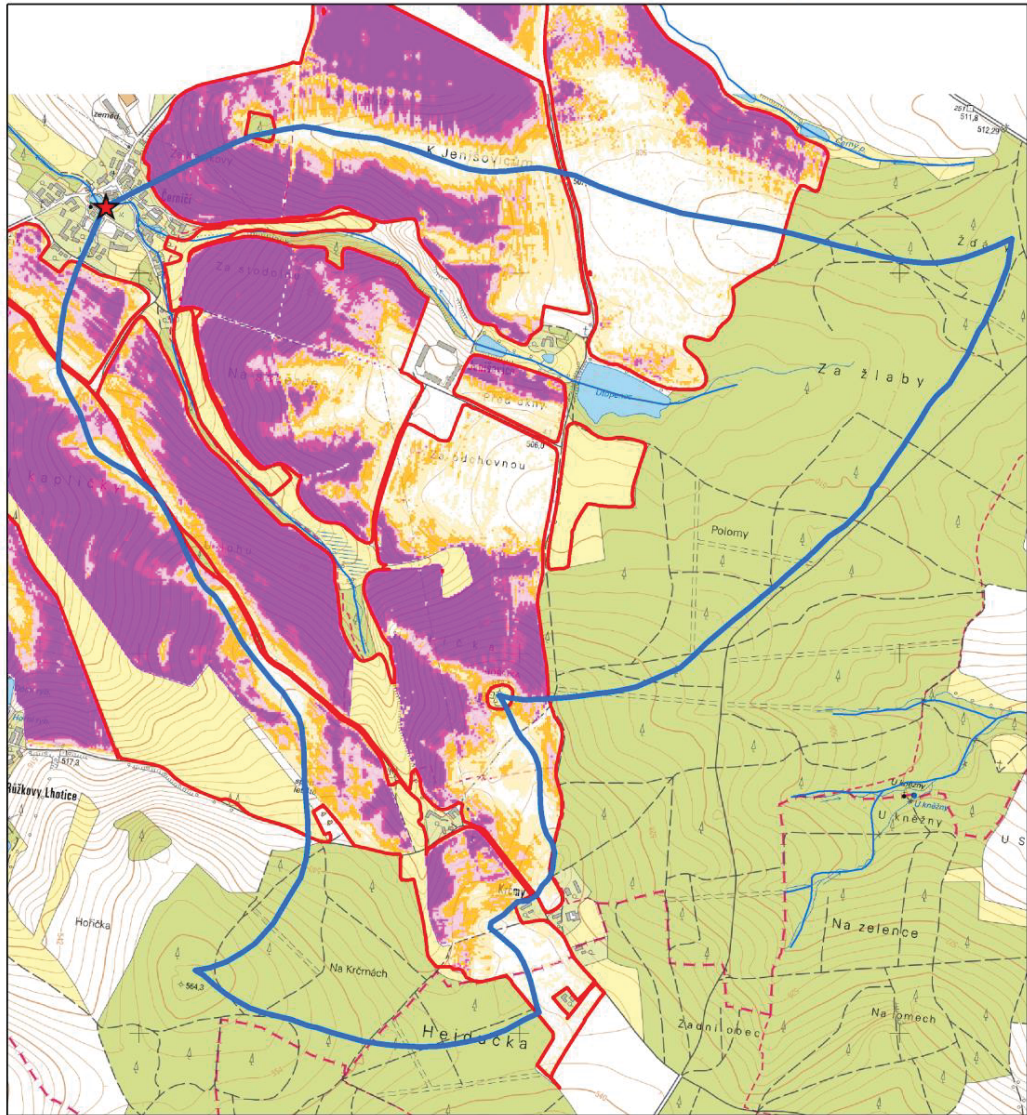
- ADÁMEK Z., KONEČNÁ J., KARÁSEK P., VŠETIČKOVÁ L., PODHRÁZSKÁ J., ZAJÍČEK A. (2021) The response of macroinvertebrate assemblage on long-term extreme flow rate fluctuations in a carp pond inflow canal. In *Aquaculture Europe*. Funchal: EAS, 4.-7.10.2021, 15–16. (Jimp)
- ADÁMEK Z., KONEČNÁ J., KARÁSEK P., VŠETIČKOVÁ L., PODHRÁZSKÁ J., ZAJÍČEK A. (2022) From perennial to intermittent headwater stream: macroinvertebrate community response to climate-induced summer water scarcity. *Aquatic Ecology*, 56, 237-250. (Jimp)
- ADÁMEK Z., KONEČNÁ J., KARÁSEK P., VŠETIČKOVÁ L., PODHRÁZSKÁ J., ZAJÍČEK A. (2023) Reakce společenstva makrozoobentosu na extrémní průtokové situace v důsledku klimatické změny. In: *Manažment rizik, zmena klímy a vodné toky*. Viglaš, 18.-19.5.2023. (O)
- HALEŠOVÁ T., KONEČNÁ J., VÁCLAVÍKOVÁ M., KARÁSEK P., NOVÁKOVÁ E., POCHOP M. (2021) Pesticides in the Punkva river. In *Fialová J. (ed.) Public recreation and landscape protection – with sense hand in hand! Křtiny: Mendelu*, 10.-11.5.2021, 358-361. (D)
- HALEŠOVÁ T., KONEČNÁ J., VÁCLAVÍKOVÁ M., KARÁSEK P., NOVÁKOVÁ E. (2022) Výskyt pesticidních látek v řece Punkvě. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 64(2), 29–33. (Jrec)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., KUČERA J., PODHRÁZSKÁ J. (2019) Transport of matters evoked with erosion in a small agricultural catchment. *International Conference on Soil and Water Resource Management for Climate Smart Agriculture, Global Food and Livelihood Security*. New Delhi: SCSi, WASWAC, ISCO, 5 – 9.11.2019, 28. (O)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., BEITLEROVÁ H., FUČÍK P., KAPIČKA J., PODHRÁZSKÁ J., KVÍTEK T. (2020) Using WaTEM/SEDEM and HEC-HMS models for the simulation of episodic hydrological and erosion events in a small agricultural catchment. *Soil and Water Research*, 15(1), 18-29. (Jimp)
- KONEČNÁ J., ZAJÍČEK A. (2020) Plošné zdroje znečištění povrchových vod. *Workshop (webinář)*. Praha: VÚMOP, v.v.i., 17.12.2020. (W)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., KUČERA J., POCHOP M., PODHRÁZSKÁ J., KŘÍŽKOVÁ S., HALEŠOVÁ T. (2020) Soil and water quality in a small agricultural catchment on one of the Punkva river tributaries. In *Fialová J. (ed.) Public recreation and landscape protection – with sense hand in hand? Křtiny: Mendelova univerzita*, 11.-13.5.2020, 420-424. (D)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., KUČERA J., PODHRÁZSKÁ J., POCHOP M. (2020) Transport vybraných látek v povodí retenční nádrže na Němčickém potoce. In *Rožnovský J., Litschmann T. (eds.) Hospodaření s vodou v krajině*. Třeboň: ČHMÚ, 9.-10.9.2020, 8. (O)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., SÁŇKA M., ZAJÍČEK A., ADÁMEK Z., VELÍŠEK J., HALEŠOVÁ J., VAVŘINA A. (2020) Aktuální výzkum v oblasti ochrany půdy, vody a organismů v zemědělsky využívaných povodích. *Pozemkové úpravy*, 28(4), 9-11. (Jrec)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., KUČERA J., PODHRÁZSKÁ J. (2021) Distribution of chosen matters in soil and water in a small agricultural catchment. In *Eurosoil 2021 (virtual congress)*. Geneva: 23.-27.8.2021. (O)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., HALEŠOVÁ T., NOVÁKOVÁ E., POCHOP M. (2022) Soil and water conservation measures can contribute to enhancement of landscape quality in the Litenčická Upland. In *Fialová, J. (ed.) Rekreační ochrana přírody – s prostředím ruku v ruce... Křtiny*, 9.-10.5.2022, 311-315. (D)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., HALEŠOVÁ T., NOVÁKOVÁ E., POCHOP M. (2022) Transport látek v povodí retenční nádrže Němčice. In *Vodní nádrže 2022*. Brno: Povodí Moravy, 141-144. (O)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., NOVÁKOVÁ E., HALEŠOVÁ T., POCHOP M. (2022) Monitoring vybraných látek v povodí nádrže Němčice. In *Houšková B. (ed.) Monitoring a detailný výskum pôdných vlastností ako účinný nástroj manažmentu a ochrany pôd*. Zvolen: NPPC – VÚPOP Bratislava, Societas pedologica slovacica, 12.-14.9.2022, 42. (O)
- KONEČNÁ J., KARÁSEK P., NOVÁKOVÁ E., PODHRÁZSKÁ J., POCHOP M., ADÁMEK Z. (2022) Retenční nádrž Němčice a výzkum v jejím povodí. *Pozemkové úpravy*, 30(1), 3-8. (Jrec)

- KONEČNÁ J., ZAJÍČEK A., SÁŇKA M., HALEŠOVÁ T., KAPLICKÁ M., NOVÁKOVÁ E. (2023) Pesticides in Small Agricultural Catchments in the Czech Republic. *Journal of Ecological Engineering*, 24(3), 99-112. (Jsc)
- LIDOVA J., BURÍČ M., KOUBA A., VELISEK J. (2019) Acute toxicity of two pyrethroid insecticides to five non-indigenous crayfish species in Europe. *Veterinární medicína*, 64, 125-133. (Jimp)
- POMIJE T., ZAJÍČEK A., BYSTRICKÝ V., KAPLICKÁ M., TACHECÍ P., KVÍTEK T. (2022) Drainage runoff separation of new and old water based on precipitation, air, water and soil temperature compared to stable isotopes ^{18}O and ^2H . *Water*, 14(2349), 1-17. (Jimp)
- SÁŇKA M. a kol. (2019) Charakteristiky zájmových území. Redakčně upravená roční zpráva. Brno: Masarykova univerzita, 56 s. (O)
- SÁŇKA M. a kol. (2020) Transport látek v modelových povodích povrchoým odtokem. Redakčně upravená roční zpráva. Brno: Masarykova univerzita, 53 s. (O)
- SÁŇKA M. a kol. (2021) Transport látek v modelových povodích průsakem a drenáží. Redakčně upravená roční zpráva. Brno: Masarykova univerzita, 50 s. (O)
- SÁŇKA M. a kol. (2022) Reakce vodních organismů na extrémní jevy v povodí a zatížení vod sledovanými látkami v modelových povodích. Brno: Masarykova univerzita, 50 s. (O)
- SÁŇKA M. (2022) Nová strategie EU pro půdu 2030 a návrh zákona pro zdravé půdy. In Čermák P. et al. (eds.) Dopad zemědělské činnosti na kvalitu půdy a znečištění životního prostředí kontaminanty v česko-bavorském pohraničí. Schönsee: VÚRV, BLULL, EU, Cíl EÚS, 20.-21.4.2022, 19-22. (O)
- SÁŇKA M., KONEČNÁ J. a kol. (2022) Možnosti zmírnění dopadů extrémních srážko-odtokových jevů v malých povodích s ohledem na požadavky trvale udržitelného zemědělského hospodaření a produkce ryb. Workshop projektu QK1910282. Pohořelice: MU, VÚMOP, v.v.i., Rybníkářství Pohořelice, a.s., 31.5.2022. (W)
- STARA A., BELLINIA R., VELISEK J., STROUHOVA A., KOUBA A., FAGGIO C. (2019) Acute exposure of common yabby (*Cherax destructor*) to the neonicotinoid pesticide. *Science of the Total Environment*, 665, 718-723. (Jimp)
- STARA A., ZUSKOVA E., VESELY L., KOUBA A., VELISEK J. (2021) Single and combined effects of thiacloprid concentration, exposure duration, and water temperature on marbled crayfish *Procambarus virginalis*. *Chemosphere*, 128463. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128463. (Jimp)
- TRESNAKOVA N., STARA A., VELISEK J. (2021) Effects of glyphosate and their metabolite AMPA on aquatic organisms. *Applied Sciences*, 11(19), 9004. Dostupné na: <https://doi.org/10.3390/app11199004>. (Jimp)
- TRESNAKOVA N., KUBEC J., STARA A., ZUSKOVA E., FAGGIO C., KOUBA A., VELISEK J. (2022) Chronic Toxicity of Primary Metabolites of Chloroacetamide and Glyphosate to Early Life Stages of Marbled Crayfish *Procambarus virginalis*. *Biology*, 11(6), 927. (Jimp)
- ZAJÍČEK A., KONEČNÁ J., KAPLICKÁ M. (2021) Možnosti zmírnění dopadů extrémních srážko-odtokových jevů v malých povodích s ohledem na požadavky trvale udržitelného zemědělského hospodaření a produkce ryb. Webinar – workshop. Praha: VÚMOP, v.v.i., 16.12.2021. (W)

VIII. Přílohy

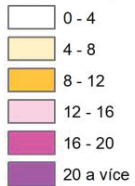
PI. Černíčí – stávající stav erozní ohroženosti povodí

Povodí Černíčí - erozní ohroženost (stávající stav)



Erozní ohroženost

G (t/ha/rok)



Erozně hodnocená plocha

Hranice povodí

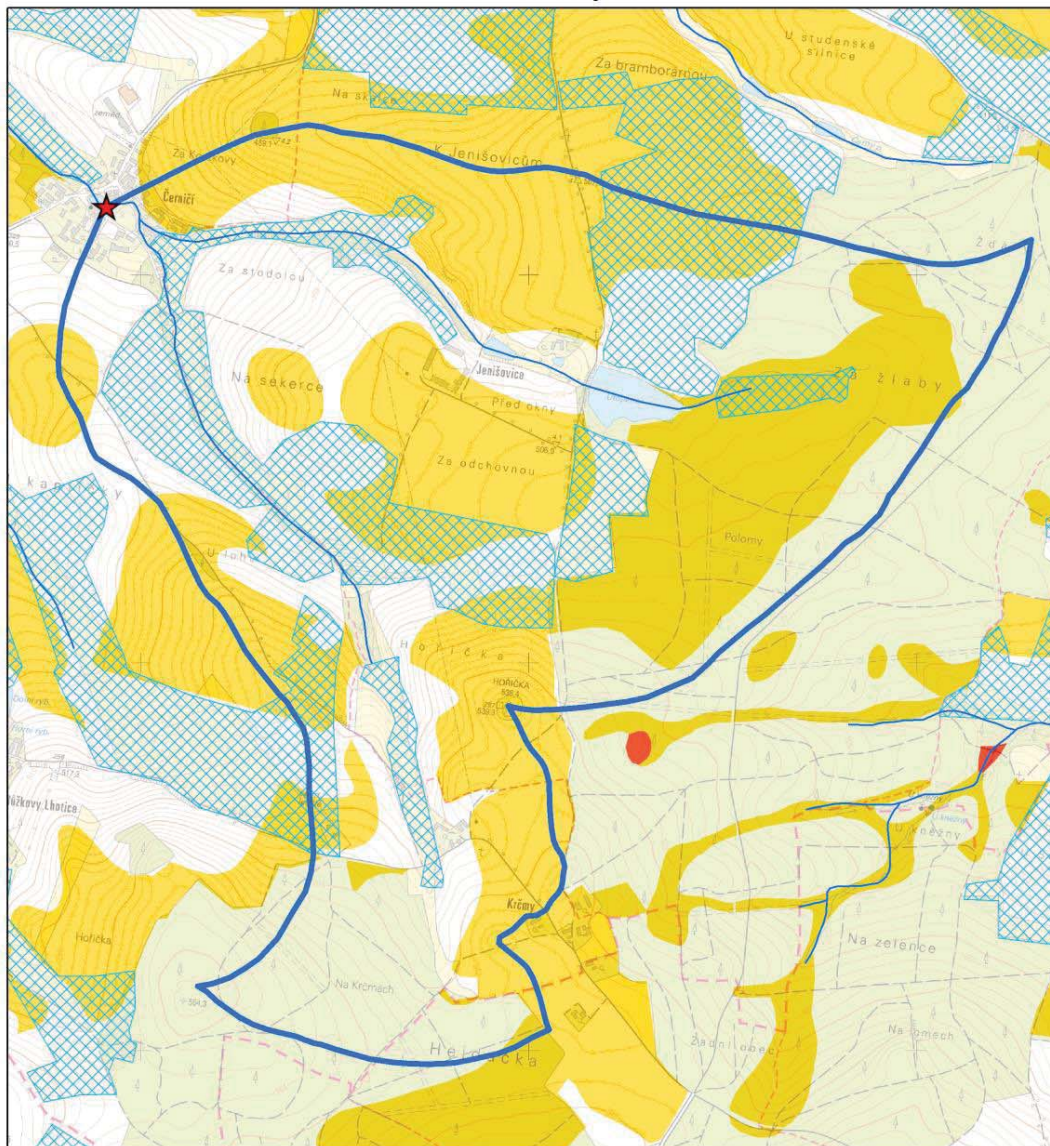
Uzávěrový profil povodí

Vodní tok

0 200 400 800 m



Povodí Černičí - riziko zrychlené infiltrace



Zranitelnost půdy zrychlenou infiltrací

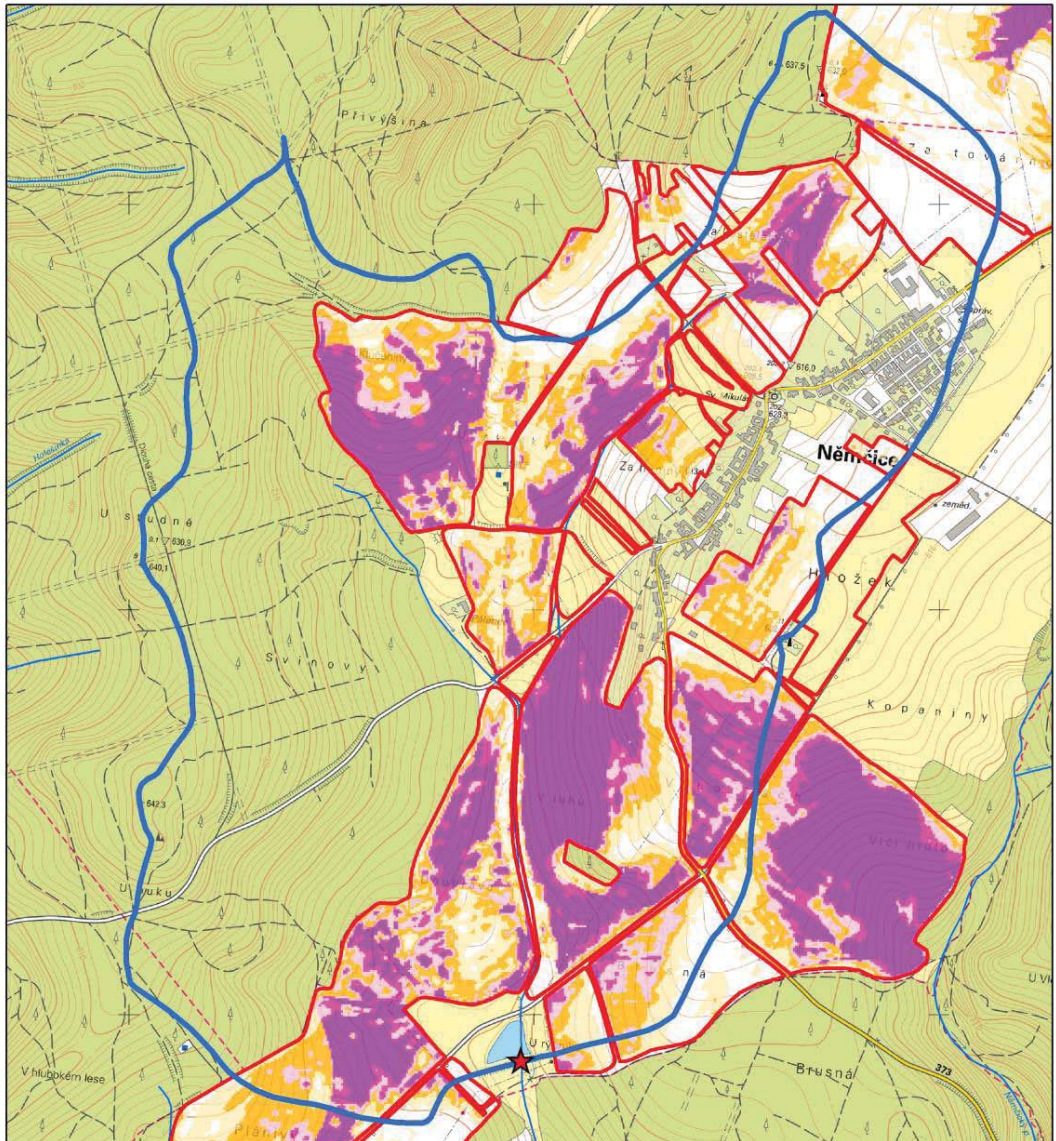
- 1 - maximálně zranitelná
- 2 - silně zranitelná
- Odvodněná plocha

- Hranice povodí
- Uzávěrový profil povodí
- Vodní tok

0 200 400 800 m

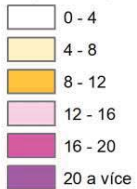


Povodí Němčice - erozní ohroženost (stávající stav)



Erozní ohroženost

G (t/ha/rok)

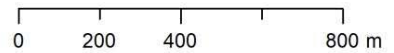


Erozně hodnocená plocha

Hranice povodí

★ Uzávěrový profil povodí

~ Vodní tok



Povodí Němčice - riziko zrychlené infiltrace



Zranitelnost půdy zrychlenou infiltrací

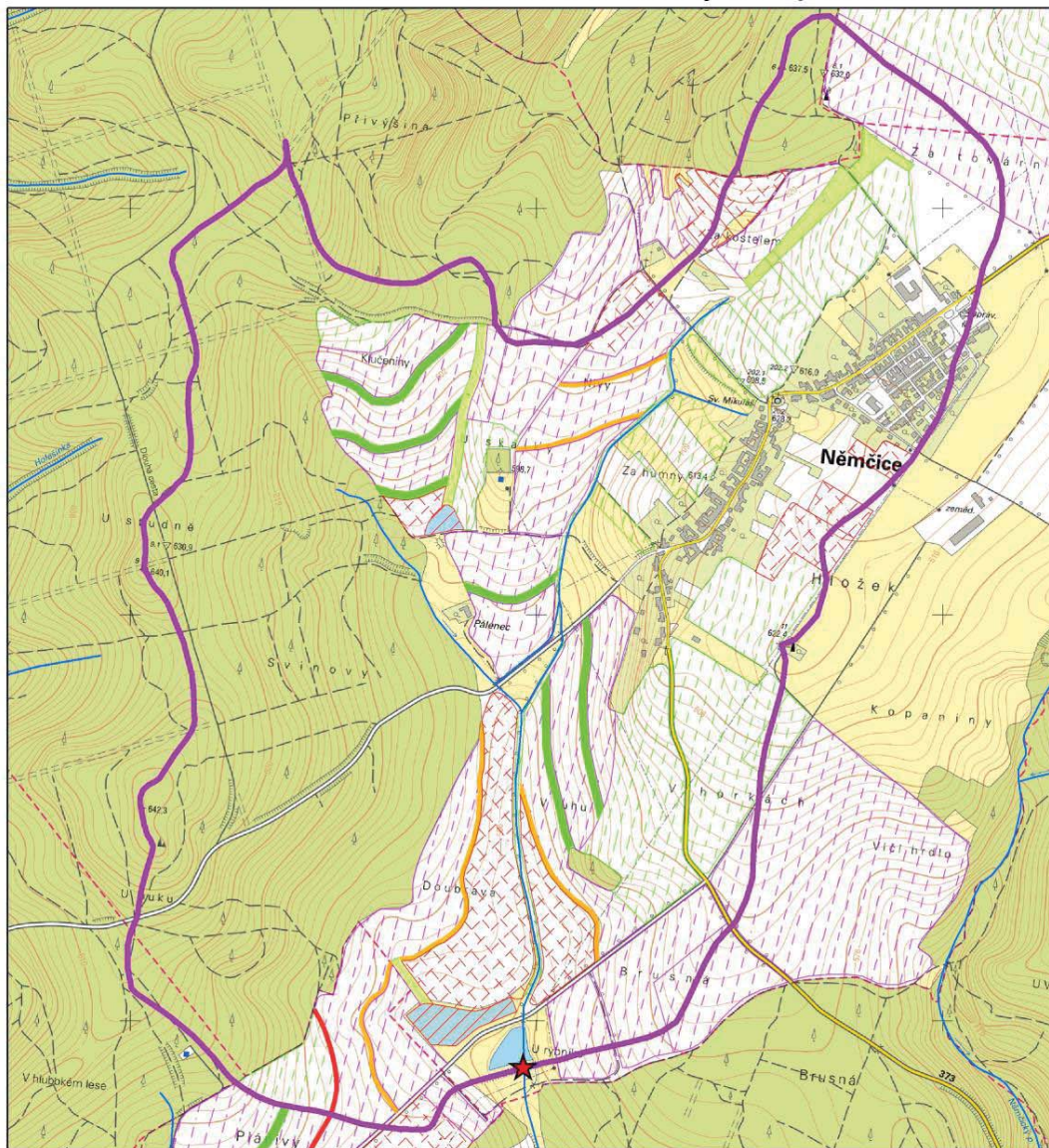
- 1 - maximálně zranitelná
- 2 - silně zranitelná
- Odvodněná plocha

- Hranice povodí
- Uzávěrový profil povodí
- Vodní tok

0 200 400 800 m



Povodí Němčice - návrh ochranných opatření



Návrh ochranných opatření

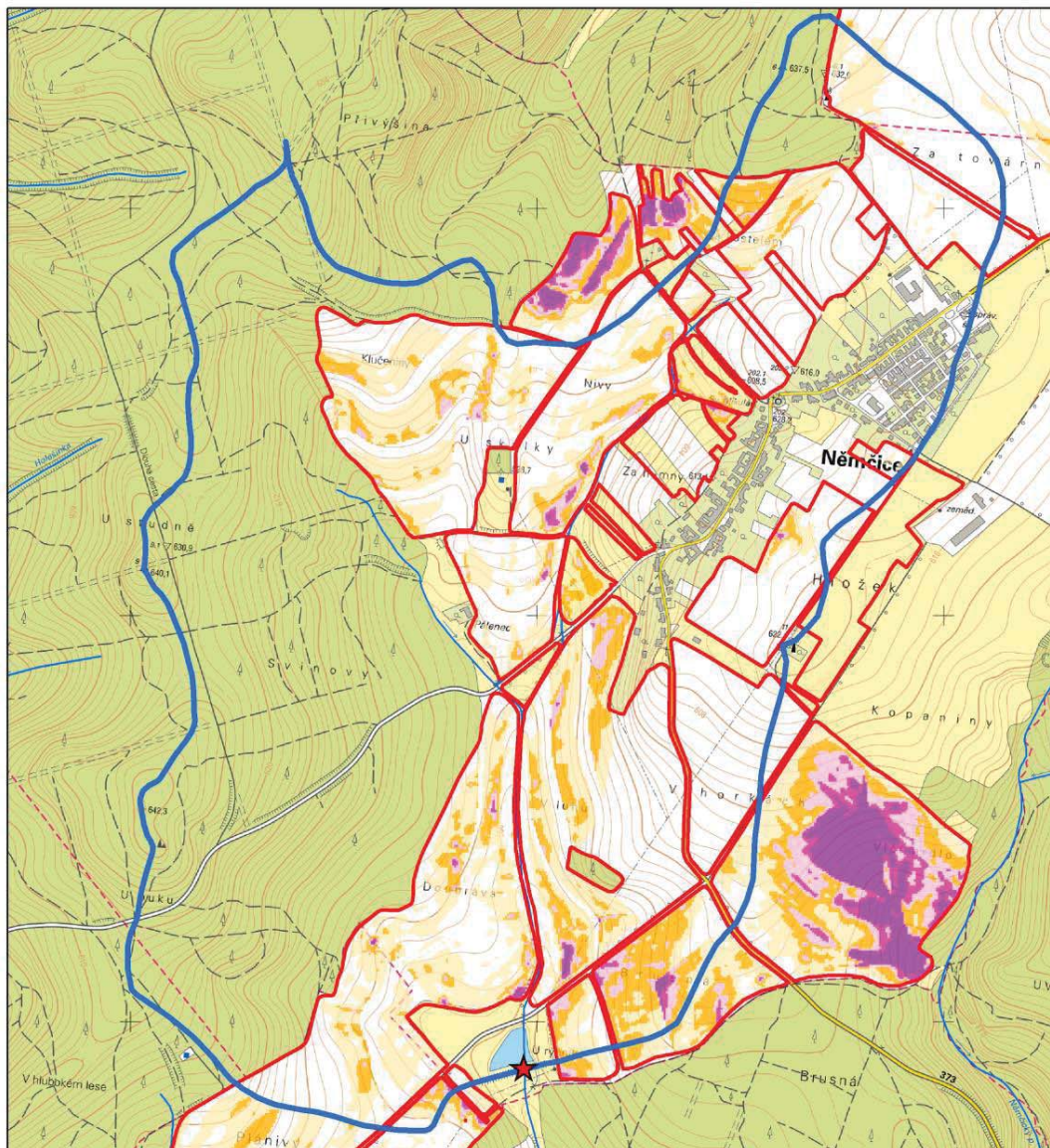
- Záchytný průleh
- Protierozní travní pás
- Protierozní mez
- Zatravněná údolnice
- Ochranné zatravnění
- Mokřad/biofiltr
- Osevní postup (max. C=0,1)
- Osevní postup (max. C=0,06)

- Hranice povodí
- ★ Uzávěrový profil povodí
- Vodní tok

0 200 400 800 m

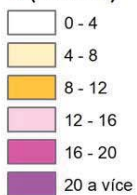


Povodí Němčice - erozní ohroženost (po návrhu)



Erozní ohroženost

G (t/ha/rok)



Erozně hodnocená plocha

Hranice povodí

★ Uzávěrový profil povodí

~ Vodní tok

0 200 400 800 m



Konečná Jana a kol.
Komplexní opatření pro ochranu půdy, vody a vodních organismů
v malých zemědělských povodích

Brno, 2023

Vydal: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 00 Praha

Vytiskl: MSD, spol. s r.o., Minská 103, 616 00 Brno

První vydání

Počet stran: 77

ISBN 978-80-88323-81-5 (tisk), 978-80-88323-82-2 (PDF)