



ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE

Fakulta stavební

Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství

Transport půdy a fosforu vodní erozí

Soil and phosphorus transport by water erosion

DISERTAČNÍ PRÁCE

Ing. Barbora Jáchymová

Doktorský studijní program: Stavební inženýrství

Studijní obor: Inženýrství životního prostředí

Školitel: doc. Ing. Josef Krása, Ph.D.

Praha, 2018



ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE

Fakulta stavební, Thákurova 7, 166 29 Praha 6

PROHLÁŠENÍ

Jméno doktoranda: Ing. Barbora Jáchymová

Název disertační práce: Transport půdy a fosforu vodní erozí

Prohlašuji, že jsem uvedenou doktorskou práci vypracovala samostatně pod vedením školitele doc. Ing. Josefa Krásy, Ph.D. Použitou literaturu a další materiály uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Disertační práce vznikla v souvislosti s řešením projektů NAZV QI102A265 „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod“, SGS OHK1-013/11 „Experimentální výzkum srážko-odtokových a erozních procesů“, SGS14/180/OHK1/3T/11 „Srážko-odtokové, erozní a transportní procesy - experimentální výzkum“ a NAZV QJ1330118 „Monitoring erozního poškození půd a projevů eroze pomocí metod DPZ“.

V Praze dne XXXX

.....

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji svému školiteli doc. Ing. Josefu Krásovi, Ph.D. za a cenné rady, věcné připomínky a vstřícnost při konzultacích disertační práce. Dále děkuji současným i bývalým kolegům z Katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství za příjemné a inspirativní pracovní prostředí. V neposlední řadě děkuji své rodině a přátelům za podporu a trpělivost.

ABSTRAKT

Disertační práce „Transport půdy a fosforu vodní erozí“ se zabývá problematikou srážko-odtokových a erozních událostí jako potenciálního zdroje znečištění vodních útvarů fosforem. Cílem práce je zhodnotit různé přístupy k vyhodnocení vlivu erozního procesu na transport základních forem fosforu do vodního prostředí. V práci je prezentována možnost experimentálního sledování srážko-odtokových a erozních událostí s využitím dešťového simulátoru. Je zde posouzena možnost využití takto získaných dat týkajících se transportu fosforu pro následné matematické modelování. Dále jsou porovnány dvě empiricky odvozené metody modelování transportu rozpuštěného (eutrofizačně významného) fosforu v rámci erozních událostí. Dosud využívaná metoda „Poměru obohacení“ je porovnána s nově odvozenou metodou „Eutrofizačního potenciálu“ ve čtyřech povodích s odlišnými vlastnostmi. Je zhodnocena možnost využití metody „Eutrofizačního potenciálu“ pro popis transportního procesu ve velkých územích. Součástí zhodnocení je rovněž posouzení vlivu vstupních dat na výsledky, které jsou oběma metodami poskytovány.

Rešeršní část práce se zabývá problematikou eroze, faktory, které intenzitu erozního procesu ovlivňují i důsledky intenzivních erozních událostí. Jsou zde popsány základní formy fosforu, které se v povodí běžně vyskytují. Rozebrána je problematika transportu fosforu v rámci povodí, procesy probíhající ve vodním a půdním prostředí, které jsou součástí koloběhu fosforu, včetně faktorů, které tento koloběh ovlivňují. Část rešerše je věnována metodám, které jsou pro vyhodnocování ztráty půdy a transportu fosforu během srážko-odtokových a erozních událostí využívány.

Výsledky terénního měření potvrzují významný vliv přítomnosti a stavu vegetace na intenzitu transportu erodovaného materiálu, jeho zrnitostní složení i množství a formu transportovaného fosforu. Experimentálně určené hodnoty podílu rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v odtoku vykazují významnou variabilitu, a proto se jejich přímé využití při modelování transportu rozpuštěného fosforu z povodí ukazuje jako problematické.

Výsledky porovnání dvou empirických metod pro stanovení transportovaného množství rozpuštěného fosforu ukazují, že v lokalitách s vysokou průměrnou intenzitou eroze poskytuje metoda „Poměru obohacení“ výsledky podobné těm, které poskytuje nová metoda „Eutrofizačního potenciálu“. V lokalitách s nízkou intenzitou eroze poskytuje metoda „Eutrofizačního potenciálu“ vyšší hodnoty transportu rozpuštěného fosforu do recipientu, než metoda „Poměru obohacení“.

Nově odvozená metoda „Eutrofizačního potenciálu“ se ukazuje jako vhodný nástroj pro modelování transportu rozpuštěného fosforu z lokalit s intenzivní erozí půdy. Tyto lokality (nechráněná orná půda bez vegetačního krytu, nebo půda s vegetačním krytem s nízkým ochranným účinkem) se v podmínkách České republiky podílí na erozních událostech zásadním způsobem. Hlavní výhodou této metody je skutečnost, že není třeba znát skutečný podíl rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v povrchovém odtoku, jehož určení se jeví jako poměrně problematické.

ABSTRACT

The dissertation thesis "Soil and phosphorus transport by water erosion" deals with the problem of the rainfall-runoff and erosion events as a potential source of the pollution of water bodies by phosphorus. The aim of this work is to assess various approaches to evaluation of the erosion process influence on the transport of basic phosphorus forms into the aquatic environment. The thesis presents the possibility of experimental monitoring of the rainfall-runoff and erosion events using the rainfall simulator. There is the possibility to use the measured data within the subsequent mathematical modelling assessed here. In addition, two empirically derived methods of modeling the transport of dissolved phosphorus (the most important in terms of eutrophication) in erosion are compared in the thesis. In four catchments with the different properties the results provided by the "Enrichment Ratio" are compared with the results provided by newly derived "Eutrophication Potential" method.. The "Eutrophication Potential" method is assessed in terms of its using for the description of the transport process in large catchments. The impact of input data on the results provided by these two methods is evaluated, too.

The research part deals with the erosion process, the factors that influence the intensity of the erosion process and the consequences of the intensive erosion events. The basic forms of phosphorus that are commonly found in the river basin are described here. This part of the thesis is focused on phosphorus transport within the catchment, the processes in the aquatic and soil environments that are part of the phosphorus cycle and the factors that affect this cycle. The part of the research is devoted to the methods that are used for soil loss and phosphorus transport during the rainfall-runoff and erosion events evaluation.

The results of the synthetic rainfall-runoff and erosion events confirm the significant influence of the presence and the state of vegetation on the transport intensity of the eroded material, its particle size distribution and the amount and the form of the transported phosphorus. The experimentally determined values of the dissolved phosphorus share in the total amount of phosphorus in the surface runoff show significant variability. Therefore, the direct use of measured values in modeling of the dissolved phosphorus transport in the catchment is not appropriate.

The comparison of two empirical methods for determination of the amount of dissolved phosphorus shows that in the areas with significant erosion intensity the results provided by the "Enrichment Ratio" method are similar to the results provided by the newly derived method "Eutrophication Potential". In the catchment with the significantly lower erosion intensity the "Eutrophication Potential" method provides a higher value of transported dissolved phosphorus than the "Enrichment Ratio" method.

The newly derived "Eutrophication Potential" method is a suitable tool for modeling the transport of dissolved phosphorus from the localities with the intensive soil erosion. These localities (unprotected arable land or arable land with low-protective vegetation cover) participate in the erosion events in the Czech Republic in a fundamental way. The main advantage of this new method is the fact that it is not necessary to know the share of dissolved phosphorus in the total amount of phosphorus in the surface runoff. The determination of this share is usually problematic.

OBSAH

1	ÚVOD	15
2	ŘEŠERŠE	17
2.1	VODNÍ EROZE.....	17
2.1.1	Hlavní faktory ovlivňující vznik a intenzitu eroze	17
2.1.2	Důsledky erozních událostí	18
2.2	FOSFOR – BIOGENNÍ PRVEK	20
2.2.1	Koloběh fosforu v povodí.....	20
2.2.2	Fosfor v půdě	21
2.2.2.1	Zdroje půdního fosforu	21
2.2.2.2	Formy půdního fosforu	21
2.2.2.3	Dynamika půdního fosforu	22
2.2.2.4	Význam mikrobiální biomasy v půdě	23
2.2.2.5	Vegetace, zemědělství a dynamika fosforu v půdě	23
2.2.2.6	Přenos fosforu z půdy do vodních toků	24
2.2.3	Fosfor ve vodě	25
2.3	METODY VYHODNOCOVÁNÍ ZTRÁTY PŮDY A TRANSPORTU EROZNÍHO FOSFORU	28
2.3.1	Erozní a transportní modely.....	28
2.3.2	Experimentální sledování srážko-odtokových a erozních událostí.....	29
2.3.2.1	Experimentální plochy	29
2.3.2.2	Simulátory deště	30
2.3.2.3	Měření na vodním toku	32
3	MODELOVÁNÍ TRANSPORTU EROZNÍHO FOSFORU	34
3.1	UNIVERZÁLNÍ ROVNICE ZTRÁTY PŮDY	34
3.1.1	Faktor erozní účinnosti deště a povrchového odtoku	34
3.1.2	Faktor ochranného vlivu vegetace	35

3.1.3	Faktor délky svahu	36
3.1.4	Faktor sklonu svahu	37
3.1.5	Faktor erodovatelnosti půdy.....	37
3.1.5.1	Stanovení hodnoty K faktoru ze vzorce	38
3.1.5.2	Stanovení hodnoty K faktoru z nomogramu	38
3.1.5.3	Stanovení hodnoty K faktoru pomocí kódu BPEJ	39
3.1.6	Faktor protierozních opatření.....	39
3.2	WATEM/SEDEM	40
3.3	POMĚR ZACHYCENÍ DLE BRUNEOHO	41
3.4	STANOVENÍ TRANSPORTU ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU.....	41
3.4.1	Poměr obohacení – nepřímé stanovení.....	42
3.4.2	Eutrofizační potenciál – přímé stanovení.....	43
3.5	LOKALITY PRO MODELOVÁNÍ TRANSPORTU FOSFORU.....	44
4	MĚŘENÍ TRANSPORTU FOSFORU BĚHEM SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH UDÁLOSTÍ.....	53
4.1	LOKALITY	53
4.1.1	Povodí Býkovického potoka.....	53
4.1.2	Povodí HOAL	54
4.2	DEŠŤOVÝ SIMULÁTOR.....	55
4.2.1	Mobilní dešťový simulátor	55
4.2.2	Laboratorní dešťový simulátor.....	55
4.3	METODY ANALÝZY TRANSPORTU FOSFORU PŘI SRÁŽKO-ODTOKOVÉ UDÁLOSTI	57
4.3.1	Celkový fosfor ve vodě/půdě	57
4.3.2	Přístupný fosfor v půdě.....	57
4.3.3	Rozpuštěný fosfor ve odtoku/recipientu.....	57
4.4	PRŮBĚH EXPERIMENTU, MĚŘENÉ VELIČINY.....	58
4.4.1	Povrchový odtok	58

4.4.2	Obsah nerozpuštěných látek, celkový transportovaný materiál.....	58
4.4.3	Stanovení obsahu živin v povrchovém odtoku, recipientu a půdě.....	58
4.4.3.1	Měření 2012	58
4.4.3.2	Měření 2013	59
4.4.3.3	Měření 2014	59
4.4.4	Stanovení zrnitostního složení smyvu.....	60
5	VÝSLEDKY MĚŘENÍ.....	61
5.1	VYHODNOCENÍ SIMULACÍ V ROCE 2012 Z HLEDISKA TRANSPORTU ŽIVIN	61
5.1.1	Transport fosforu a jeho vazebných partnerů	61
5.1.2	Vyhodnocení obsahu fosforu v půdě v roce 2012.....	65
5.1.3	Zhodnocení výsledků vzhledem k dalšímu měření v roce 2013.....	67
5.2	VYHODNOCENÍ SIMULACÍ V ROCE 2013 Z HLEDISKA TRANSPORTU FOSFORU A PRŮBĚHU ZRNITOSTNÍHO SLOŽENÍ SMYVU.....	68
5.2.1	Vývoj koncentrace fosforu v odtoku během simulace	70
5.2.2	Vývoj zrnitostního složení smyvu během srážko-odtokové události	71
5.2.3	Zhodnocení měření 2013 ve vztahu k dalšímu roku měření	74
5.3	VYHODNOCENÍ SIMULACÍ V ROCE 2014.....	76
5.3.1	Koncentrace rozpuštěného a celkového v povrchovém a podpovrchovém odtoku	76
5.3.2	Simulace realizované v povodí HOAL v Rakousku.....	78
5.3.3	Laboratorní dešťový simulátor.....	78
5.4	OBSAH NEROZPUŠTĚNÝCH LÁTEK, PODÍL ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU Z CELKOVÉHO FOSFORU V ODTOKU	80
5.5	KONCENTRACE FOSFORU VE VODĚ, KTERÁ BYLA PRO SIMULACI VYUŽITA	83
5.6	SHRnutí VÝSLEDKŮ SLEDOVÁNÍ SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH PROCESŮ	84
6	VÝSLEDKY MODELOVÁNÍ TRANSPORTU FOSFORU	86
6.1	POSOUZENÍ MOŽNOSTI VYUŽITÍ MĚŘENÝCH DAT V POVODÍ BÝKOVICKÉHO POTOKA...	86

6.1.1	Nepřímá metoda	86
6.1.2	Přímá metoda	87
6.1.3	Shrnutí	91
6.2	POROVNÁNÍ PŘÍMÉ A NEPŘÍMÉ METODY VE VELKÝCH POVODÍCH	92
6.2.1	Zjednodušení pro velká povodí	92
6.2.2	Výsledky – podíl rozpuštěného fosforu	94
6.2.3	Prostorové porovnání metod	95
6.2.4	Faktory ovlivňující velikost rozdílu výsledků přímé a nepřímé metody ...	99
6.2.5	Shrnutí	103
7	PRAKTICKÉ VYUŽITÍ MĚŘENÝCH DAT	105
7.1	POROVNÁNÍ POTENCIÁLNÍHO UVOLNĚNÍ A OKAMŽITÉHO VSTUPU DP DO RECIPIENTU 110	
7.2	POMĚR MEZI POTENCIÁLNÍM UVOLNĚNÝM MNOŽSTVÍM ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU A OKAMŽITÝM VSTUPEM ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU DO RECIPIENTU	113
7.3	VÝZNAM ZRNITOSTNÍHO SLOŽENÍ SMYVU NA VELIKOST POMĚRU POTENCIÁLNÍHO A OKAMŽITÉHO VSTUPU ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU DO RECIPIENTU	118
7.4	SHRUTÍ	121
8	DISKUSE	122
8.1	MĚŘENÍ TRANSPORTU FOSFORU BĚHEM SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH UDÁLOSTÍ	122
8.2	MODELOVÁNÍ TRANSPORTU FOSFORU V POVODÍ	124
8.3	MĚŘENÝ A POTENCIÁLNÍ VSTUP ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU DO RECIPIENTU	126
9	ZÁVĚR	128
	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK	131
	SEZNAM OBRÁZKŮ A GRAFŮ	133
	SEZNAM TABULEK	137
	LITERATURA	139

1 ÚVOD

Vodní eroze je přirozený proces, při kterém dochází k narušování půdního povrchu v důsledku působení intenzivní srážky. Uvolněné částice půdy spolu se živinami, které jsou na ně navázané, jsou poté transportovány prostřednictvím vzniklého povrchového odtoku do vodních toků a následně sedimentují ve vodních nádržích a dalších vodních útvarech. Důsledkem tohoto procesu je zhoršování půdních vlastností a narušování živinové rovnováhy vodních útvarů.

Disertační práce je zaměřena na představení problematiky vodní eroze z hlediska jejích dopadů na kvalitu vody v tocích a vodních útvarech. Cílem studie je popsat principy vodní eroze a její důsledky z hlediska transportu živin. Detailněji je tato problematika zaměřena na transport fosforu, jako prvku, který je v našich klimatických podmínkách limitujícím faktorem rozvoje vodních ekosystémů a tím i limitujícím faktorem eutrofizace vodních útvarů.

Rešeršní část práce (kapitola 2) se věnuje stručné kategorizaci faktorů ovlivňujících intenzitu erozního a transportního procesu. Dále jsou zde charakterizovány formy fosforu, vyskytující se ve vodách, půdě i sedimentu v nádržích. Jsou zde také stručně popsány principy transportu fosforu v povodí. Popsány jsou také obecné principy empirických metod, které je možné pro zjištění množství transportovaného materiálu a na něj vázaného fosforu využít, včetně výhod a nevýhod jednotlivých přístupů.

V metodické části práce (kapitoly 3 a 4) jsou popsány konkrétní metody využitě pro modelování eroze a transportu fosforu v rámci disertační práce. Především prezentace dvou přístupů pro modelování transportu rozpuštěného fosforu v povodí, které byly využity, respektive odvozeny v rámci projektu NAZV Q1102A265 „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod“. Část kapitoly je věnována představením lokalit, které byly vybrány pro aplikaci těchto empirických metod, včetně zdůvodnění jejich výběru. Dále je zde věnován prostor popisu realizovaných a vyhodnocených srážko-odtokových experimentů, které využívají mobilní dešťový simulátor Katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství. Vzhledem k zaměření práce jsou v textu popsány analýzy pro zjišťování jednotlivých forem fosforu v povrchovém odtoku, jejich význam a využití. V této části práce jsou rovněž popsány lokality, ve kterých byly experimenty realizovány.

V disertační práci jsou prezentovány výsledky srážko-odtokových experimentů realizovaných v letech 2012, 2013 a 2014 (kapitola 5). Dále jsou prezentovány výsledky modelování transportu fosforu během srážko-odtokových experimentů a výsledky modelování transportu fosforu v povodí (kapitola 6). Součástí této kapitoly je i posouzení možností využití měřených koncentrací fosforu v půdě a odtoku pro následné modelování transportu fosforu. Kapitola 7 je věnována porovnání měřených a vypočtených hodnot transportu rozpuštěného fosforu během srážko-odtokových událostí do recipientu.

Výsledky experimentů i empirických modelů jsou následně diskutovány s cílem odpovědět na následující otázky:

- Je možné využít mobilní dešťový simulátor k měření transportu fosforu (včetně jeho základních forem) během srážko-odtokových událostí?
- Lze využít data týkající se transportu fosforu během srážko-odtokových událostí pro následné modelování transportu fosforu?

- Je možné využít nově odvozené empirické metody, odvozené v rámci projektu NAZV Q1102A265, pro výpočet transportu rozpuštěného fosforu do vodních toků?

2 ŘEŠENÍ

2.1 VODNÍ EROZE

Vodní eroze spočívá v rozrušování půdního povrchu působením dešťových kapek a následně vzniklým povrchovým odtokem (Toy et al. 2002). Obecně platí, že v důsledku vodní eroze dochází k selekci transportovaného materiálu. Z půdy jsou vymývány především jemné frakce a hrubší materiál, tzv. půdní skelet, na pozemku zůstává. S tímto efektem je rovněž spojeno množství transportovaných živin, které jsou navázány právě především na erodovanou jemnou frakci. Podle formy je možné vodní erozi rozdělit na (Krása 2004):

- Plošnou

Je charakterizována rozrušováním a smyvem půdních částic v celé ploše pozemku. Tento proces je selektivní, dochází k vymývání a odnosu jemných půdních částic.

- Výmolovou

Vzniká postupným soustředováním plošného odtoku do sítě mělkých postupně se však prohlubujících rýh až výmolů. Rozrušovací efekt této formy eroze je výrazně vyšší, než je tomu v případě eroze plošné.

- Proudovou

Probíhá ve vodních tocích, dochází k narušování dna (dnová eroze) nebo břehů (břehová eroze) vodního toku působením proudu vody.

Intenzitu tohoto v zásadě přirozeného procesu lze poměrně efektivně měnit. V důsledku antropogenní činnosti dochází na mnoha místech k zvýšení erozní činnosti nad únosnou mez. Na druhou stranu při zachování určitých postupů a pravidel je možné zajistit udržitelné hospodaření na zemědělské půdě tak, aby nedocházelo k její degradaci ani k narušování vodních ekosystémů a jejich živinové rovnováhy.

V podmínkách České republiky je vodní erozí ohroženo téměř 50% ploch orné půdy (Holý 1994; Boardman & Poesen 2006). Za hlavní příčinu tohoto stavu lze považovat historickou intenzifikaci a modernizaci zemědělského hospodaření, která byla spojena se zcelováním pozemků a masivním zapojením těžké zemědělské techniky ve druhé polovině 20. století (Krása et al. 2005). Další významnou příčinou zrychlené eroze na území České republiky je rozšiřování antropogenních nepropustných ploch, které umožňují minimální nebo žádnou infiltraci srážky. Veškerá voda z těchto ploch odtéká v podobě povrchového odtoku.

2.1.1 Hlavní faktory ovlivňující vznik a intenzitu eroze

Intenzitu erozního procesu ovlivňuje, respektive podmiňuje řada faktorů (Cerdan et al. 2002). Většina z nich má původně přírodní charakter, ale je možné je přímo či nepřímo ovlivnit činností člověka. Obecně lze tyto faktory rozdělit (Janeček et al. 2012):

- Klimatické a hydrologické

Do této skupiny patří charakteristiky místa v podobě nadmořské výšky, průměrné roční teploty, průměrné intenzity výparu apod. Významnou charakteristikou je průměrná roční srážka, ale především rozložení srážek během roku, které vypovídá o četnosti výskytu tzv. přívalových srážek. Právě tyto srážky jsou nejčastěji příčinou intenzivní srážko-odtokové a současně erozní události. V důsledku klimatické změny dochází také v podmínkách České republiky ke změně rozložení srážek během roku. Celkový

srážkový úhrn, který zůstává přibližně konstantní, se soustřeďuje do několika intenzivních srážkových epizod s velkým erozním potenciálem (IPCC 2012).

- Morfologické

Mezi morfologické faktory patří především sklon a délka svahů, členitost a tvar pozemků a expozice jednotlivých pozemků erozní činnosti. Antropogenní činnost, využití území a majetkoprávní vztahy mohou některé faktory v této skupině významně ovlivnit (Wu & Wang 2011).

- Morfometrické

Morfometrické charakteristiky – tvar povodí, převažující tvar svahů (konvergentní/divergentní, konvexní/konkávní) – jsou velmi významné z hlediska průběhu srážko-odtokové a erozní události i transportních procesů. Význam morfometrických charakteristik byl prezentován v řadě studií (Chaplot 2013; Milevski 2008; Conforti et al. 2011; Chandrashekar et al. 2015)

- Geologické a půdní

Kvalita a stav půdy významně ovlivňuje efektivitu erozního působení deště i povrchového odtoku. Půdní druh i typ jsou zásadně ovlivněny geologickým podložím. Významnou roli hraje především přítomnost a množství organického materiálu v půdě. Ten zásadně ovlivňuje velikost a pevnost půdních agregátů, které snadněji odolávají erozní činnosti. Také tyto vlastnosti je možné lidskou činností ovlivňovat. Zemědělská činnost zcela zásadně ovlivňuje stav půdy z hlediska struktury, ale také z hlediska zhutnění půdního profilu.

- Vegetační

Přítomnost a stav vegetačního krytu hraje významnou roli z hlediska ochrany půdního povrchu (Holý 1994). V první fázi srážky tkví hlavní význam vegetace v intercepci vody na povrchu listů. Pokud je tato schopnost vyčerpána, dostává se do popředí ochrana půdy před samotným dopadem dešťových kapek a eliminace účinků jejich kinetické energie. Současně vegetace zpevňuje svrchní vrstvu půdy svým kořenovým systémem a zároveň jemně rozrušuje půdní povrch a zvyšuje tím infiltrační kapacitu půdy.

- Obhospodařování a využívání půdy

Využití území, volba aplikovaných plodin v kombinaci s morfologií pozemků, aplikace osevních postupů a způsob obhospodařování mohou zásadně ovlivnit průběh srážko-odtokových událostí i množství erodovaného a transportovaného materiálu (Davidová et al. 2015).

2.1.2 Důsledky erozních událostí

Důsledky zrychlené eroze se projevují v několika oblastech, podle kterých je možno je rozdělit na:

- Dopady na infrastrukturu

Přímým důsledkem erozní události je intenzivní transport půdních částic spolu s povrchovým odtokem, který následně způsobuje škody na soukromém majetku a infrastruktuře (ucpávání odvodňovacích prvků, znečištění veřejných komunikací i soukromých pozemků).

- Degradace půdy

Materiál transportovaný při erozních událostech je obvykle obohacen o živiny. Často obsahuje erodovaný půdní materiál větší množství těchto látek než původní půda. Důvodem je skutečnost, že větší část živin se nachází v horní vrstvě půdy, navázána na jemnou (snadno erodovatelnou) frakci. Poměr obsahu látek, rostlinných živin a kovů v erodovaném materiálu k obsahu látek v původní půdě se nazývá *poměr obohacení* (Sharpley 1980). Tímto způsobem jsou zemědělské pozemky ochuzovány o cennou svrchní vrstvu, která díky velkému množství organického materiálu zajišťuje úrodnost těchto lokalit. Opětovné vytvoření 1 cm půdy trvá přibližně 100 až 200 let (v závislosti na charakteristice půdního profilu) (Kutílek 2012).

Rovněž takto dochází ke změně struktury půdy na svažitých pozemcích. Z horní části pozemku je jemný materiál odnášen a půda zde má po čase charakter půdního skeletu. Naproti tomu ve spodní části pozemků dochází často k částečnému či úplnému ukládání jemné frakce. V důsledku toho zde může dojít ke snížení propustnosti půdy a jejímu zamokření po intenzivních srážkových událostech.

Erozní činnost nemění pouze půdní texturu a strukturu, ale také chemické vlastnosti půdy. V půdním profilu dochází k transportu organických látek, transportu anorganických látek (především bazických prvků K, Ca, Mg) a obnažování podorničí (Janeček et al. 2012). V důsledku mísení orniční a podorniční vrstvy se zásadně mění chemické složení svrchní vrstvy, která je obvykle kyselější. Okyselením klesá pufrční schopnost půdy a naopak roste potřeba jejího vápnění.

- Dopady na vodní útvary

Transportovaný materiál narušuje vodní ekosystémy v několika rovinách. Míra a způsob narušení závisí na vlastnostech erodovaného materiálu, který do vodního prostředí vstupuje a zároveň na stavu dotčeného vodního útvaru.

Prvním dopadem je zákal vody způsobený sedimentem. Následky tohoto zakalení jsou snížení pronikání světla a následně snížení intenzity fotosyntézy. Následně dochází k odumírání a rozkladu organické hmoty, což zvyšuje spotřebu kyslíku. Ve vodě dochází k poklesu koncentrace kyslíku a nárůstu koncentrace nerozpuštěných látek. Obě tyto skutečnosti negativně působí na přítomné organismy (Janeček et al. 2012).

Druhým důsledkem je pak přísun živin do vodního ekosystému spolu s erodovaným sedimentem. Transportovaný materiál je zpravidla silně obohacen o živiny. Voda se v důsledku přísunu těchto látek může stát toxickou pro živé organismy i člověka, zároveň dochází k dotaci živinami, což podporuje proces eutrofizace vodního prostředí (Schindler 2012; Wetzel 2001).

2.2 FOSFOR – BIOGENNÍ PRVEK

Fosfor je nekovový prvek, který se vyskytuje pouze ve formě sloučenin. Spolu s dalšími prvky (např. uhlík, kyslík, dusík) se řadí mezi tzv. biogenní prvky – prvky nezbytné pro život. Na rozdíl od ostatních biogenních prvků je právě fosfor často tzv. limitujícím prvkem, neboli prvkem na jehož množství je přímo závislý rozvoj daného ekosystému (Schindler 2012; Wetzel 2001). Absolutní množství fosforu v živých organismech je oproti jiným biogenním prvkům (uhlík, dusík) velmi nízké, tvoří přibližně 0,0025 – 0,005 % biomasy lesního porostu (Smil 2000).

Významnost tohoto prvku je dána velkým rozdílem v množství fosforu v živých organismech a množstvím fosforu v okolním prostředí. Přesněji řečeno skutečností, že většina fosforu se vyskytuje právě v živých organismech. Množství fosforu v živých organismech je nejen vyšší, než v okolním prostředí, ale také stálé. Naproti tomu množství fosforu v okolním prostředí v průběhu roku výrazně kolísá v závislosti na jeho využití rostlinami, stavu jeho přírodních i antropogenních zdrojů a intenzitě srážek (Pitter 2009).

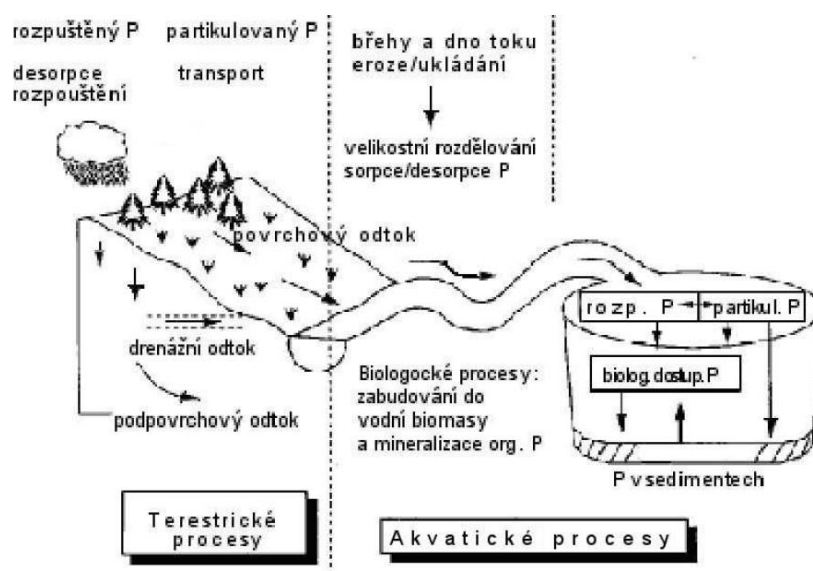
Sloučeniny fosforu jsou velmi významné z hlediska koloběhu látek. Tyto sloučeniny jsou nezbytné pro vyšší i pro nižší organismy. Pomocí těchto organismů je fosfor vázán a přeměňován na organicky vázaný fosfor. Po jejich uhynutí se fosfor opět uvolní do okolního prostředí (Pitter 2009).

2.2.1 Koloběh fosforu v povodí

V povodí je fosfor přítomen především v horninách a půdě. Hlavním zdrojem fosforu je tedy rozpouštění a uvolňování fosforu z horninového prostředí. Fosfor, který je takto uvolněn se následně vstřebává do organismů rostlin, část je zabudována do organického materiálu v půdě a sedimentech a určitý podíl uvolněného fosforu vytvoří s dalšími prvky (především Al, Fe a Ca) nerozpustné nebo obtížně rozpustné anorganické formy (Tan 1998).

Transport fosforu v povodí je závislý především na intenzitě hydrického transportu. Z dlouhodobého hlediska se jedná o jednosměrný proces, při kterém dochází k přesunu fosforu z pevninské části povodí do vodního prostředí. Tento proces lze rozdělit na jednotlivé části (Pitter 2009): mineralizace, zvětrávání, eroze, transport rozpuštěné a nerozpuštěné formy fosforu a případné usazení spolu se sedimentem. K návratu takto usazených sloučenin fosforu a uzavření koloběhu tohoto prvku dochází v časovém horizontu $10^7 - 10^8$ let v důsledku tektonické činnosti (Pitter 2009).

V rámci dílčích (vodních, půdních) sub systémů dochází k pravidelnému a velmi rychlému proudění fosforu a dynamickým přeměnám jednotlivých forem výskytu. Vytváří se zde dílčí koloběhy fosforu, které jsou obousměrné a jejich časový horizont je v řádu týdnů (Pitter 2009).



Obr. 2.1 Transport fosforu v povodí (převzato, přeloženo a upraveno z (Sharpley 1995b))

2.2.2 Fosfor v půdě

Fosfor, jako jeden ze základních prvků potřebných pro výživu rostlin, se v půdě vyskytuje v obsahu 0,03 - 0,13 % (Tan 1998). Obecně jsme schopni rozlišit dva základní zdroje fosforu v půdě. Primární zdroj, jímž je především matečná hornina, a sekundární zdroj, jehož původcem jsou materiály antropogenního původu.

2.2.2.1 Zdroje půdního fosforu

Primární zdroje fosforu

V horninách se nejčastěji fosfor vyskytuje v magmatitech jako minerál apatit ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3$) a v jeho alteracích – fluorapatit, chlorapatit a hydroxylapatit (Tan 1998).

Vyšší obsah fosforu mají půdy málo zvětralé nebo půdy vzniklé na bazických horninách. Oproti tomu relativně málo fosforu obsahují půdy silně zvětralé a půdy písčité tvořené hlavně křemenem. V těchto půdních typech je většina minerálů fosforu zvětralých a transformovaných v jiné minerály. Při takovéto přeměně došlo k uvolnění fosforu ve formě fosfátů H_2PO_4^- při pH nižším než 7,2 nebo HPO_4^{2-} při pH vyšším než 7,2 (Tan 1998).

Sekundární zdroje fosforu

Sekundární zdroje fosforu mohou být jak přírodního, tak antropogenního původu. Přírodní zdroje fosforu tvoří především živočišný, ale i rostlinný odpad v podobě exkrementů a odumřelých těl. Antropogenní zdroje jsou však většinou mnohem významnější. Patří mezi ně zbytky z likvidace odpadu, přípravy stravy, chovu dobytka apod. (Pitter 2009).

Významnou roli hraje fosforu ze zvláštních zdrojů (zpravidla antropogenního původu), mezi který patří např. syntetická hnojiva.

2.2.2.2 Formy půdního fosforu

Z chemického hlediska lze fosforu rozdělit na organický a anorganický, jejichž součtem vzniká celkový obsah fosforu (TP). Podíl organického fosforu je značně variabilní a může se pohybovat mezi 20 a 80 % z celkového fosforu (Dalal 1977).

Organický fosfor

Je jedním z významných stavebních prvků živých organismů. Především se uplatňuje v procesu reprodukce a genetických procesů v buňkách. Vyskytuje se jako rozpuštěný ve formě fosfolipidů, fosfoproteinů, koenzymů ATP a ADP a nukleových kyselin (Dalal 1977). Rovněž se vyskytuje v nerozpuštěné formě v organismech a jejich zbytcích, ve vodě a sedimentu. Extracelulární enzymy mohou přeměňovat takto vázaný fosfor na fosforečnany, které dále reagují dle podmínek daného prostředí.

Organický fosfor podléhá poměrně rychle mineralizaci. Rychlost mineralizace závisí na aktivitě přítomných mikroorganismů. Organické formy fosforu během času reagují s přítomným hliníkem, železem případně vápníkem a přechází prostřednictvím těchto reakcí z organické formy do formy anorganické, která je pro rostliny méně dostupná (Tan 1998).

Anorganický fosfor

Anorganický fosforu v půdách je tvořen především fosforečnany. Hlavním zdrojem této formy fosforu je matečná hornina. V půdě lze najít anorganický fosfor ve třech formách (Tan 1998):

- Fixovaný (nerozpuštěný) anorganický fosfor
- Rozpuštěný anorganický fosfor
- Extrahovatelný anorganický fosfor

Z hlediska využitelnosti fosforu pro rostliny je nejvýznamnější rozpuštěný a extrahovatelný fosfor. Rozpuštěný fosfor je přímo dostupný v půdním roztoku, naproti tomu extrahovatelný fosfor se do přijatelné formy dostává působením enzymů vylučovaných kořeny rostlin. Rozpuštěný fosfor se vyskytuje nejčastěji ve formě orthofosforečnanů (Hillel 2007).

Anorganický fosfor se většinou vyskytuje v rostlinám nedostupné nerozpuštěné formě. Fixovaný (nerozpuštěný) fosfor vytváří vazby s dalšími prvky (Al, Fe, Ca) za vzniku fosforečnanů (Sharpley 1995b).

2.2.2.3 Dynamika půdního fosforu

Lokální chemické podmínky, pH a mikrobiologická aktivita, a obsah celkového fosforu významně ovlivňují výskyt jednotlivých forem fosforu. Vlivem aktivity mikroorganismů je organický fosfor měněn. Dochází k mineralizaci fosforu, přeměně organického fosforu na slabě adsorbovaný anorganický nebo adsorbovaný organický fosfor, případně imobilizaci fosforu jeho přeměnou v relativně stabilní organický fosfor (Tan 1998).

Jednotlivé formy jsou charakterizované chemickou extrakcí a relativní nestabilitou přiřazenou jednotlivým extrahovatelným chemickým formám (Hedley et al. 1982). Frakcionace fosforu vychází z předpokladu, že extrakční látky mají rostoucí kyselost a zásaditost, postupným odstraňováním fosforu klesá jeho nestabilita a biologická dostupnost. Jednotlivé formy nejsou definitivně oddělené a je možný přestup a dynamická transformace mezi jednotlivými formami.

Mezi anorganickými formami převažují v kyselých půdách bez obsahu vápníku amorfní a krystalické Al a Fe sloučeniny a v bazických vápenatých sloučeninách převažují sloučeniny Ca. Organické formy zahrnují nestabilní fosfolipidy, inositoly a fluvické kyseliny, zatímco odolnější formy se váží s huminovými kyselinami (Sharpley 1995b).

2.2.2.4 Význam mikrobiální biomasy v půdě

Důležitou roli v koloběhu fosforu hraje mikrobiální biomasa fosforu, která tvoří dynamický přechod mezi anorganickou a organickou formou (Tan 1998). Ve studii koloběhu fosforu skrze půdní mikrobiální biomasu byly zjištěny roční toky fosforu $5\text{--}23 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ v půdě pod obilninami nebo trvalým travnatým porostem. Tok fosforu v biomase pod obilninami byl menší, než odběr fosforu rostlinami, který je $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Naopak roční tok v půdě pod travnatým porostem byl mnohem vyšší než odběr trávou, který byl $12 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (Tan 1998). Mikrobiální fosfor hraje významnou roli prostředníka v krátkodobé dynamice transformace organického fosforu a tím i v dostupnosti půdního fosforu pro rostliny.

Aplikací fosforového hnojiva vzroste obsah přístupného fosforu. Velikost tohoto nárůstu závisí na některých fyzikálních a chemických vlastnostech půdy. Nevyužitá část rostlinám přístupného fosforu po aplikaci klesá s rostoucím obsahem jílu, organického C, Fe, Al a CaCO_3 v půdě (Tan 1998). V místech, kde nedošlo k aplikaci fosforového hnojiva, se čistý úbytek fosforu odstraněním plodiny projeví poklesem organického fosforu, zatímco anorganický fosfor zůstává konstantní. Příkladem je pěstování bavlny v deltě Mississippi po dobu 60 let bez aplikace hnojiva, které mělo jen minimální dopad na obsah anorganického fosforu (Sharpley 1995b). Zatímco obsah organického fosforu v kultivovaném půdním povrchu byl ve srovnání s nedotčeným povrchem výrazně nižší (pokles o 93 až $223 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Podle všeho tak organická mineralizace doplňuje anorganický obsah prostřednictvím mikrobiálního fosforu a poskytuje adekvátní množství rostlinám dostupného fosforu.

2.2.2.5 Vegetace, zemědělství a dynamika fosforu v půdě

Transport fosforu z půdy do rostlinného organismu je závislý na půdních charakteristikách i vlastnostech přítomné vegetace. Významné faktory, které ovlivňují dostupnost fosforu pro rostliny, jsou především míra rozpuštění/sorpce, velikost styčné plochy mezi kořeny rostlin a půdou a intenzita procesů mineralizace nebo naopak imobilizace fosforu (Horst et al. 2001). Dalším významným faktorem, který zásadně ovlivňuje množství fosforu odčerpaného rostlinami z půdy je tzv. mikorhiza neboli symbióza hub s kořeny rostlin. (George et al. 1995). Zásadním způsobem je dynamika půdního fosforu ovlivněna vzájemným soupeřením přítomných rostlin. Jak ukazuje studie (Caldwell et al. 1987) k tomuto jevu dochází především v těsné blízkosti jednotlivých jemných kořenů. Kromě morfologie kořenového systému je míra konkurence zásadně ovlivněná stavem rostliny a jejím požadavkem na dotaci fosforových iontů.

Intenzita procesů uvolnění/srážení a sorpce/desorpce je závislá na chemických vlastnostech půdy, teplotě a vlhkosti půdního prostředí (Tan 1998). Styčná plocha mezi kořenovým systémem a půdním prostředím je přímo závislá na typu kořenového systému konkrétní rostliny, který vychází z podmínek, ve kterých se rostlina vyskytuje. Při sledování rozložení hustoty kořenového systému a míry zastoupení jemných kořenů bylo zjištěno, že ve většině případů je značná část kořenového systému uložena v mělké vrstvě půdy (0-10 cm), ve které jsou voda i živiny obvykle snadno dostupné (Ferrante et al. 2014). V hloubce pod 40 cm je již hustota kořenového systému velmi nízká. Výjimku tvoří rostliny, které vytváří hluboký kořenový systém z důvodů nedostatku vody nebo živin v povrchové vrstvě. Intenzita mineralizace organického fosforu je opět závislá na klimatických a půdních charakteristikách a aktivitě enzymů kořenů rostlin (Sharpley 1985).

Zemědělská produkce je závislá na správném hospodaření s fosforem. Nežádoucí fixace a imobilizace půdního fosforu v anorganických nebo organických formách nedostupných rostlinám, vyžaduje dodávku fosforu a hnojení k dosažení požadovaného výnosu. Dlouhodobá aplikace fosforových hnojiv v míře vyšší, než jsou požadavky rostlin, může způsobit zvýšení obsahu fosforu nad optimální z hlediska maximální produkce. Škody způsobené odnosem fosforu v povrchovém odtoku a odvodněním jsou vyšší, než jakýkoliv zisk z dalšího dodávání fosforu. V případě vysokého obsahu fosforu v půdě (v důsledku nadměrného užívání hnojiv) je zapotřebí dlouhý čas k významnému poklesu jeho obsahu v půdě. Například se odhaduje, že bez dalšího dodání fosforu je třeba 16-18 let (za předpokladu pěstování kukuřice nebo sojových bobů), aby došlo ke snížení obsahu přístupného fosforu (dle Melich III) ze 100 mg.kg⁻¹ na prahovou hodnotu 20 mg.kg⁻¹ (Sharpley 1985).

Průměrná zásoba fosforu v zemědělské půdě ČR je 87 mg.kg⁻¹ (Klement & Sušil 2013). Zásoba fosforu, stejně jako její vývoj (v letech 1990 – 2010) se však významně liší pro jednotlivé kategorie zemědělského půdního fondu (Klement et al. 2012). Zatímco zásobenost orné půdy fosforem se pohybuje mírně nad průměrnou hodnotou a postupně mírně klesá (108 – 90 mg.kg⁻¹), v případě trvale travnatých porostů se zásoba fosforu v půdě prakticky nemění. Vyšší než průměrná je zásoba fosforu také u vinic a ovocných sadů. V obou těchto kategoriích došlo během sledovaného období k významnému poklesu (cca o 30 mg.kg⁻¹). Zcela odlišná je situace v případě chmelnic, kde jsou průměrné hodnoty zásoby fosforu téměř 250 mg.kg⁻¹ a během sledovaného období došlo k nárůstu této hodnoty o 52 mg.kg⁻¹.

Významný vliv na dostupnost půdního fosforu pro rostliny mohou mít agronomická opatření (např. mulčování, ponechání posklizňových zbytků volba vhodných typů vegetace), která mají významný vliv na půdní charakteristiky (vlhkost, teplota, struktura) a tím nepřímo i na dostupnost půdního fosforu rostlinám (Horst et al. 2001). Využití těchto postupů se jeví jako možná alternativa užívání průmyslových hnojiv.

2.2.2.6 Přenos fosforu z půdy do vodních toků

Jak již bylo řečeno, základním mechanismem transportu celkového fosforu do povrchových vod, je eroze půdy. Zrnitostní složení půdy, podíl organického materiálu a koncentrace celkového fosforu v půdě jsou faktory, které významně ovlivňují charakteristiku erodovaného respektive transportovaného materiálu (Sharpley 1980).

Z hlediska transportu fosforu je dosud za základní charakteristiku považován tzv. poměr obohacení (ER), který je dán poměrem mezi koncentrací celkového fosforu ve smyvu a v původní půdě.

Jak Sharpley dokumentuje ve své studii (Sharpley 1980) na sérii experimentů, reálný poměr obohacení je nepřímo závislý na intenzitě srážky. Zároveň obohacení částic roste s jejich klesající velikostí. K obohacení fosforem dochází u částic < 20 μm. Nejvyšší poměr obohacení vykazují jílovité částice. Transportované množství fosforu je významně ovlivněno aplikací fosforových hnojiv ve všech podobách.

Studie (Shigaki et al. 2007) se zabývá vlivem intenzity srážky a aplikace různé koncentrace fosforu rozpustného ve vodě (WSP) na transport základních forem fosforu – celkový fosfor, rozpuštěný fosfor a částicově vázaný fosfor. Výsledky této studie ukazují značnou pozitivní korelaci mezi intenzitou srážky a koncentrací všech forem fosforu v odtoku. Aplikace fosforového hnojiva zvyšuje koncentraci rozpuštěného fosforu v odtoku. Podíl částicově vázaného fosforu je naopak menší v případě aplikace

hnojiva s vyšší koncentrací ve vodě rozpustného fosforu. Obdobné výsledky poskytuje řada experimentů realizovaných ve Švýcarsku (Hahn et al. 2012). I v této práci se ukazuje význam intenzity srážky. Význam koncentrace fosforu v půdě je však i v tomto případě zcela zásadní.

Z hlediska ochrany vodních útvarů je třeba nalézt a udržet takovou koncentraci fosforu v půdě, která umožní požadovaný růst plodin. Při překročení této koncentrace je pravděpodobný transport přebytečného fosforu během srážko-odtokových událostí. Při experimentech se sadou 10 různých půd zatížených 5 po sobě jdoucími srážkovými událostmi byl zjištěn postupný pokles koncentrace rozpuštěného fosforu v odtoku (Sharpley 1995a). Koncentrace rozpuštěného fosforu v odtoku je v případě aplikace fosforového hnojiva výrazně vyšší. Z hlediska eutrofizace je významnější okamžitá přístupnost půdního fosforu pro rostliny než samotná koncentrace fosforu v povrchové vrstvě půdy. Strmost závislosti koncentrace rozpuštěného fosforu v odtoku na koncentraci přístupného fosforu v půdě je různá pro půdy s odlišnými vlastnostmi. Tímto způsobem je možné určit mezní hodnotu koncentrace přístupného fosforu v půdě z hlediska ochrany vodních útvarů před eutrofizací.

Převážná část fosforu z eroze je vázána na částicích. Pro erodované částice je třeba stanovit jejich eutrofizační potenciál, který je dán množstvím fosforu, které mohou tyto částice uvolnit do vody. Takto uvolněný rozpuštěný fosfor je vodním organismům přímo dostupný, zbylý fosfor je stále vázán na částice a je pro vodní organismy nedostupný (Borovec et al. 2012). Z hlediska eutrofizačního potenciálu erodovaných částic se jeví jako zásadní poměr mezi obsahem přístupného fosforu v půdě (dle Melich III) a koncentrací rozpuštěného fosforu v recipientu.

2.2.3 Fosfor ve vodě

Pokud překročí koncentrace fosforu ve vodě přípustnou mez, způsobuje eutrofizaci vodních útvarů. Zdrojem fosforu v povrchových vodách jsou zejména splaškové vody (individuální výpusti, čistírny odpadních vod), zemědělské i lesní půdy (eroze i mimoerozní podpovrchový odtok), atmosférické depozice, zemědělská živočišná produkce, rybníční hospodaření atd. V mnoha povodích tvoří zemědělské půdy hlavní zdroj celkového, ale převážně částicově vázaného fosforu (J. Krása et al. 2015).

Celkový fosfor vyskytující se ve vodním prostředí se dělí na rozpuštěný fosfor a nerozpuštěný fosfor. Oba typy fosforu lze rozdělit na fosfor vázaný anorganicky a fosfor vázaný organicky (Pitter 2009). Z hlediska eutrofizace má největší význam rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor, který je možné dále dělit na orthofosforečnanový fosfor a polyfosforečnanový fosfor (Pitter 2009). Při chemické analýze se běžně vyhodnocuje celkový fosfor, orthofosforečnanový fosfor a fosfor vázaný v hydrolyzovatelných fosforečnanech. Mezi tyto hydrolyzovatelné fosforečnany patří polyfosforečnany a některé organofosforečné sloučeniny.

Při analýze rozpuštěného fosforu jsou molybdenanovou analýzou odděleny jednoduché a komplexní formy orthofosforečnanů, ale také část fosforu, který je labilními vazbami vázán v některých organických i anorganických sloučeninách. Tato část fosforu zdánlivě navyšuje podíl fosforu vázaného ve formě orthofosforečnanů, přesněji by zjištěný fosfor měl být nazýván rozpuštěným reaktivním fosforem (Pitter 2009). Běžně je ale označován jako orthofosforečnany.

Druhou část rozpuštěného fosforu tvoří rozpuštěný nereaktivní fosfor. Tuto část tvoří hlavně rozpuštěný organický fosfor a polyfosforečnany (Pitter 2009). Při analýze je nutné tyto sloučeniny nejprve převést na orthofosforečnany.

Bylo zjištěno, že fytoplankton je schopen využívat nejen rozpuštěný ortofosforečnanový fosfor, ale také orthofosforečnany, které jsou volně vázané (adsorbované) na povrchu nerozpuštěných látek. Tyto dvě formy fosforu jsou proto nazývány **biologicky dostupným fosforem** (Pitter 2009).

Významnou roli z hlediska potenciální eutrofizace vodních útvarů hraje půdní materiál ve vodním díle ať už v podobě sedimentu, nebo suspendovaného materiálu ve vodním sloupci. Sediment uložený v nádrži není jen nečinným uložištěm materiálu. Zároveň plní funkci jedné z aktivních součástí vodního ekosystému. Na hranici mezi sedimentem a vodou dochází k nepřetržitým oboustranným chemickým reakcím (Borovec 2001). Míra vlivu sedimentu uloženého v nádrži závisí především na tom, jaká je schopnost tohoto sedimentu fosfor zadržovat a naopak uvolňovat. Pro správnou volbu způsobu zlepšení kvality vody je často třeba znát složení tohoto sedimentu.

Chování sedimentu uloženého ve vodní nádrži je ovlivněno řadou faktorů (Borovec 2001):

Fyzikální a chemické

- Sorpční vlastnosti

Míra sorpce konkrétního sedimentu závisí na jeho chemickém i zrnitostním složení, obsahu jílu v těchto sedimentech a dále na pH tohoto sedimentu (Jacobsen 1978a, Jacobsen 1978b in Borovec 2001). Velmi významný je rovněž obsah organické hmoty v těchto sedimentech, především pak tzv. huminových látek (Borovec 2001).

- Oxidačně redukční podmínky

Důležitým faktorem řídícím proces výměny fosforu mezi vodou a sedimentem je různá vazba fosforu a železa za různých oxidačně redukčních (aerobních a anaerobních) podmínek v sedimentu. Pokud je prostředí aerobní (oxické podmínky) je fosfor vázán na trojmocné kationty železa Fe^{+3} především ve formě gelů hydratovaných oxidů železa (Borovec 2001). V prostředí bez kyslíku (anoxické podmínky) se železo redukuje na Fe^{+2} . Tento iont je spolu s fosforečnany převeden do roztoku. Fosfor, který je rozpuštěný, je snadno transportovaný z vody obsažené v sedimentu do vodního sloupce.

- pH prostředí

Hodnota pH a její změny mají velký vliv na uvolňování nebo naopak navázání fosforu na sediment. V případě, že je zachycení fosforu v sedimentu dáno obsahem iontů Fe^{+3} způsobí zvýšení pH uvolnění fosforu ze sedimentu. V případě, že je systém bohatý na vápník, zvýšení pH naopak tok fosforu ze sedimentu snižuje (Borovec 2001).

- Difúze

Právě proces difúze je považován za hlavní mechanismus transportu látek z anaerobních sedimentů do vodního sloupce v případě stojatých vod s malými pohyby vody (Ulén 1977 in Borovec 2001). Rychlost difúze popisuje 1. Fickův zákon a je závislá na gradientu koncentrace mezi sedimentem a vodním sloupcem. Čím je tento gradient větší, tím je rychlost difúze vyšší.

Biologické

- Bakteriální aktivita a mineralizace

Bakterie ovlivňují koloběh fosforu ve vodním prostředí dvěma způsoby (Borovec 2001). První z nich je přímý, kdy bakterie mineralizují organickou hmotu a fosforečnany jsou konečným produktem této mineralizace. Nepřímý vliv činnosti bakterií a organismů je změna množství kyslíku v prostředí, spotřebovávání dusičnanů a síranů a produkce sulfidů a methanu. Těmito aktivitami bakterie snižují oxidačně-redukční potenciál a posouvají uhlíčitanovou rovnováhu produkcí CO₂. Aktivita bakterií je rovněž závislá na množství kyslíku v prostředí.

- Bioturbace

Bioturbace zahrnuje vliv bentických organismů ale také bentinivorních ryb na procesy na rozhraní sediment/voda. Bezobratlé organismy mineralizují organickou hmotu obsaženou v sedimentu a svým pohybem způsobují zvržení povrchu sedimentu (Petr 1977 in Borovec 2001).

- Vyšší rostliny

Rostliny, které koření v sedimentu na dně vodních nádrží plní funkci transportu živin ze sedimentu do vody. Živiny (včetně fosforu) jsou přijaty kořeny rostlin a transportovány transpiračním tokem v těle rostliny do vyšších částí rostliny, kde jsou zpracovány, nebo uvolněny do vody. Množství fosforu, které rostliny z celkového přijatého množství vyloučí, je těžko zobecnitelné. Závisí na druhu rostliny, jejím celkovém stavu i koncentraci fosforu v sedimentu a vodním sloupci. Zcela jasná je však skutečnost, že k uvolňování fosforu z rostlinných organismů dochází po jejich odumření (Prentki 1979 in Borovec 2001).

Studie realizovaná v kanadském povodí, které je silně zatížené intenzivní živočišnou výrobou popisuje odlišné chování obou typů materiálu (uloženého na dně toku i suspendovaného ve vodním sloupci) z hlediska stupně saturace fosforem a tím potenciálu uvolňovat/vázat fosfor a ovlivňovat trofii vodního útvaru (Su et al. 2014). Usazený materiál na dně toku byl silně nasycen fosforem, jeho potenciál z hlediska adsorpce dalšího fosforu z vody je velmi malý, naopak je zde vysoký potenciál uvolnění fosforu dosud vázaného v tomto sedimentu. Oproti tomu suspendovaný materiál má velký potenciál vázat do sebe fosfor rozpuštěný ve vodě. Odlišnost v chování obou typů sedimentu z hlediska sorpce/desorpce fosforu je způsobena především odlišným zrnitostním složením materiálu. Suspendovaný materiál je tvořen především jílovými (26,3%) a prachovými částicemi (71,5%) (Kerr et al. 2011), které váží velké množství fosforu (Zhu et al. 2013). Dnový materiál je naopak tvořen převážně pískem (99,6%) (Kerr et al. 2011), který není fosforem tak silně obohacen.

Jak již bylo zmíněno, významnou roli z hlediska uvolnění fosforu ze sedimentu do vodního prostředí hraje koncentrace kyslíku rozpuštěného ve vodní vrstvě v blízkosti sedimentu. V rámci studie realizované na jezeře Taihu v Číně bylo zjištěno, že koncentrace kyslíku významně ovlivňuje uvolňování fosforu ze sedimentu do okolní vody, hodnotu pH vody i konkrétní formu fosforu, která se ze sedimentu uvolní (Wang et al. 2008). V anaerobních podmínkách narůstá koncentrace rozpustného reaktivního fosforu (SRP) a dosahuje rovnovážného stavu po 30 dnech. V anoxických podmínkách se fosfor uvolňuje výrazně rychleji (během 1 dne), koncentrace SRP později klesá, rovnováhy je dosaženo po 10 dnech. V případě aerobních a podmínek nedochází

k významnému uvolnění. Ve všech případech jsou hlavním zdrojem fosforu uvolněného do vody sloučeniny fosforu s železem a manganem.

2.3 METODY VYHODNOCOVÁNÍ ZTRÁTY PŮDY A TRANSPORTU EROZNÍHO FOSFORU

Pro popis srážko-odtokových událostí, erozního procesu a transportu splavenin existuje řada nástrojů, které se liší svým využitím, přesností i náročností na vstupní data.

Obecně lze k výzkumu srážko-odtokových a erozních procesů přistupovat ze dvou stran. První z nich představují simulační modely. Jedná se o nástroj, který umožňuje získávání výsledků a informací o průběhu a intenzitě erozních a srážko-odtokových procesů na základě vstupních dat. Tímto způsobem je možné studovat chování velkých území, jež nelze trvale a podrobně monitorovat.

Druhý přístup představuje terénní sledování a měření srážko-odtokových a erozních událostí (přesnější popis menšího území) nebo měření ve vodních tocích a vodních nádržích. V případě terénního měření konkrétních srážko-odtokových a erozních událostí je velikost zkoumaného území zpravidla daleko menší, než je tomu v případě simulačních modelů. Takovéto sledování a měření je poměrně náročné na čas, lidské zdroje a často také finanční prostředky. Výsledky tohoto měření mohou být velmi detailní. V zásadě však charakterizují jednu konkrétní lokalitu, půdu či situaci a pro jejich zobecnění je třeba s naměřenými daty dále pracovat. V případě měření ve vodním toku nebo nádrži je možné popsat poměrně velké území. Způsob a četnost měření je třeba přizpůsobit plánovanému využití měřených dat.

Tyto dva přístupy popisu jednoho problému jsou zdánlivě zcela odlišné. Ve skutečnosti je však ke správnému a efektivnímu hodnocení srážko-odtokového a erozního procesu vždy zapotřebí kombinace obou těchto přístupů. Pro správnou simulaci eroze na velkých územích jsou podmínkou kvalitní datové podklady. Každý vytvořený model je rovněž třeba kalibrovat pomocí reálných naměřených dat.

2.3.1 Erozní a transportní modely

V současné době existuje celá řada modelů pro simulaci erozních a transportních procesů, které jsou díky dynamickému rozvoji výpočetní techniky stále podrobnější a schopné zpracovávat větší datové objemy. Tuto výpočetní kapacitu lze využít buď pro detailnější popis menších území, nebo naopak pro popis území velkého rozsahu.

Modely je možné rozdělit na dvě základní skupiny (Merritt et al. 2003). První skupinu tvoří modely **empirické**, které byly sestaveny na základě experimentálně odvozených vztahů. Tyto vztahy nejsou založeny na fyzikálních principech, ale vychází z velkého počtu pozorovaných či měřených událostí. Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE) je obecně uznávanou metodou kvantifikace erozních procesů na celém světě (Wischmeier & Smith 1978; Renard et al. 1997; Desmet & Govers 1996; Mitasova et al. 1996) stejně jako upravená Revidovaná univerzální rovnice ztráty půdy (RUSLE) (Renard et al. 1997). USLE tvoří základ empirického, plně distribuovaného modelu WaTEM/SEDEM (Van Oost et al. 2000; Van Rompaey et al. 2001; Verstraeten et al. 2002), který byl vyvinut a je využíván pro modelování ztráty půdy, depozice a transportu sedimentu soustavou vodních toků a nádrží. Tento model byl již dříve testován pro využití v rámci České republiky k modelování transportu sedimentu do vodních nádrží (Van Rompaey et al. 2003; Krása et al. 2005; Van Rompaey et al. 2007; Krása et al. 2015).

Druhou skupinu tvoří **fyzikálně** založené modely, které popisují průběh erozních a transportních procesů na základě fyzikálních vztahů. Tyto modely jsou obvykle podrobnější a vyžadují komplexnější sadu vstupních dat. Z tohoto důvodu není možné je ve všech případech použít. Příkladem tohoto typu modelů je SMODERP (Kavka 2011) nebo EROSION 3D (Schmidt et al. 1999).

2.3.2 Experimentální sledování srážko-odtokových a erozních událostí

Zcela odlišný přístup ke sledování srážko-odtokových procesů a erozních událostí představuje experimentální měření. Značnou komplikací tomuto přístupu způsobuje skutečnost, že erozní události nemají kontinuální charakter, ale jedná se o jednotlivé, obtížně predikovatelné události. Tyto epizody se navíc významně liší svojí intenzitou i dobou trvání. I z tohoto důvodu je většina pozorování v terénu cílena spíše na sledování průběhu srážky v kombinaci se sledováním důsledků této srážky (vzniklý povrchový odtok, transportovaný sediment a jeho obohacení živinami). V zásadě lze rozdělit tři základní přístupy k experimentálnímu sledování uvedených procesů:

- Experimentální plochy
- Dešťový simulátor
- Měření ve vodním toku

2.3.2.1 Experimentální plochy

Jednou z běžně využívaných metod pro sledování erozních událostí je využití experimentálních parcel, které jsou od okolí ohraničeny plechovými, nebo plastovými dílci. Obvykle je z těchto ploch sbírán povrchový odtok včetně transportovaného materiálu. Z tohoto důvodu jsou tyto plochy doplněny o nádoby, do kterých je smyv (celkový, nebo jeho část) odváděn.

Velikost ploch může být různá dle hlavního cíle měření. Obvykle jsou využívány pro posuzování ochranných účinků vegetace, nebo aplikovaného protierozního postupu. Často bývají rozměry ploch voleny shodné s tzv. jednotkovým pozemkem, který byl využit pro odvození Univerzální rovnice ztráty půdy. Tato plocha má délku 22,13 m a sklon 9% (Wischmeier & Smith 1978).

Experimentální plochy jsou běžně využívaným způsobem sledování transportních procesů, ale také procesu obohacování sedimentu fosforem. Sharpley (1985b) využil experimentální plochy pro výzkum obohacení sedimentu, transportovaného během erozních událostí, živinami. Na experimentálních plochách umístěných na třech terasovitých svazích byl analyzován odtok ze srážkových událostí a sněhového tání v období od května 2003 do září 2005 (Panuska & Karthikeyan 2010). Hlavním cílem tohoto výzkumu bylo určení množství transportovaného organického materiálu a poměru obohacení fosforem v závislosti na přítomné vegetaci (kukuřice na zrno x kukuřice na siláž x kukuřice na siláž s ponecháním posklizňových zbytků) formě srážek (déšť x sníh). Plochy mají délku 42 m a šířku 4,57 m. Vyhodnocením tohoto měření bylo zjištěno, že hodnoty poměru obohacení fosforem (ER) se pohybují v rozmezí 0,6 – 3,0. Nejvyšší průměrné hodnoty ER byly zjištěny v případě kukuřice na zrno (1,4). V případě odtoku způsobeného táním sněhu byly hodnoty obecně vyšší (rozsah 1,9 – 7,0). Vyšší hodnoty ER mohou být způsobeny nižší erozní schopností odtoku z tání sněhu, který transportuje převážně jemnou frakci půdního materiálu. Výsledky měření zároveň ukazují na význam způsobu obhospodařování na formu transportovaného fosforu. V případě kukuřice na zrno byl zjištěn výrazně nižší poměr mezi rozpuštěným reaktivním fosforem (DRP) a celkovým rozpuštěným fosforem (TDP). Na rozdíl od ostatních dvou způsobů obhospodařování (kukuřice na siláž a kukuřice s ponecháním

posklizňových zbytků), kde byla hodnota tohoto poměru 0,76, byla v případě kukuřice na zrno pouze 0,43. Nižší hodnota poměru ukazuje na vyšší podíl rozpuštěného organického fosforu.

Experimentálně získaná data je možné využít pro kalibraci erozních a transportních modelů. Příkladem takto využitých dat je experimentální výzkum transportu fosforu na třech běžně se vyskytujících půdách v Anglii (Withers et al. 2007). Při tomto měření, které bylo realizováno na experimentálních plochách délky 15 m a šířky 2 m byl sledován objem odtoku a množství transportovaného fosforu v závislosti na typu půdy (porovnávána je půda s velkým obsahem jílových a jemných částic, půda mírných svahů s vysokou vlhkostí a půda bohatá na fosfor vyskytující se pod trvale zatravněnými plochami). Získaná data pak byla využita pro kalibraci modelu PSYchic, který slouží pro modelování transportu fosforu ze zemědělských území. Výsledky měření ukazují, že obsah celkového fosforu byl v 60-97 % ve formě partikulované (>0,45 μ m). Tyto hodnoty byly zjištěny ve všech třech lokalitách. Obsah fosforu se pohybuje od 0,1 do 0,6 mg.l⁻¹. Obecně se ukazuje, že dochází k většímu odnosu fosforu v případě pozdního setí, než v případě brzkého setí, což je způsobeno ochranným účinkem vegetace, která na ploše roste. Rovněž je vždy větší ztráta fosforu v případě, že se půda převrací. Výjimku v tomto případě tvoří experimentální plochy na trvale zatravněných územích. Dle výsledků experimentů není obecně obsah rozpuštěného fosforu závislý na způsobu obdělávání nebo na termínu setí.

V některých případech je využívána kombinace experimentálních ploch a simulátoru deště, jako například v případě měření na dvou travnatých lokalitách ve Švýcarsku (Hahn et al. 2012). Zde bylo testováno množství odtoku a transportovaného fosforu při syntetických srážkových událostech se dvěma různými srážkovými intenzitami. První intenzita byla vytvářena zavlažovací tryskou, druhé vyšší intenzity bylo dosaženo zavlažováním zahradní konví. Obě lokality se liší původním obsahem fosforu v půdě. Sledována byla především závislost množství transportovaného fosforu při srážko-odtokových událostech na obsahu fosforu v půdě. Pokud je obsah fosforu v půdě vyšší, je rovněž výrazně vyšší koncentrace fosforu v povrchovém odtoku. Tento vztah je platný také pro rozpuštěný reaktivní fosfor, pro který platí lineární závislost mezi obsahem fosforu v povrchové vrstvě půdy a obsahem rozpuštěného reaktivního fosforu v povrchovém odtoku. Sklon křivky lineární závislosti je značně odlišný pro dvě rozdílně generované srážky. V případě srážky vytvářené pomocí trysek je sklon křivky větší. Tato skutečnost je dána větší variabilitou hodnot rozpuštěného reaktivního fosforu v odtoku generovaném srážkou ze zavlažovací trysky.

2.3.2.2 Simulátory deště

Dešťové simulátory jsou zařízení, která jsou schopna vytvářet umělou srážku s nastavitelnými parametry. Díky tomu odpadá většina nevýhod, které jsou přítomné při měření na experimentálních plochách, a proto jsou dešťové simulátory rozšířeným zařízením pro sledování průběhu srážko-odtokových a transportních procesů (Nolan et al. 1997). Tato zařízení se vyskytují v mobilní formě, kterou je možné transportovat přímo do terénu a sledovat tak průběh srážko-odtokové události v reálných podmínkách. Druhou skupinu dešťových simulátorů tvoří zařízení umístěná v laboratoři. V tomto případě je nutné naopak půdu transportovat z terénu do laboratoře. Problémem v tomto případě bývá zajistit neporušenost půdního vzorku.

Obecnými charakteristikami dešťových simulátorů jsou (Janeček et al. 2012) – možnost nastavení parametrů srážky (intenzita, výška dopadu kapek, velikost kapek)

a zadešťované plochy, možnost sběru povrchového odtoku včetně smyvu, možnost opakování experimentu s nastavením shodných parametrů pro různé sklony a půdní povrchy (Barbosa et al. 2009; Sepaskhah & Shahabizad 2010; Otero et al. 2011; Iserloh et al. 2013). Stejně jako data získaná při měření na experimentálních plochách slouží informace získané z experimentů na dešťových simulátorech ke kalibraci a validaci erozních, srážko-odtokových a transportních modelů.

Při využití dešťových simulátorů pro sledování transportu nutrientů během srážko-odtokových a erozních epizod hraje významnou roli voda, která je pro simulaci využita, respektive koncentrace sledovaných živin v této vodě. V případě fosforu jsou koncentrace ve srážkové vodě obvykle výrazně nižší, než koncentrace fosforu ve vodních tocích (Neal et al. 2003, Yoshioka et al. 2009). Z tohoto důvodu je třeba buď vhodně volit vodu, která bude pro simulaci využita, nebo výsledné měřené koncentrace fosforu v povrchovém odtoku vhodným způsobem upravit a zohlednit tak vyšší koncentrace fosforu ve vodě, která do simulace vstupuje oproti reálné srážkové vodě.

Často je dešťový simulátor využíván k analýze vlivů protierozních způsobů obhospodařování na vznik a průběh povrchového odtoku a intenzitu eroze. Tímto způsobem byly porovnávány dva způsoby obdělávání (vrstevnicové a spádníkové) při měření na dešťovém simulátoru v Brazílii (Barbosa et al. 2009). V tomto případě bylo porovnáváno celkové množství odtoku, množství smyvu a transportovaného fosforu při pěti srážkových epizodách (intenzita 64 mm.hod^{-1} a doba trvání 60 minut). Kromě způsobu obdělávání byly porovnávány také dva typy plodin (oves a vikev) a chování ploch před sklizní a po ní. Výsledky ukazují, že vrstevnicové obdělávání produkuje sediment, který je o 15% více obohacený fosforem. Celkový odnos fosforu je v případě vrstevnicového obdělávání nižší (o 14,3 g celkového fosforu z hektaru). Tato skutečnost je důsledkem nižšího množství transportovaného sedimentu. Analýza dále ukázala, že obsah fosforu klesá s rostoucí velikostí transportovaného materiálu. Pro obě metody setí (vrstevnicové i spádníkové) je redukce transportu fosforu při rostoucí velikosti částic přibližně shodná. Výsledky analýzy dále ukazují, že množství rozpuštěného fosforu je nepřímě úměrné množství transportovaného materiálu. Množství vázaného fosforu je závislé na zrnitostním složení smyvu. V případě nejmenší frakce (0,125 mm) až 1,7 krát vyšší, než v případě největší studované frakce (2,0 mm).

Dva odlišné a nejčastější způsoby využití území (pastvina a orná půda s bramborami) byly porovnávány v oblasti And (Otero et al. 2011). V tomto případě se jedná o velmi sklonitou lokalitu. Cílem měření bylo porovnat vliv využití území na tvorbu povrchového odtoku a transport živin. Sledován byl celkový obsah fosforu a poměr C/N. Z výzkumu je zřejmý ochranný vliv vegetace. Během zimního období, kdy je půda bez pokryvu, byla sledována nejvyšší intenzita transportu půdních částic. Při sledování dvou sklonů pozemků (50% a 25%) je zřejmé, že v případě brambor je ztráta půdy u pozemků s 50 % sklonem více než 2x vyšší, než u pozemku se sklonem 25 %. U pastvin je tento rozdíl velmi malý. Koncentrace fosfátů se významně mění během pozorovaného období. Značná část těchto změn je způsobena antropogenními zásahy do obsahu fosforu v půdě v podobě hnojení, které proběhlo na počátku měření.

Dešťový simulátor je možné rovněž využít k testování účinků alternativních protierozních postupů v podobě aplikace chemických látek za účelem redukce tvorby odtoku a zvýšení infiltrace. Například v Iránu, kde nelze využívat mulčování ani ponechávání posklizňových zbytků k ochraně půdy (z důvodu konzumace těchto zbytků pasoucí se zvěří) byla testována aplikace PAM (polyakrylamidu – využívaného

běžně k flokulaci odpadních vod) a její vliv na průběh a celkové množství povrchového odtoku, transportovaného půdního materiálu a množství transportovaného fosforu (Sepaskhah & Shahabizad 2010).

2.3.2.3 Měření na vodním toku

Při posuzování srážko-odtokových a erozních událostí z hlediska jejich vlivu na vodní hospodářství je vhodné měření přímo na vodním toku, případně ve vodní nádrži. Morfologie a topologie povodí významným způsobem ovlivňuje skutečné množství transportovaného materiálu a na něj vázaných živin do vodního toku. Z tohoto důvodu není možné měření na experimentálních plochách ani dešťových simulátorech přesně popsat dopady na vodní hospodářství. Měření ve vodních tocích rovněž slouží ke kontrole účinnosti aplikovaných protierozních opatření.

Koncentrace živin (především fosforu) v řece Nar (východní Anglie), odvodňující nížinné povodí, ve které se vyskytuje šest čistíren odpadních vod, byla sledována během období sucha v letech 1989 – 1992 (Boar et al. 1995). V tomto případě byly měřeny a částečně odhadovány průtoky v jednotlivých dílčích přítocích a úsecích řeky Nar. Současně byla měřena koncentrace fosforu v závislosti na průtoku. Měření bylo zaměřeno na určení podílu partikulovaného (na částice navázaného) a rozpuštěného fosforu. Ukazuje se, že tento poměr se během roku mění. V letním období je podíl partikulovaného fosforu přibližně 50 %, v zimním období tvoří pouze třetinu celkového fosforu.

Podobné měření bylo provedeno v České republice v povodí vodní nádrže Mostiště v roce 2006 (Hejzlar et al. 2008). Měření bylo zaměřeno za zjištění bilance zdrojů dusíku a fosforu v povodí respektive na význam difúzních zdrojů, které popisují především zemědělství. Transport živin byl monitorován pomocí 27 profilů rozmístěných v ploše povodí. Z výsledků vyplývá, že z hlediska fosforu jsou dominantní bodové zdroje, které tvoří 50% celkového množství transportovaného fosforu. Difúzní zdroje byly vyhodnoceny jako druhý nejvýznamnější zdroj fosforu tvořící 26% transportovaného fosforu. Z hlediska transportu dusíku byly difúzní zdroje vyhodnoceny jako nejvýznamnější.

Studie zaměřená na sledování poměrů rozpuštěného a celkového fosforu v povrchovém odtoku v povodí (Fiala & Rosendorf 2010) prezentuje reálně měřené koncentrace rozpuštěného a celkového fosforu v uzavřeném profilu povodí. Z výsledků studie je patrná velká variabilita podílu rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v odtoku z povodí, který se zde pohybuje v rozmezí 24 – 74%. V případě této studie nebyl do bilance zahrnut erozní podíl a jedná se tedy o podíl za podmínek základního odtoku. Další obdobně zaměřenou prací je studie zabývající se podílem rozpuštěného a celkového fosforu v odtoku v malých zemědělských povodích (Fiala & Rosendorf 2011). Po dobu let byla v pravidelných měsíčních intervalech sledována koncentrace rozpuštěného a celkového odtoku v 11 mikropovodích v povodí Vintířovského potoka. Výsledky studie opět ukazují na značnou variabilitu tohoto podílu, který se pohybuje od 11 do 72%. Opět se jedná o podíl za podmínek základního odtoku. Přímým měřením byl podíl rozpuštěného a celkového fosforu během erozní události v ČR dokumentován v povodí Lhotského potoka (Daniel Fiala & Rosendorf 2009). Podíl rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu nepřekročil během celé epizody 3%. Zároveň bylo zjištěno, že během erozního odtoku se výrazně zvýšil podíl částicově vázaného fosforu. Koncentrace rozpuštěného fosforu se po kulminaci vlny ustálila na rovnovážné hodnotě a příliš se neměnila.

Ke sledování důsledků aplikace moderních postupů v zemědělství bylo využito měření na drobném vodním toku v Číně (Han et al. 2010). Experiment byl zaměřen na sledování koncentrace splavenin a fosforu v toku v závislosti na aplikaci klasického (dvojsklizňového) a moderního (trojsklizňového) systému hospodaření. Sledován je celkový objem odtoku (respektive průtok na vodním toku), obsah rozpuštěného fosforu a dalších živin. Výsledky byly v tomto případě silně ovlivněny agrotechnickými postupy (hnojení, sklízení apod.), jejichž vliv převýšil důsledek změny způsobu obhospodařování.

3 MODELOVÁNÍ TRANSPORTU EROZNÍHO FOSFORU

3.1 UNIVERZÁLNÍ ROVNICE ZTRÁTY PŮDY

Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE) je empirický erozní model odvozený v roce 1965 v USA. V 70. letech byla vytvořena modifikace pro podmínky České republiky. Vyjadřuje kvantitativní účinek hlavních faktorů způsobující vodní erozi vztahem R. 3-1 (Wischmeier & Smith 1978):

$$G = R \cdot C \cdot L \cdot S \cdot K \cdot P$$

R. 3-1

kde

- G - průměrná dlouhodobá ztráta půdy [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]
- R - faktor erozní účinnosti deště a povrchového odtoku [$MJ \cdot ha^{-1} \cdot cm \cdot h^{-1}$]
- C - faktor ochranného vlivu vegetace [-]
- L - faktor délky svahu [-]
- S - faktor sklonu svahu [-]
- K - faktor erodovatelnosti půdy [$t \cdot ha \cdot hod \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$]
- P - faktor ochranného vlivu protierozních opatření [-]

Účinek jednotlivých členů rovnice byl posouzen na tzv. jednotkovém pozemku. Parametry tohoto pozemku jsou předem definovány (Wischmeier & Smith 1978). Pozemek má délku 22,13 m a jednotný sklon 9° . Jde o trvalý úhor obdělávaný ve směru sklonu.

3.1.1 Faktor erozní účinnosti deště a povrchového odtoku

Erozní účinnost deště se projevuje nejvíce na počátku erozního procesu. Dopadající kapky působí na půdu čtyřmi způsoby. Rozbívají půdní agregáty, uvolňují částice půdy, přemísťují je na krátkou vzdálenost a zhutňují povrchovou vrstvu půdy. Účinnost dešťové srážky přímo závisí na kinetické energii dopadajících kapek, která je dána vztahem R. 3-2 (Janeček et al. 2012):

$$E_i = (206 + 87 \log i_{si}) \cdot H_{si}$$

R. 3-2

kde

- E_i - kinetická energie i-tého úseku deště [$J \cdot m^{-2}$]
- i_{si} - intenzita i-tého úseku deště [$cm \cdot h^{-1}$]
- H_{si} - úhrn i-tého úseku deště [cm]

Celková kinetická energie deště je dána rovnicí R. 3-3:

$$E = \sum_{i=1}^n E_i$$

R. 3-3

Z této celkové kinetické energie se však jen velmi malá část (0,2%) využije k erozi půdního povrchu. Výsledný faktor erozní účinnosti deště je pak dán vztahem R. 3-4 (Janeček et al. 2012):

$$R = \left(\frac{E}{100} \right) \cdot i_{30}$$

R. 3-4

kde

R - faktor erozní účinnosti deště a povrchového odtoku [$\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$]

E - celková kinetická energie deště [$\text{J} \cdot \text{m}^{-2}$]

i_{30} - maximální, třicetiminutová intenzita deště [$\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$]

3.1.2 Faktor ochranného vlivu vegetace

Ochranný faktor vegetace je definován dle Janečka (Wischmeier & Smith 1978) jako: „poměr ztráty půdy na pozemku s pěstovanými plodinami ke ztrátě půdy na kypřeném černém úhoru.“ Zohledňuje skutečnost, že vegetace, která je v době srážky na půdním povrchu, jej chrání před dopadajícími kapkami a zpomaluje povrchový odtok. Přítomnost vegetace obecně zlepšuje vlastnosti půdy, které jsou podstatné z hlediska možné vodní eroze. Rostliny jsou schopné značnou část srážky zachytit na svém povrchu a svým kořenovým systémem zvyšovat infiltrační schopnost půdy. Všechny tyto skutečnosti způsobují zpomalení povrchového odtoku a tím snižují intenzitu erozních procesů. Podstatný není pouze druh vegetace na pozemku, ale také její stav v době srážky a používané agrotechnické postupy, protože všechny tyto skutečnosti ovlivňují vznik a průběh povrchového odtoku.

Průměrné hodnoty C faktoru se pohybují od 0,005 (louky) po 0,8 (chmelnice). Hodnoty pro vybrané plodiny jsou uvedeny v metodice (Janeček et al. 2012).

3.1.3 Faktor délky svahu

Zohledňuje vliv nepřerušené délky svahu na velikost ztráty půdy. Vyjadřuje poměr velikosti ztráty půdy na vyšetřovaném pozemku vůči ztrátě půdy na jednotkovém pozemku délky 22,13 m (Wischmeier & Smith 1978) při shodných ostatních podmínkách. K stanovení L faktoru je možné využít rovnice R. 3-5 (Janeček et al. 2012):

$$L = \left(\frac{l_d}{22,13} \right)^m$$

R. 3-5

kde

L - faktor délky svahu [-]

l_d - horizontální projekce nepřerušené délky svahu [m]

m - exponent sklonu svahu vyjadřující náchylnost svahu k tvorbě rýžkové eroze [-]

Tab. 3.1 Hodnoty exponentu *m* dle sklonu svahu (Renard et al. 1997) in (Janeček et al. 2012)

Sklon svahu (%)	Poměr mezi rýžkovou a plošnou erozí			Sklon svahu (%)	Poměr mezi rýžkovou a plošnou erozí		
	Nízký	Střední	Vysoký		Nízký	Střední	Vysoký
0,2	0,02	0,04	0,07	12,0	0,37	0,55	0,71
0,5	0,04	0,08	0,16	14,0	0,40	0,57	0,72
1,0	0,08	0,15	0,26	16,0	0,41	0,59	0,74
2,0	0,14	0,24	0,39	20,0	0,44	0,61	0,76
3,0	0,18	0,31	0,47	25,0	0,47	0,64	0,78
4,0	0,22	0,36	0,53	30,0	0,49	0,66	0,79
5,0	0,25	0,40	0,57	40,0	0,52	0,68	0,81
6,0	0,28	0,43	0,60	50,0	0,54	0,70	0,82
8,0	0,32	0,48	0,65	60,0	0,55	0,71	0,83
10,0	0,35	0,52	0,68				

3.1.4 Faktor sklonu svahu

Zohledňuje vliv sklonu svahu na velikost ztráty půdy. Vyjadřuje opět poměr mezi ztrátou půdy na řešeném pozemku vůči ztrátě půdy na jednotkovém pozemku se sklonem 9% (Wischmeier & Smith 1978). Pro výpočet faktoru S lze použít vztahy R. 3-6 a R. 3-7 (Janeček et al. 2012):

$$S = 10,8 \cdot \sin \theta + 0,03 \quad \text{pro sklon} < 9\%$$

R. 3-6

$$S = 16,8 \cdot \sin \theta - 0,50 \quad \text{pro sklon} \geq 9\%$$

R. 3-7

kde

S - faktor sklonu svahu [-]

θ - úhel sklonu svahu [rad]

Vypočtené hodnoty faktoru S však platí přesně pouze pro pravidelné pozemky. Pro nepravidelné pozemky jsou tyto vztahy nepřesné. Tyto nepřesnosti lze odstranit několika způsoby. Jedním z nich je zahrnutí vlivu tvaru svahu pomocí tvarového součinitele. Tímto způsobem je zohledněna vzdálenost části svahu od horního okraje pozemku k danému místu a tím narůstající objem odtoku a jeho erozní potenciál v dolních částech svahu.

3.1.5 Faktor erodovatelnosti půdy

Tento faktor vyjadřuje náchylnost půdy k erozi, schopnost půdního povrchu odolávat eroznímu působení deště a povrchového odtoku. Tato schopnost je výsledkem kombinace fyzikálních vlastností dané půdy a případně i způsobem obdělávání. Hodnota

K faktoru závisí na zrnitostním složení půdy, na obsahu organických částic, struktuře a propustnosti. V případě, že se v daném profilu vyskytují půdy s různým K faktorem, je možné stanovit jednu hodnotu váženým průměrem.

Pro stanovení hodnoty K faktoru lze použít tři základní metody:

- Stanovení hodnoty K faktoru ze vzorce
- Stanovení hodnoty K faktoru z nomogramu
- Stanovení hodnoty K faktoru pomocí kódu BPEJ

3.1.5.1 Stanovení hodnoty K faktoru ze vzorce

Vzorec R. 3-8 (Janeček et al. 2012) platí pouze pro půdy, které mají množství částic velikosti 0,002 – 0,1 mm menší než 70 %.

$$K = \frac{[2,1 \cdot 10^{-4} \cdot (12 - a) \cdot M^{1,14} \cdot + 3,25 \cdot (b - 2) + 2,5 \cdot (c - 3)]}{100}$$

R. 3-8

kde

- K - faktor erodovatelnosti půdy [$t \cdot ha \cdot hod \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$]
a - podíl organické hmoty [%]
M - (% podíl částic velikosti 0,002 – 0,1 mm, tzv. prach a práškový písek) \times (100 - % podíl částic < 0,002 mm, tzv. jílovité částice)
b - třída struktury ornice (viz Tab. 3.2)
c - třída propustnosti půdního profilu (viz Tab. 3.3)

Tab. 3.2 Třídy struktury orniční vrstvy (Janeček 2012)

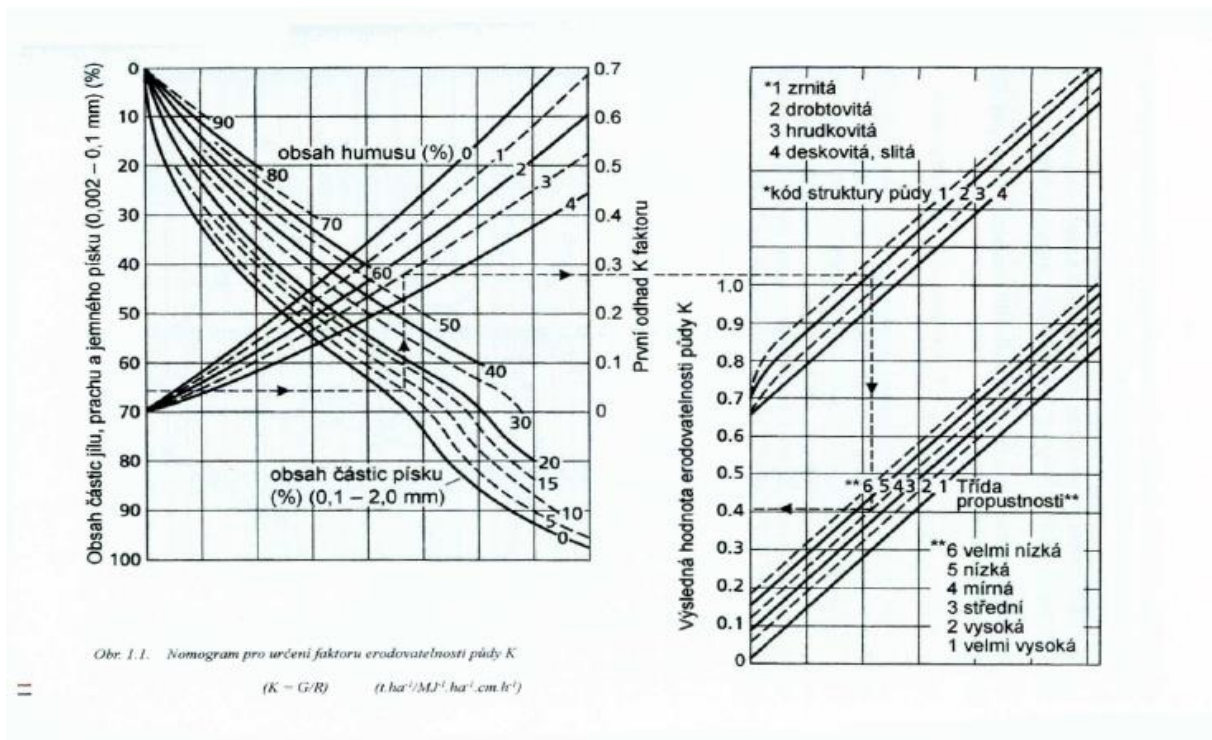
kód	struktura
1	zrnitá
2	drobtovitá
3	hrudkovitá
4	deskovitá, slitá

Tab. 3.3 Třídy propustnosti půdního profilu (Janeček et al. 2012)

kód	propustnost	hodnota ($mm \cdot min^{-1}$)
1	velmi vysoká	$> 2,5$
2	vysoká	0,83 - 2,5
3	střední	0,25 - 0,83
4	mírná	0,08 - 0,25
5	nízká	0,025 - 0,08
6	velmi nízká	$< 0,025$

3.1.5.2 Stanovení hodnoty K faktoru z nomogramu

Pro určení hodnoty K faktoru dle nomogramu (Obr. 3.1) potřebujeme pro daný půdní vzorek znát % podíl částic velikosti 0,002 – 0,1 mm, % podíl písku (částic velikosti 0,1 – 2,0 mm) a % podíl organické hmoty. Dále je třeba znát strukturu a propustnost půdního profilu (viz Tab. 3.2 a Tab. 3.3).



Obr. 3.1 Nomogramy pro určení K faktoru na základě informací o půdním vzorku (Janeček et al. 2012)

3.1.5.3 Stanovení hodnoty K faktoru pomocí kódu BPEJ

Kód BPEJ (Bonitovaná půdně ekologická jednotka) je pětimístný kód. Tento kód obsahuje informace o půdě, která je jím popsána. Pro stanovení K faktoru je důležitá tzv. hlavní půdní jednotka (HPJ), která je popsána dvěma čísly (2. a 3. číslo BPEJ kódu). Hlavní půdní jednotka nabývá hodnot od 1 do 78. Pomocí tabulky (Janeček et al. 2012) lze pak na základě čísla hlavní půdní jednotky určit hodnotu K faktoru.

3.1.6 Faktor protierozních opatření

Faktor zohledňující vliv aplikovaných protierozních opatření. Opět vyjadřuje poměr mezi intenzitou eroze na řešeném pozemku vůči intenzitě eroze na jednotkovém pozemku. Koeficienty pro jednotlivé protierozní opatření jsou dány tabelárně.

3.2 WATEM/SEDEM

WaTEM/SEDEM je prostorově distribuovaný empirický model, který byl vyvinut na výzkumném pracovišti zabývajícím se problematikou erozních a transportních procesů - K. U. Leuven v Belgii (Van Oost et al. 2000; Van Rompaey et al. 2001; Verstraeten et al. 2002). Model stanovuje průměrnou ztrátu půdy v modelovaném území pomocí Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE - (Wischmeier & Smith 1978)) (Renard et al. 1997) s aplikací novějších postupů pro výpočet L, S a R faktoru dle Revidované univerzální rovnice ztráty půdy (RUSLE - (Renard et al. 1997)). WaTEM/SEDEM je nadstavbou GIS softwaru IDRISI a pracuje proto s formátem dat *.rst.

Výpočtový model řeší tři základní výpočtové úlohy:

- Stanovení průměrné roční ztráty půdy v povodí (při zohlednění depozice v rámci povodí)
- Stanovení průměrného množství transportovaného sedimentu pro každý úsek vodního toku
- Stanovení průměrného množství sedimentu usazené ve vodních nádržích

Díky distributivnímu charakteru modelu je možné lokalizovat nejvíce erozně ohrožené oblasti v povodí, nejrychleji zanášené vodní nádrže a simulovat různé způsoby hospodaření v povodí a jejich dopad na intenzitu odnosu půdy a rychlost zanášené vodních útvarů v povodí.

Vstupy do modelu jsou analogické se vstupy do USLE:

- Digitální model terénu
- Mapa využití území
- Úseky vodních toků (doplněné textovou tabulkou s návaznostmi úseků)
- Faktor ochranného účinku vegetace (rastrová mapa, nebo číselné hodnoty pro jednotlivé kategorie Zemědělského půdního fondu)
- Faktor erodovatelnosti půdy (rastrová mapa, nebo průměrná hodnota)
- Mapa vodních nádrží (zahrnující hodnoty poměru zachycení jednotlivých útvarů)
- Erozní účinnost deště a povrchového odtoku

Model obsahuje několik dalších parametrů, které popisují např. způsob odvození topografického (LS) faktoru USLE, transport erodovaného materiálu přes hranice pozemků s různým využitím nebo drsnost půdního povrchu. Tyto parametry byly při výpočtu nastaveny na doporučené hodnoty (viz (Van Oost et al. 2000)).

3.3 POMĚR ZACHYCENÍ DLE BRUNEOHO

Při řešení větších územních celků zpravidla vzniká potřeba řešit několik navazujících nádrží. Z tohoto důvodu je zásadní znát záchytný účinek nádrží v řešeném území (tj. jaké množství sedimentu se v dané nádrži zachytí).

Opět zde existuje řada možných přístupů k tomu, jak lze záchytný účinek nádrží určovat. Často využívaná je Bruneho metoda.

Tento vztah stanovuje záchytný účinek nádrže na základě poměru zásobního objemu nádrže k ročnímu přítoku do nádrže. Analytické vyjádření, které sestavil v roce 1978 Dendy, je uvedeno v R. 3-9 (Dendy & Champion 1978):

$$TE = 100 \cdot 0,97^{0,19 \log(C/I)}$$

R. 3-9

kde:

TE - poměr zachycení [%]

C - zásobní objem nádrže [m³]

I - roční průměrný průtok nádrží [m³.rok⁻¹]

Tento vztah platí pouze pro nádrže s běžným provozem. Není ho proto možné použít pro částečně vypuštěné nádrže či nádrže s neobvyklým režimem.

3.4 STANOVENÍ TRANSPORTU ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU

Z hlediska ochrany vodních útvarů hraje zásadní roli množství rozpuštěného fosforu (DP), který je pro vodní organismy snadno a rychle přístupný (Millier & Hooda 2011). Transport rozpuštěného fosforu z povodí lze stanovit v zásadě dvěma způsoby.

První, dosud často využívaný přístup, stanovuje tzv. **poměr obohacení** erodovaného materiálu celkovým fosforem (TP), který závisí na dlouhodobém transportu půdního materiálu, a vychází z obsahu TP v půdě. Transport rozpuštěného fosforu (DP), je stanoven jako podíl z transportovaného TP. Velikost tohoto podílu je určena na základě měřených hodnot nebo jako paušální podíl vycházející z hodnot uvedených v literatuře. Transport DP je tedy stanoven nepřímo, jako podíl transportovaného TP. Z tohoto důvodu je v disertační práci tato metoda označena jako **nepřímá**.

Druhá metoda stanovuje tzv. **eutrofizační potenciál** erodovaných částic, který závisí na koncentraci přístupného fosforu v půdě (dle Melich III), koncentraci DP v recipientu a dlouhodobém přísunu erodovaného půdního materiálu do recipientu. Transport DP je touto metodou stanoven přímo, bez ohledu na podíl DP/TP. Z tohoto důvodu je v disertační práci tato metoda označena jako **přímá**.

3.4.1 Poměr obohacení – nepřímé stanovení

První způsob využívá tzv. poměr obohacení smyvu celkovým fosforem, který je dán vztahem R. 3-10 (Sharpley 1985):

$$\ln(ER) = 1,21 - 0,16 \cdot \ln(G)$$

R. 3-10

kde

- ER - poměr obohacení [-]
G - průměrná ztráta půdy [t.ha⁻¹.rok⁻¹]

Tento vztah dává do souvislosti intenzitu erozní události a množství celkového fosforu, které je spolu s tímto materiálem transportováno. Experimentálně odvozená rovnice platí přesně pro jednotlivé srážko-odtokové a erozní epizody. V současné době je však z důvodu nedostatku jiných, vhodnějších postupů využívána také pro určení dlouhodobého odnosu fosforu z povodí (Josef Krása et al. 2015).

Při výpočtu v programu WaTEM/SEDEM je původní vrstva K faktoru (faktor erodovatelnosti půdy USLE) nahrazena vrstvou K_p, která zohledňuje erodovatelnost půdy a zároveň poměr obohacení erodovaného materiálu v daném místě (Josef Krása et al. 2015). Hodnota K_p je v každém místě řešeného území stanovena dle vztahu R. 3-11:

$$K_p = \frac{K \cdot P_T \cdot ER}{1000}$$

R. 3-11

kde

- K_p - potenciální erodovatelnost celkového fosforu [kg·h·MJ⁻¹·mm⁻¹]
K - erodovatelnost půdy [t·h·MJ⁻¹·mm⁻¹]
P_T - koncentrace celkového fosforu v půdě [mg.kg⁻¹]
ER - poměr obohacení [-]

Průměrná roční ztráta fosforu v povodí je vypočtena dle vztahu R. 3-12 (Josef Krása et al. 2015):

$$G_p = G \cdot P_T \cdot ER$$

R. 3-12

kde

- G - průměrná ztráta půdy [t.ha⁻¹.rok⁻¹]
P_T - koncentrace celkového fosforu v půdě [mg.kg⁻¹]
ER - poměr obohacení [-]

Tímto způsobem je stanovena průměrná roční ztráta fosforu v povodí a zároveň průměrné množství celkového fosforu transportované vodními toky a usazené

v jednotlivých vodních nádržích. Pro určení množství rozpuštěného fosforu je třeba určit (odhadnout) podíl rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu.

3.4.2 Eutrofizační potenciál – přímé stanovení

Na rozdíl od rozpuštěného fosforu, který je pro rostliny snadno přístupný, v případě fosforu v erodovaných částicích, je nutné stanovit jejich eutrofizační potenciál, nebo-li schopnost těchto částic uvolňovat (případně vázat) fosfor (Borovec et al. 2012; Jan et al. 2013).

Z hlediska eutrofizačního potenciálu erodovaných částic se jeví jako zásadní poměr mezi obsahem přístupného fosforu v půdě (dle Melich III) a koncentrací rozpuštěného fosforu v recipientu (Borovec et al. 2012).

Pro přímý způsob stanovení byl odvozen vztah R. 3-13 (Krása et al. 2013).

$$P_a = -1 \cdot (A \cdot P_{M3} + B)$$

R. 3-13

kde

P_a - koncentrace fosforečnanového fosforu uvolněná z částice smyvu [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$]

P_{M3} - koncentrace přístupného fosforu v půdě (dle Melich III) [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$]

A, B - koeficienty vypočtené dle vztahů R. 3-14 a R. 3-15 (Krása et al. 2013) [-]

$$A = 0,2248 \cdot (PO_4 - P)^2 - 0,6792 \cdot (PO_4 - P) - 0,5734$$

R. 3-14

$$B = -0,1043 \cdot (PO_4 - P)^2 + 0,3006 \cdot (PO_4 - P) - 0,0002$$

R. 3-15

kde

$PO_4\text{-}P$ - koncentrace fosforečnanového fosforu v recipientu [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

Takto lze stanovit pro jednotlivé úseky množství rozpuštěného fosforu uvolněného (případně sorbovaného) z částic smyvu a celkové množství rozpuštěného fosforu uvolněné do řešených vodních nádrží v povodí.

3.5 LOKALITY PRO MODELOVÁNÍ TRANSPORTU FOSFORU

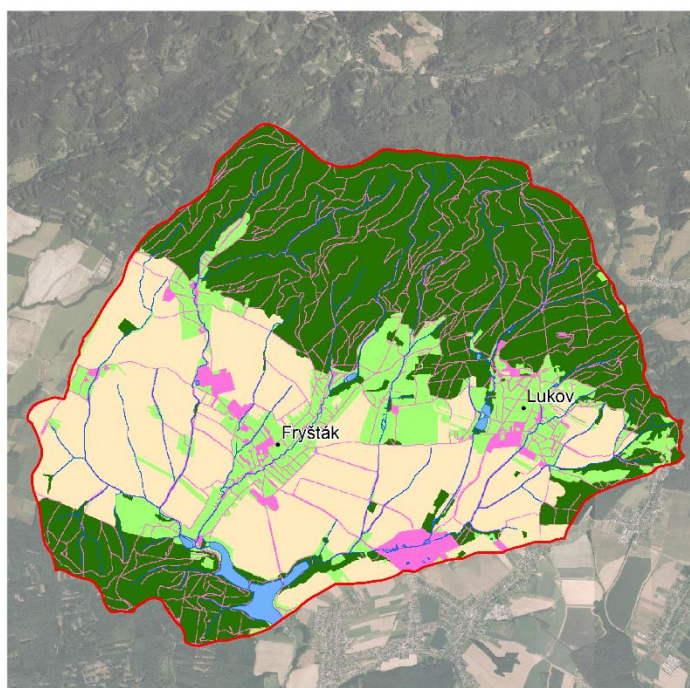
K porovnání obou prezentovaných metod na rozsáhlém povodí byla vybrána čtyři povodí na území České republiky Obr. 3.2. Povodí se výrazně liší svým charakterem.



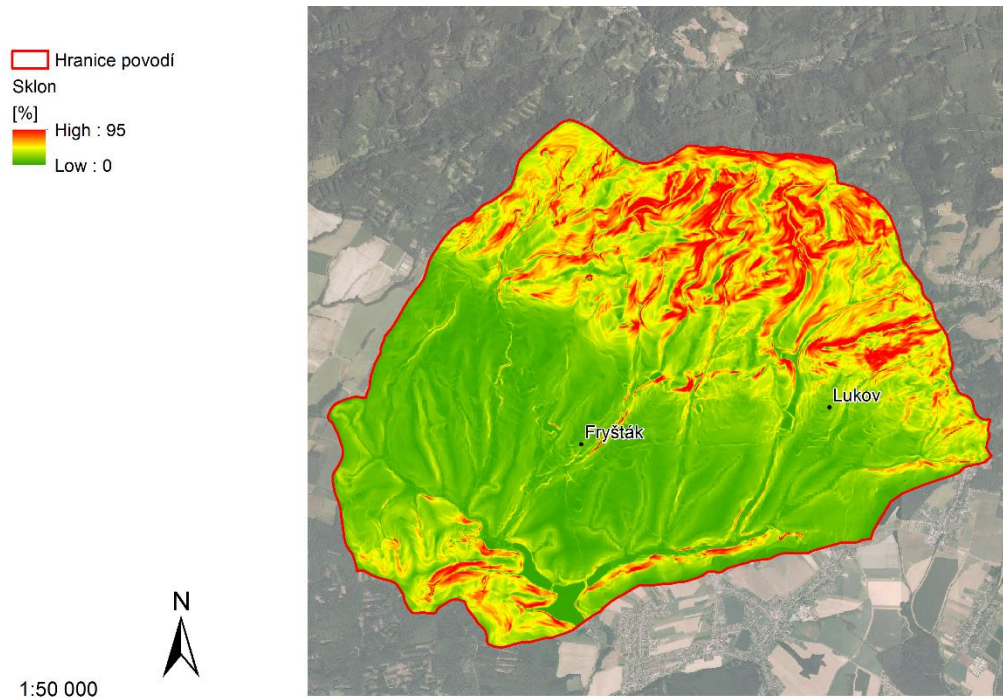
Obr. 3.2 Lokality vybrané pro modelování transportu fosforu vodní erozí

Povodí vodní nádrže Fryšták ležící ve Zlínském kraji má rozlohu 44,2 km². Převažujícím způsobem využití půdy jsou lesní pozemky. Území je značně sklonité s průměrným sklonem 14,6% a průměrnou nadmořskou výškou 344 m n. m. Ze všech prezentovaných povodí má povodí vodní nádrže Fryšták nejvyšší hodnotu průměrné roční ztráty půdy.

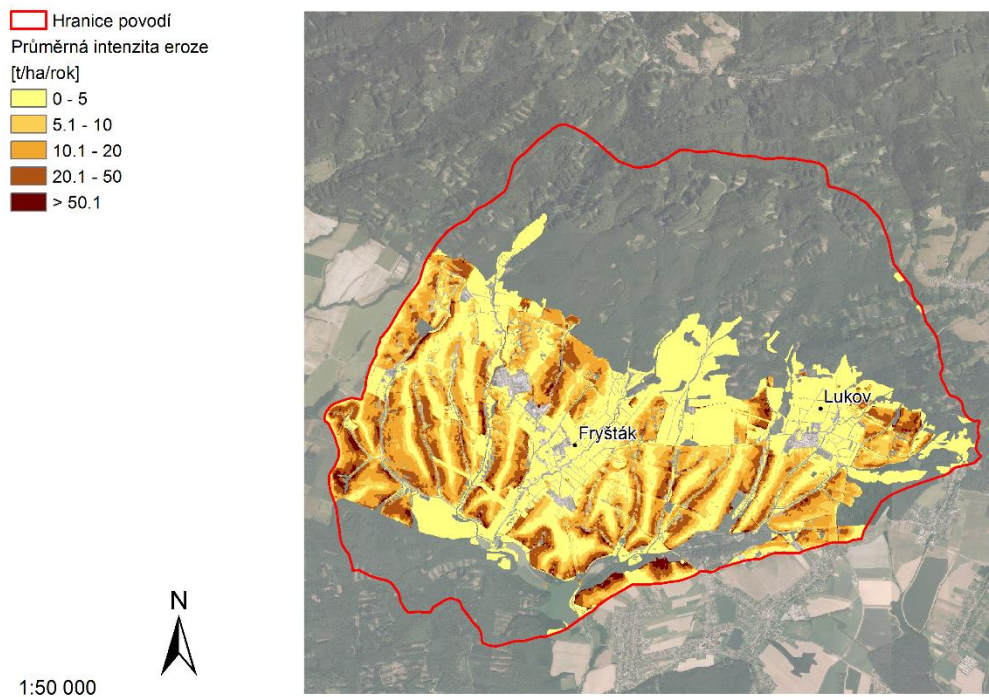
-  Hranice povodí
-  Vodní nádrž
-  Ostatní
-  Vodní toky
-  Orná půda
-  Les
-  Trvale travní porost



Obr. 3.3 Využití území v povodí vodní nádrže Fryšták

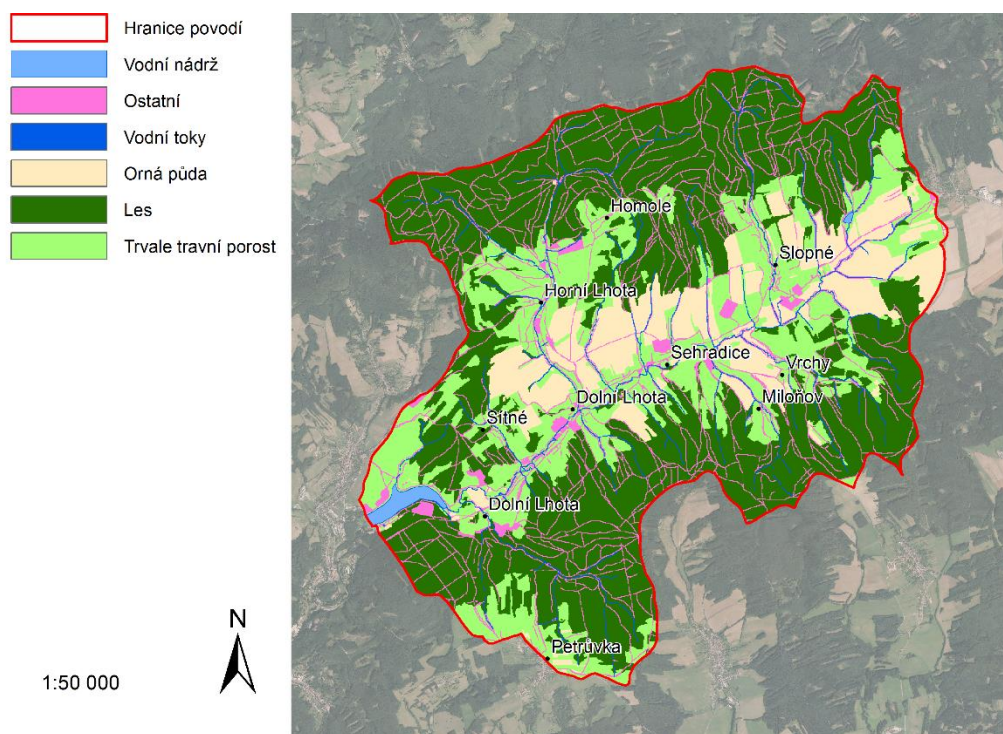


Obr. 3.4 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Fryšták

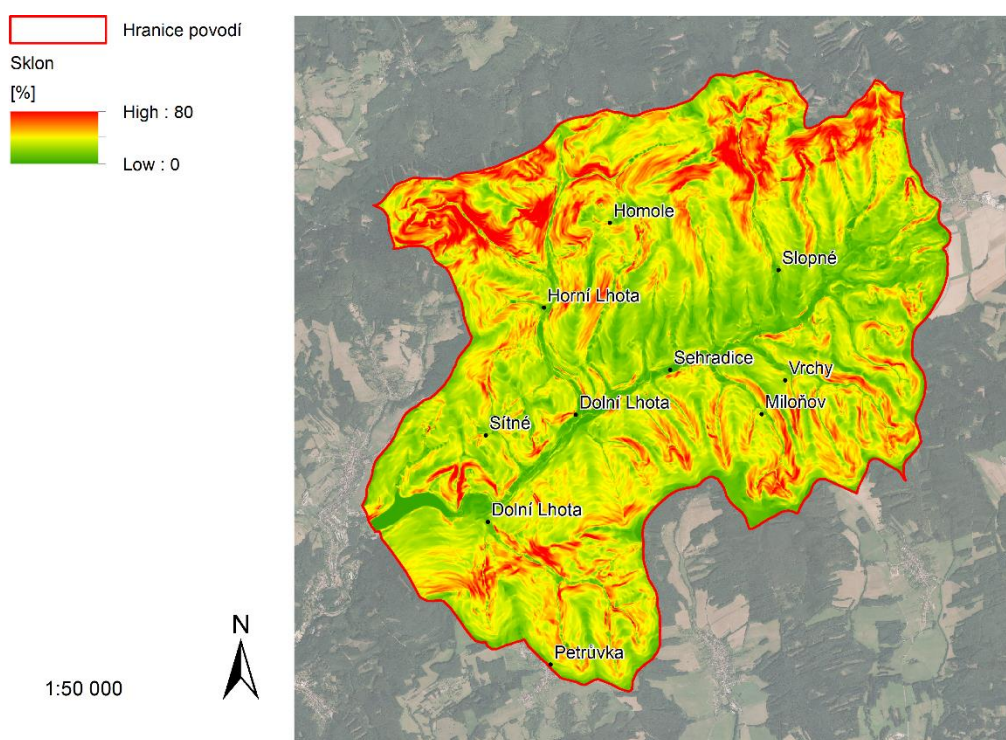


Obr. 3.5 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Fryšták

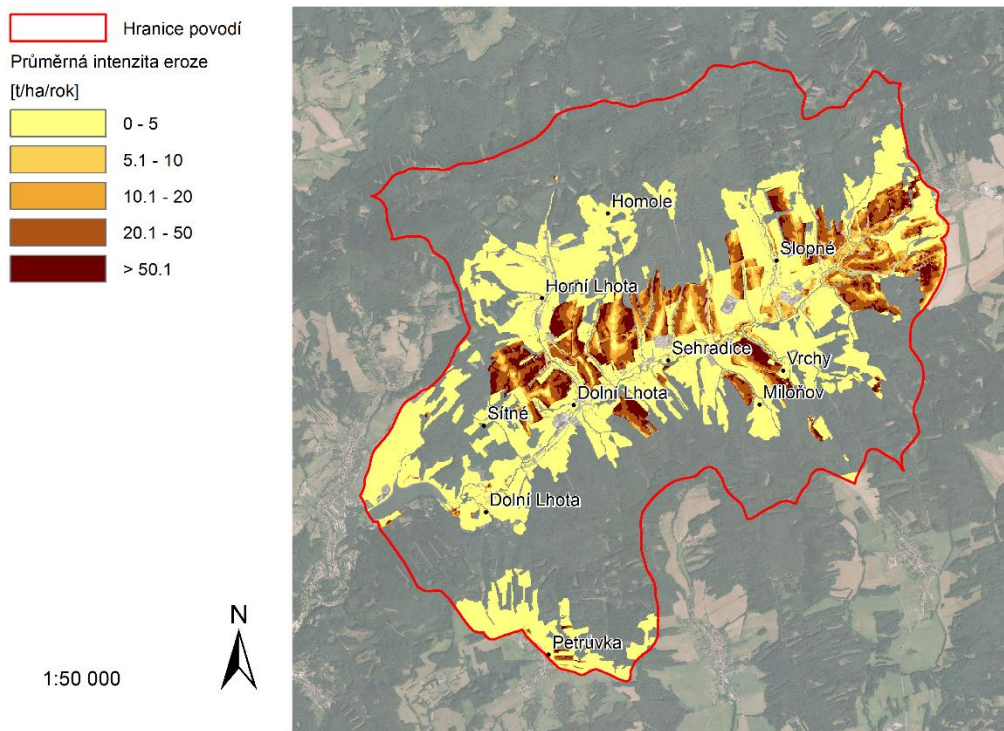
Rovněž povodí vodní nádrže Luhačovice se nachází ve Zlínském kraji. Rozloha tohoto území je 44,8 km². Ze všech prezentovaných povodí má nejvyšší průměrný sklon (19,3%). Nejvíce zastoupenou kategorií je i zde lesní plocha. Zastoupení orné půdy je poměrně nízké (13%).



Obr. 3.6 Využití území v povodí vodní nádrže Luhačovice

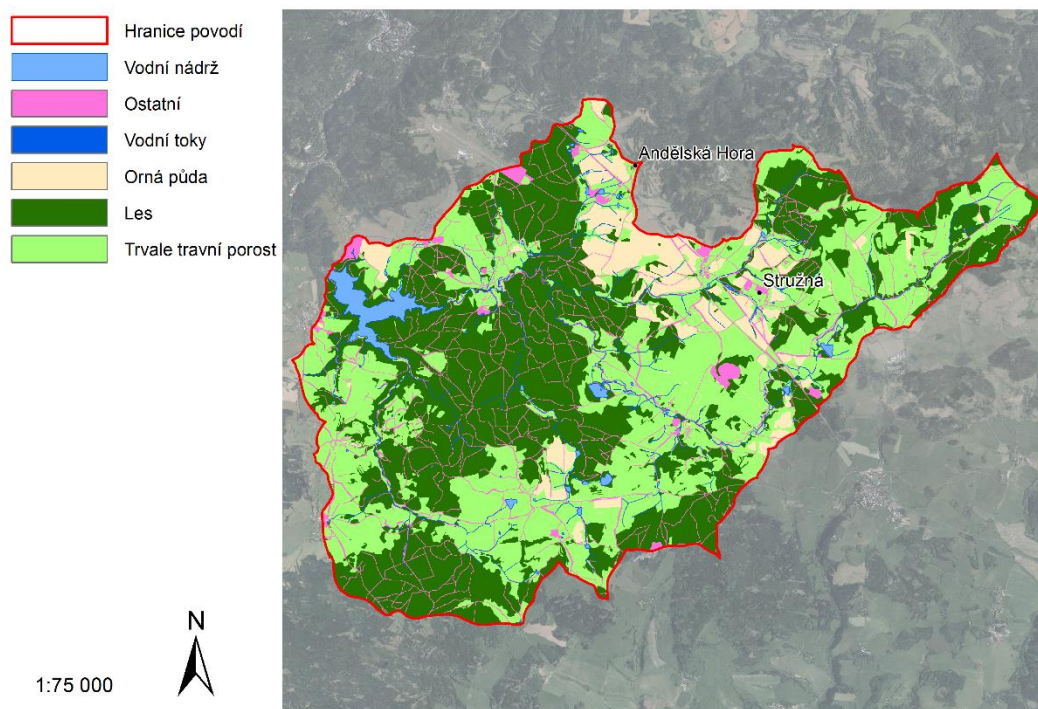


Obr. 3.7 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Luhačovice

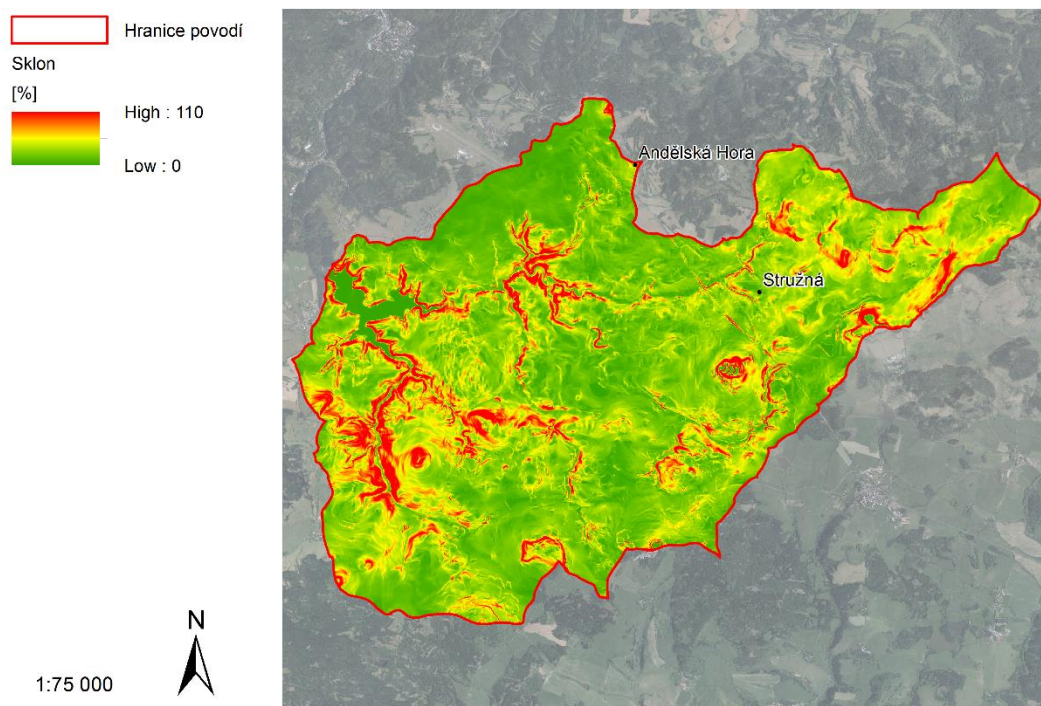


Obr. 3.8 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Luhačovice

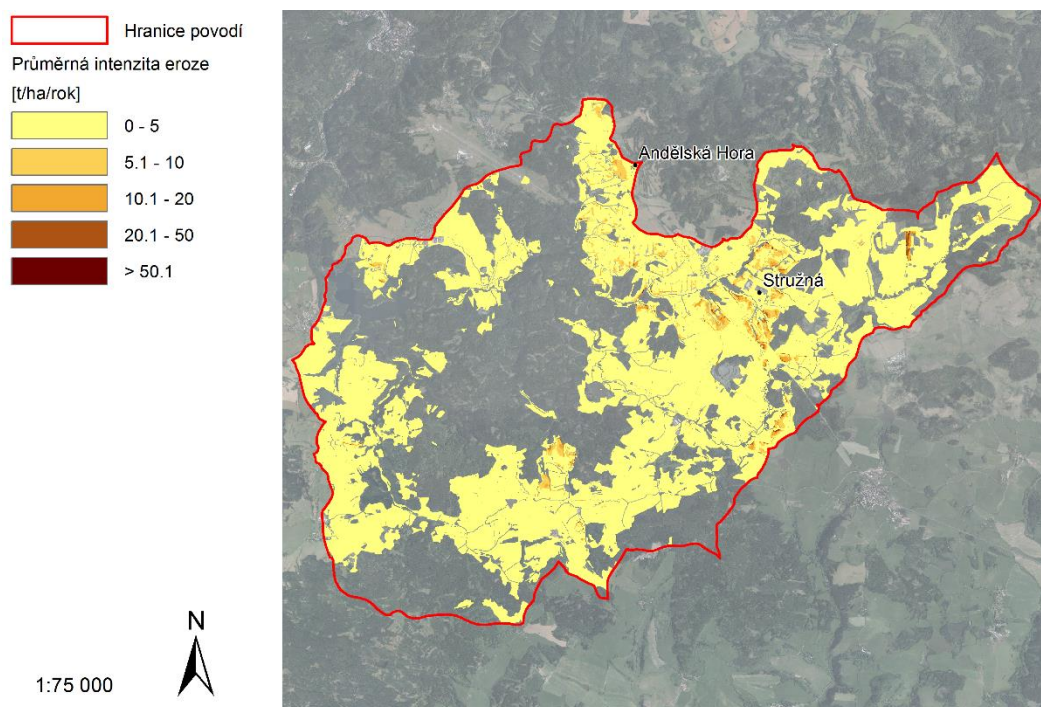
Povodí vodního díla Stanovice, které se nachází v Karlovarském kraji, se od ostatních tří území odlišuje především velmi nízkou průměrnou roční ztrátou půdy, která je $0,451 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Rovněž zastoupení orné půdy (7%) je oproti ostatním prezentovaným územím výrazně nižší. Toto povodí má nejvyšší průměrnou nadmořskou výšku ze všech prezentovaných území (651 m n. m.).



Obr. 3.9 Využití území v povodí vodní nádrže Stanovice

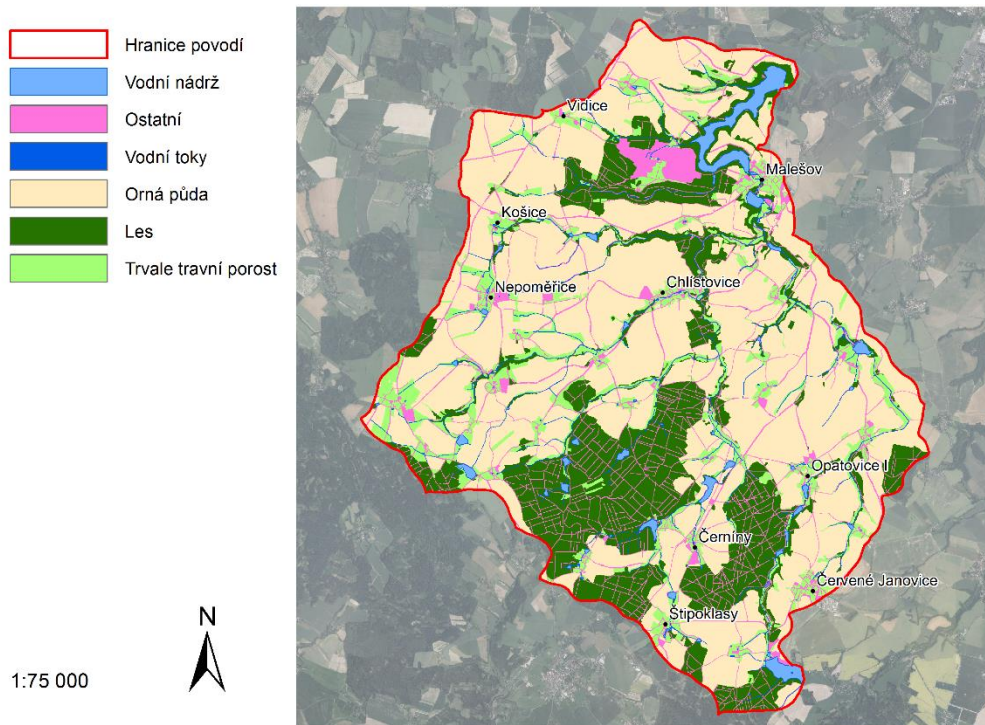


Obr. 3.10 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Stanovice

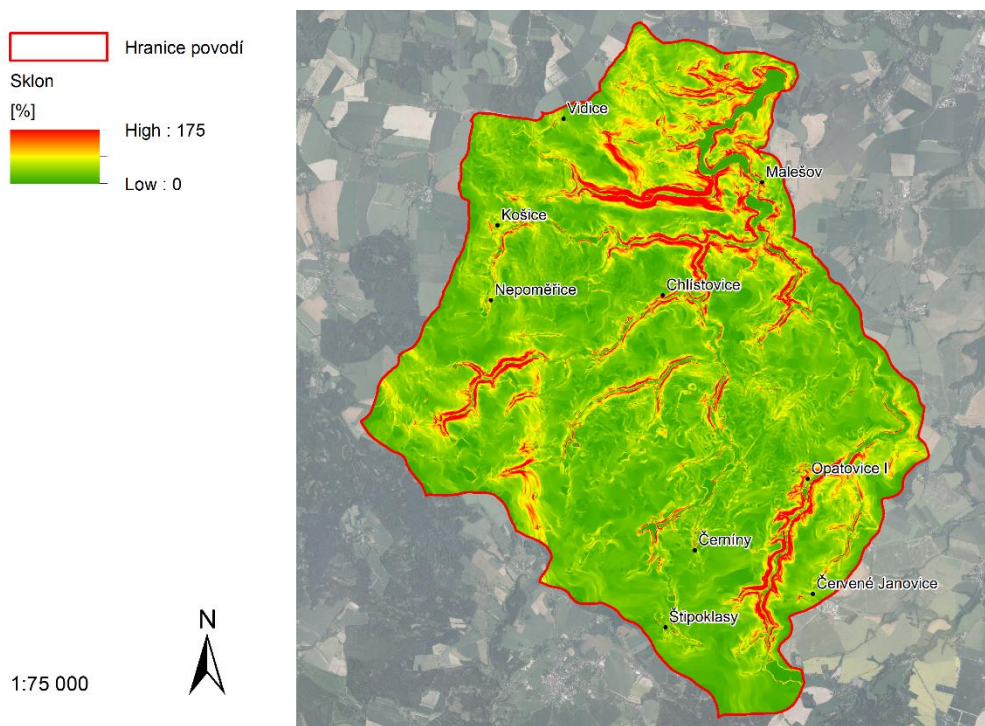


Obr. 3.11 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Stanovice

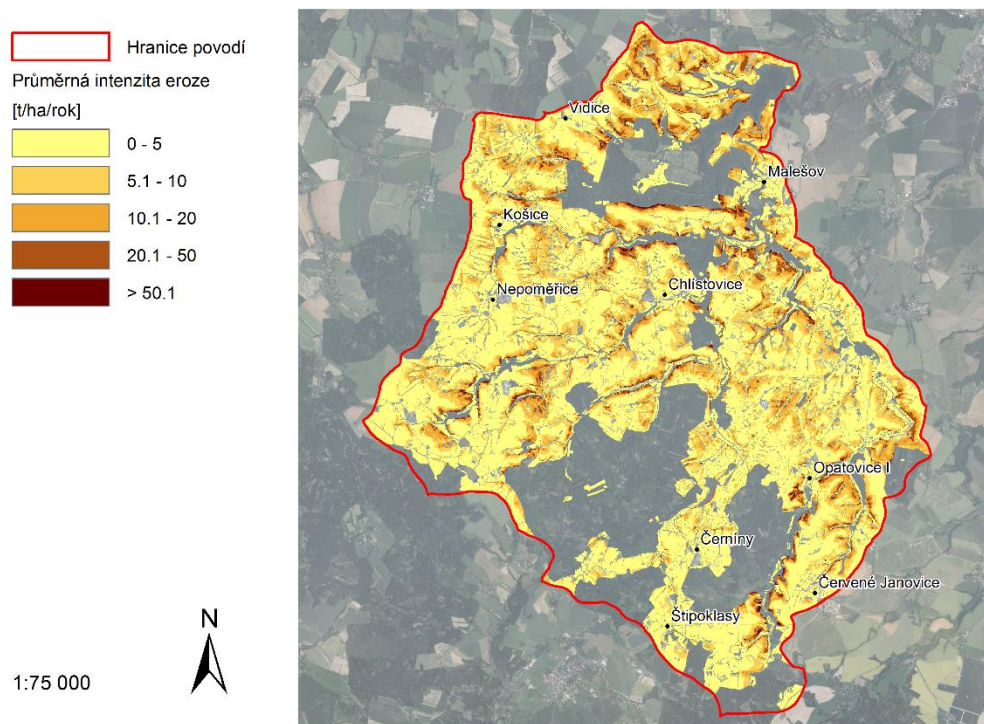
Největší popisovaná oblast je povodí vodní nádrže Vrchlice s rozlohou téměř 98 km². Lokalita má na rozdíl oproti ostatním značné zastoupení orné půdy (56%) a naopak nejnižší hodnotu průměrného sklonu (5,1%). Průměrná roční ztráta půdy je obdobná jako v případě povodí vodních nádrží Fryšták a Luhačovice (4,363 t·ha⁻¹·rok⁻¹).



Obr. 3.12 Využití území v povodí vodní nádrže Vrchlice

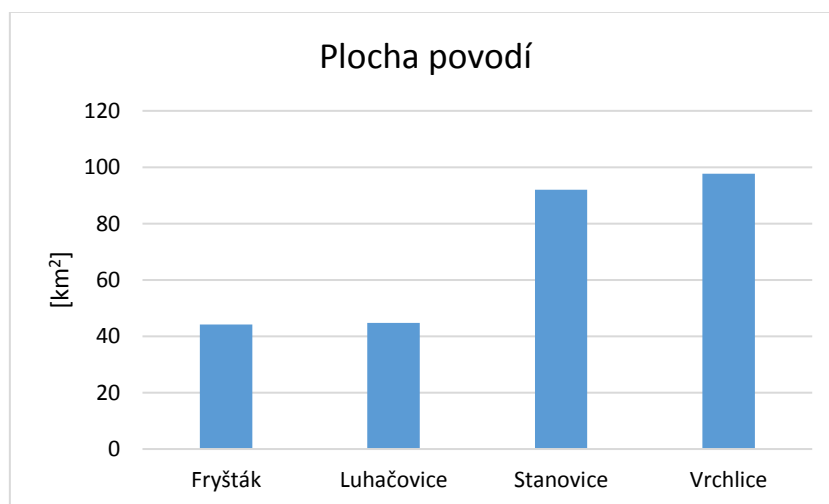


Obr. 3.13 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Vrchlice

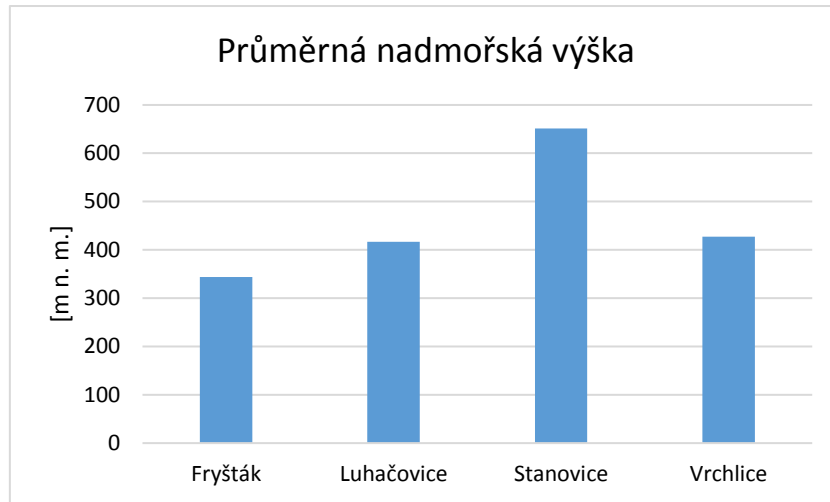


Obr. 3.14 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Vrchlice

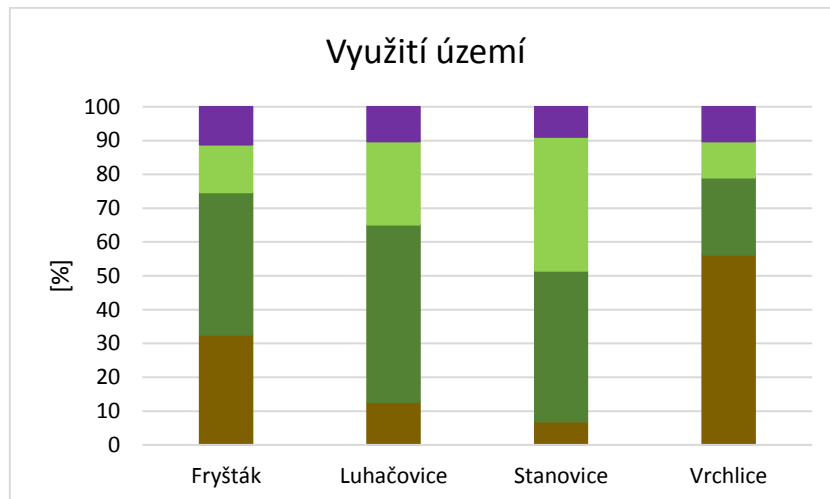
Charakteristiky těchto povodí jsou uvedeny na následujících obrázcích (Obr. 3.15, Obr. 3.16, Obr. 3.17, Obr. 3.18 a Obr. 3.19). Půdní charakteristiky jsou spolu s hodnotami koncentrace fosforu v půdě zpracovány v Tab. 3.4.



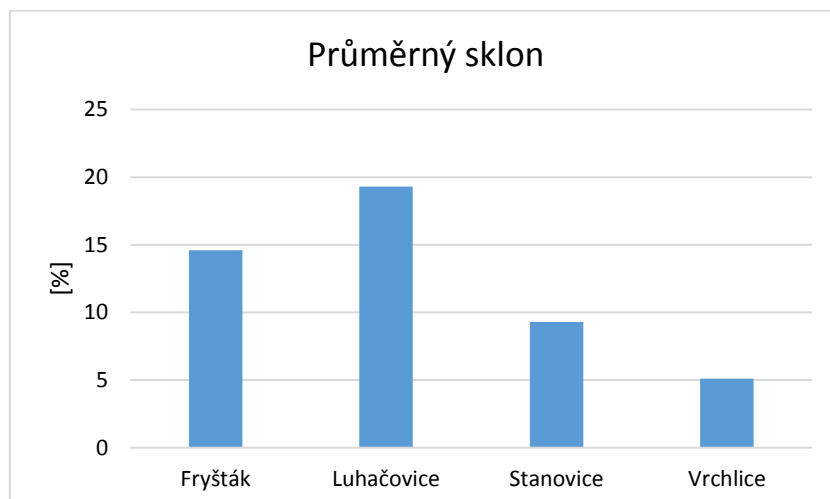
Obr. 3.15 Plocha modelovaných povodí



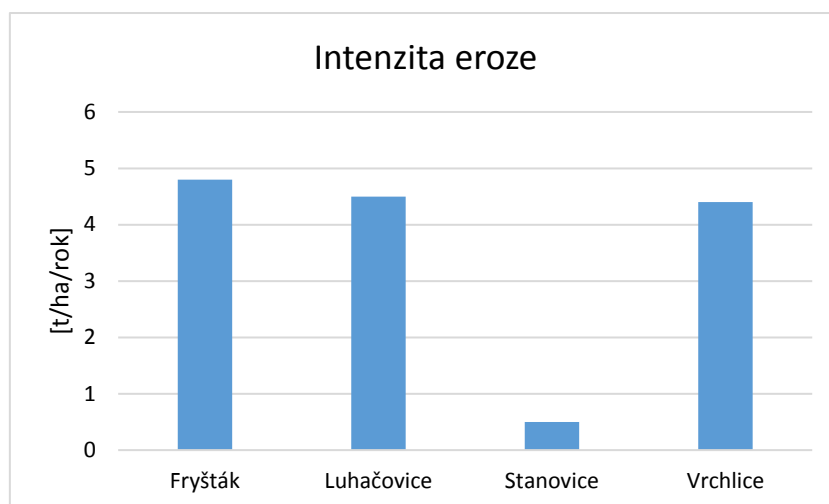
Obr. 3.16 Průměrná nadmořská výška modelovaných povodí



Obr. 3.17 Využití území v modelovaných povodích



Obr. 3.18 Průměrný sklon v modelovaných povodích



Obr. 3.19 Intenzita eroze v modelovaných povodích

Tab. 3.4 Půdní charakteristiky a koncentrace fosforu v půdě v modelovaných povodích

Název povodí	pH	Textura (dle Nováka)	Půdní typ (dle MKSP)	Průměrná koncentrace TP v půdě [mg/kg]	Průměrná koncentrace PM ₃ v půdě [mg/kg]
Fryšták	5.6-6.5	hlinitopísčité - jílovitohlinité	Kambizem	712	37
Luhačovice	6.6-7.2	hlinitopísčité - jílovitohlinité	Glej, Kambizem	786	45
Stanovice	5.6-6.5	hlinitopísčité - jílovitohlinité	Kambizem	672	120
Vrchlice	5.6-6.5	jílovitohlinité - jílovité	Pseudoglej, Glej	744	58

4 MĚŘENÍ TRANSPORTU FOSFORU BĚHEM SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH UDÁLOSTÍ

4.1 LOKALITY

Experimentální měření proběhla ve dvou lokalitách - v povodí Býkovického potoka a povodí HOAL (Rakousko, Petzenkirchen).

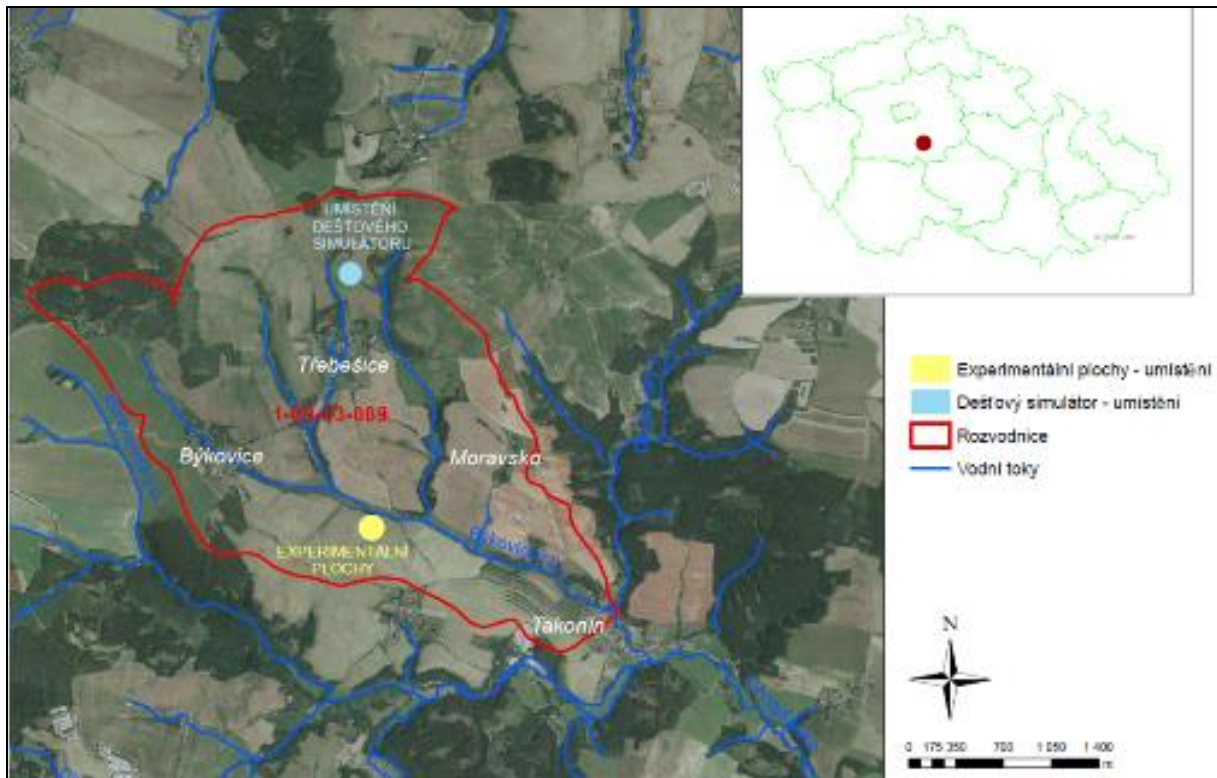
4.1.1 Povodí Býkovického potoka

Povodí Býkovického potoka se nachází ve středních Čechách nedaleko města Benešov. Jedná se o zemědělsky využívané povodí 4. řádu (ČHP 1-09-03-089) s rozlohou 775 ha.

Lokalita se nachází v oblasti Benešovské pahorkatiny, která tvoří předhůří Českomoravské vrchoviny. Z geologického hlediska se jedná o středočeský pluton. (Báčová & Krása 2016) Povodí spadá do mírně teplého, mírně vlhkého klimatického regionu. Průměrný roční srážkový úhrn se pohybuje mezi 550 a 750 mm a průměrná roční teplota je 7 - 8°C (Tolasz et al. 2007). Vyskytují se zde dva hlavní půdní typy – Kambizem a Glej. Na pozemcích je aplikováno konvenční zemědělství. V místě experimentu byla na základě odebraných půdních vzorků analyzována písčitohlinitá půda s nasycenou hydraulickou vodivostí cca 3 mm.hod⁻¹. Koncentrace TP v půdě je 730 – 1000 mg.kg⁻¹ (Janotová et al. 2014). Průměrná koncentrace P_{M3} v půdě je 102 mg.kg⁻¹ (měřeno v roce 2009). Koncentrace P_{M3} v půdních vzorcích odebraných v této lokalitě se pohybuje v rozmezí 68 – 130 mg.kg⁻¹, což odpovídá obvyklým koncentracím P_{M3} v půdách v České republice (Klement & Sušil 2013).

Lokalita je využívána pro sledování reálných srážko-odtokových událostí Katedrou hydromeliorací a krajinného inženýrství již od roku 2009. V současné době jsou v povodí umístěny tři měřicí stanoviště. První zařízení je umístěno na Býkovickém potoce. Jedná se o měrný profil doplněný srážkoměrem. Hlavním cílem tohoto zařízení je podrobné sledování reálných srážko-odtokových událostí se zaměřením na sledování odezvy průtoku v Býkovickém potoce na srážkovou událost. Další lokalitou jsou stacionární experimentální plochy, jejichž rozměry se blíží rozměrům ploch, využitých pro odvození USLE. Toto zařízení bylo vybudováno pro podrobné sledování průběhu povrchového odtoku v reakci na reálnou srážko-odtokovou událost. Spolu s průběhem povrchového odtoku je sledováno množství transportovaného půdního materiálu během těchto událostí. Tyto veličiny jsou sledovány na třech plochách s různým vegetačním pokryvem. Třetím zařízením v povodí Býkovického potoka je mobilní dešťový simulátor. Zařízení, které umožňuje vytvoření syntetické srážko-odtokové události nad zvoleným typem území (vegetace, sklon) je podrobně popsáno v kapitole 4.2.

Povodí Býkovického potoka včetně umístění měřicích zařízení je zobrazeno na Obr. 4.1



Obr. 4.1 Experimentální povodí Býkovického potoka

4.1.2 Povodí HOAL

Druhou lokalitou je území HOAL v rakouském Petzenkirchenu. Jedná se o malé experimentální povodí v předhůří Alp Tato lokalita je charakterizována intenzivním využitím území. Půdní typy vyskytující se v tomto povodí jsou Kambizem a Pseudoglej, jedná se o půdu se středním až vysokým obsahem jemných částic. Průměrný roční úhrn srážek se zde pohybuje okolo 800 mm. Experimenty realizované v tomto povodí doplňují sadu měření z Býkovického povodí o charakteristiky odtoku a transportu fosforu z ploch s řídkou vegetací krátce po osetí. (http://www.experimental-hydrology.net/wiki/index.php?title=HOAL_Petzenkirchen)

4.2 DEŠŤOVÝ SIMULÁTOR

Popisované experimenty byly realizovány na dvou dešťových simulátorech. *In-situ* experimenty byly realizovány s využitím mobilního dešťového simulátoru, jedna simulace pak byla realizována v laboratoři pomocí laboratorního dešťového simulátoru.

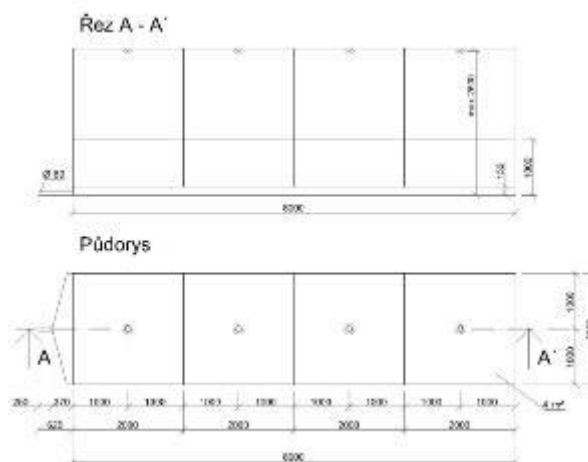
4.2.1 Mobilní dešťový simulátor

Mobilní dešťový simulátor produkuje syntetickou srážku s maximální intenzitou $120 \text{ mm}\cdot\text{hod}^{-1}$. Základními částmi simulátoru jsou nádrž s vodou s celkovým objemem cca 1000 l, čerpadlo, rozložitelné rameno, rozvod vody k tryskám a trysky, které jsou umístěny na rozložitelném rameni podpíraném výškově nastavitelnými nohami.

Čtyři trysky FullJet 40WSQ (od společnosti Spraying Systém (Strauss et al. 2000)) produkující srážku s parametry přírodního deště (velikost kapek více než 2 mm) jsou umístěny 2,65 m nad zadešťovanou plochou 2,4 m od sebe. Experimentální plocha s rozměry 8 x 2 m je orientována delší stranou ve směru sklonu svahu. Zadešťovaná plocha je od okolí oddělena speciálními plechovými dílci. Aby bylo možné sbírat povrchový odtok je na spodním konci simulátoru speciální plechový dílec kónického tvaru zakončený krátkým potrubím. Pomocí něj je povrchový odtok sbírán ze zadešťované plochy a následně vyhodnocován. Proti účinkům větru je experiment chráněn pomocí plachet upevněných na konstrukci simulátoru. Konstrukci simulátoru prezentují Obr. 4.2 a Obr. 4.3. Během prezentovaných experimentů se intenzita srážky pohybovala od 37 do $69 \text{ mm}\cdot\text{hod}^{-1}$ a sklon svahu byl 9%.



Obr. 4.2 Simulátor před experimentem



Obr. 4.3 Schéma konstrukce simulátoru

4.2.2 Laboratorní dešťový simulátor

Laboratorní dešťový simulátor produkuje syntetickou srážku s intenzitou $20\text{-}80 \text{ mm}\cdot\text{hod}^{-1}$. Hlavní předností tohoto zařízení je nastavitelný sklon v rozmezí 0 až 14,05%. Trysky jsou umístěny, ve výšce 2,4 m nad půdním povrchem. Experimentální plocha je 4 m dlouhá a 0,9 m široká. Během popisovaných experimentů byly použity trysky typu VeeJet 80100 (od společnosti Spraying Systém (Strauss et al. 2000)). Intenzita srážky byla $40 \text{ mm}\cdot\text{hod}^{-1}$ a sklon experimentální plochy 7%. Konstrukce simulátoru je uvedena na Obr. 4.4.



Obr. 4.4 Konstrukce laboratorního dešťového simulátoru

4.3 METODY ANALÝZY TRANSPORTU FOSFORU PŘI SRÁŽKO-ODTOKOVÉ UDÁLOSTI

Při simulacích a následné analýze syntetických srážko-odtokových událostí, byly při vybraných experimentech v letech 2012 až 2014 provedeny analýzy půdy a smyvu za účelem sledování transportu vybraných forem fosforu. Princip těchto analýz je stručně popsán v následujících kapitolách.

4.3.1 Celkový fosfor ve vodě/půdě

Pro půdní vzorek, nebo nefiltrovaný vzorek odtoku je možné stanovit koncentraci celkového fosforu kolorimetricky. Nejprve je vzorek mineralizován pomocí silné kyseliny. Tímto je veškerý fosfor převeden na rozpuštěné orthofosforečnany. Poté se stanoví celkový obsah fosforu jako obsah rozpuštěných orthofosforečnanů fosfomolybdenanovou metodou nebo iontovou chromatografií (ČSN EN ISO 6878 (75 7465) 2004).

Moderním způsobem stanovení celkového obsahu fosforu je využití metody (ICP-OES, Inductively Coupled Plasma) atomové emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (Hou & Jones 2000), jejíž hlavní výhodou je rychlost stanovení. Nevýhodou oproti dříve používanému kolorimetrickému stanovení je vyšší minimální detekovaná hodnota koncentrace. Vzhledem ke koncentracím celkového fosforu v odebraných vzorcích byla tato metoda využita pro stanovení celkového obsahu fosforu v půdních vzorcích i vzorcích vody odebraných v rámci prezentovaných simulací.

4.3.2 Přístupný fosfor v půdě

Biologicky dostupný fosfor zahrnuje rozpuštěné orthofosforečnany a část orthofosforečnanů navázaných na půdní částice (Pitter 2009). Pro jeho stanovení je využito extrahování přístupného fosforu dle Melich III. Fosfor je ze vzorků půdy extrahován pomocí silné kyseliny (pH 2,5). Extrakční činidlo má složení (Hou & Jones 2000): 0,2 M kyselina octová, 0,25 M dusičnan amonný, 0,015 M fluorit amonný, 0,013 M kyselina dusičná a 0,001M kyselina ethylendiamintetraoctová. V půdním extraktu se fosfor stanovuje spektrofotometricky jako fosfomolybdenová modř (Poláková et al. 2011).

4.3.3 Rozpuštěný fosfor ve odtoku/recipientu

Vzorek smyvu je filtrován přes filtr velikosti 0,45 μm . Poté je vzorek analyzován analogicky se vzorkem pro zjištění celkového obsahu fosforu. Obsah rozpuštěného fosforu je zjištěn metodou ICP-OES (Hou & Jones 2000). Aby bylo zamezeno rozkladným procesům ve vzorku, které by mohly ovlivnit obsah rozpuštěného fosforu, je třeba vzorek dopravit do laboratoře do 24 hodin od jeho odebrání (od srážko-odtokové události). Případně je možné vzorek fixovat koncentrovanou kyselinou dusičnou. Kyselina je do vzorku aplikována ve množství 0,5 ml na 100 ml vzorku. Tato fixace prodlouží možnou dobu transportu na cca 48 hodin (Sims 2000). Pro prezentované analýzy byla laboratoří deklarována nejistota měření 15%¹.

¹ Uvedená nejistota je rozšířená nejistota vypočtená za použití koeficientu rozšíření rovnajícího se 2 a charakterizuje s pravděpodobností 95% interval hodnot, ve kterém lze očekávat skutečnou hodnotu.

4.4 PRŮBĚH EXPERIMENTU, MĚŘENÉ VELIČINY

Experimenty in-situ jsou realizovány vždy na dvou plochách, které jsou od sebe vzdálené cca 2 m. První z nich je oseta (shodně s okolními pozemky), druhou plochou je kultivovaný úhor. Před simulací je plocha úhoru vždy zbavena veškerých zbytků rostlin, zkyprěna a zhutněna hutnícím válcem. Experiment s laboratorním dešťovým simulátorem byl realizován pouze na ploše s kultivovaným úhorem.

Prezentované experimenty byly realizovány v letech 2012 – 2014. Během této doby došlo k postupnému vývoji průběhu experimentů s mobilním dešťovým simulátorem i samotného zařízení dešťového simulátoru. Stejně tak během odběru a vyhodnocení vzorků smyvu (analyzovaných za účelem sledování transportu fosforu) byly postupně eliminovány nevhodné přístupy k odběru a vyhodnocení vzorků tak, aby bylo co nejlépe možné popsat proces transportu erozního fosforu. Z tohoto důvodu se jednotlivé prezentované experimenty vzájemně liší v řadě parametrů (intenzita srážky, počet vyhodnocených vzorků, typ a stav přítomné vegetace, velikost zadešťované plochy).

Při všech třech prezentovaných experimentech byl měřen průběh a celkové množství povrchového odtoku, množství nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku, byly odebrány vzorky půdy pro stanovení koncentrace TP a P_{M3} a vzorky povrchového odtoku pro stanovení koncentrace DP a TP. Ve vybraných experimentech byly odebrány rovněž vzorky smyvu pro stanovení vývoje zrnitostního složení transportovaného materiálu.

4.4.1 Povrchový odtok

Nejprve je zaznamenán čas vzniku povrchového odtoku od počátku simulace. Poté, co započne povrchový odtok, je v pravidelných intervalech zaznamenáván objem povrchového odtoku. Intervaly záznamu se během experimentu mění. Na počátku (prvních 10 minut od počátku povrchového odtoku) je objem odtoku postupně zaznamenáván po 1 minutě, následně (dalších 10 minut) je objem odtoku zaznamenáván v intervalu 2 minut po ustálení povrchového odtoku je interval záznamu objemu odtoku 5 minut.

4.4.2 Obsah nerozpuštěných látek, celkový transportovaný materiál

Spolu s odběrem povrchového odtoku jsou pravidelně odebírány vzorky smyvu, které jsou následně analyzovány z hlediska obsahu nerozpuštěných látek v laboratoři. Intervaly odběru vzorků smyvu jsou shodné s intervaly záznamu objemu odtoku. Odebrané vzorky jsou filtrovány přes filtrační papír (MN 640 d charakterizovaný obsahem popela do 0,01%, plošnou hmotností 85 g.cm⁻² a rychlostí filtrace 140 s, určený pro filtraci velmi jemných sraženin), vysušeny a následně zváženy. Celkové množství transportovaného materiálu je stanoveno výpočtem na základě koncentrace nerozpuštěných látek v odebraných vzorcích a celkového objemu odtoku.

4.4.3 Stanovení obsahu živin v povrchovém odtoku, recipientu a půdě

4.4.3.1 Měření 2012

Při třech simulacích byly odebrány vzorky smyvu za účelem zjištění obsahu fosforu a jeho vazebných partnerů v povrchovém odtoku. Doba odběru byla volena tak, aby povrchový odtok byl v té době již ustálený (při následném vyhodnocení průběhu povrchového odtoku se doba odběru ukázala jako příliš časná, protože odtok nebyl v době odběru ještě ustálený). Tři simulace byly vybrány tak, aby bylo možné porovnat

vliv stavu přítomné vegetace na množství transportovaných živin. U první simulace byl odebrán pouze vzorek smyvu z úhorové plochy, v případě následujících dvou simulací byl odebrán vzorek z obou experimentálních ploch. Součástí měření byl rovněž odběr vzorku vody využitý pro simulaci, ve které byla rovněž stanovena koncentrace celkového fosforu (TP) a rozpuštěného fosforu (DP).

Odebíráno bylo nefiltrovaný vzorek pro stanovení obsahu organického materiálu ztrátou žíháním, nefiltrovaný vzorek pro stanovení celkové koncentrace vybraných prvků ve smyvu (metodou ICP - OES (Hou & Jones 2000)). Touto metodou byl stanoven celkový obsah fosforu, hliníku, železa, vápníku, hořčíku a manganu. Dále byl odebrán filtrovaný vzorek (filtr 0,45 μm) pro stanovení koncentrace rozpuštěného fosforu ve vzorku.

Pro kompletní popis bilance fosforu při syntetické srážko-odtokové události byl dvakrát v lokalitě odebrán směsný vzorek půdy z úhorové plochy, na kterém byl stanoven obsah TP a P_{M3} (dle Melich III (Sims 2000)). Odběr směsného půdního vzorku svrchní vrstvy půdy byl proveden dle pokynů uvedených v literatuře (Klement 2014).

4.4.3.2 Měření 2013

Při čtyřech simulacích byly odebrány vzorky povrchového odtoku a vody využitý pro simulaci za účelem zjištění obsahu TP a DP v povrchovém odtoku. Při třech experimentech na ploše s kultivovaným úhorem bylo odebráno vždy 5 směsných vzorků, charakterizujících následující intervaly trvání povrchového odtoku:

- 1. - 4. minuta
- 5. - 8. minuta
- 9. – 14. minuta
- 15 – 30. minuta
- 30– 45. minuta

V případě třech experimentů na ploše s vegetací byl odebrán vždy jeden vzorek povrchového odtoku. Doba odběru byla volena tak, aby povrchový odtok byl již ustálený.

Pro kompletní popis bilance fosforu při syntetické srážko-odtokové události byl třikrát v lokalitě odebrán směsný vzorek půdy z úhorové plochy, na kterém byl stanoven obsah TP a P_{M3} (dle Melich III (Sims 2000)). Odběr směsného půdního vzorku svrchní vrstvy půdy byl proveden standardně dle metodických pokynů (Klement 2014).

4.4.3.3 Měření 2014

V roce 2014 byly realizovány celkem tři simulace v povodí Býkovického potoka. Prvním z nich byla realizována v červnu 2014 jako součást dvoudenní kampaně. Během této simulace bylo odebráno pět vzorků povrchového odtoku z experimentální plochy kultivovaného úhoru, tři vzorky z povrchového odtoku z experimentální plochy se vzrostlou vegetací. Oproti simulacím v předcházejícím roce byla sada odebraných vzorků rozšířena o tři vzorky podpovrchového odtoku.

Druhá simulace byla realizována v rámci experimentální kampaně v rakouském Petzenkirchemnu, která byla zaměřena na porovnání výsledků dvou terénních simulátorů deště (Kavka et al. 2015). Pomocí zařízení Katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství byly postupně zadešťovány tři shodné experimentální plochy s rozměry 5x2 m, které byly pokryty nevzrostlou vegetací. Během každého experimentu byly odebrány dva vzorky povrchového odtoku, které byly analyzovány

z hlediska koncentrace základních forem fosforu (DP, TP), zároveň byl sledován celkový objem povrchového odtoku, celkové množství transportovaného materiálu a zrnitostní složení smyvu.

Třetí simulace byla realizována pomocí laboratorního dešťového simulátoru Katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství. Syntetická srážka zatížila plochu kultivovaného úhoru s rozměry 4 x 0,9 m. Během bylo odebráno celkem 5 vzorků povrchového odtoku, které byly analyzovány z hlediska koncentrace základních forem fosforu (DP, TP). Dále byl vyhodnocen celkový objem povrchového odtoku, celkové transportované množství materiálu a zrnitostní složení smyvu. Půda využitá pro tento experiment byla odebrána v povodí Býkovického potoka.

Hlavním cílem odběru a následné analýzy vzorků povrchového odtoku během experimentů v roce 2014 bylo rozšíření sady měřených hodnot koncentrace DP, TP a koncentrace a zrnitostního složení nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku. V povodí Býkovického potoka i v povodí HOAL se nachází obdobný půdní typ (Kambisol, Glej a Pseudoglej). Pro experiment s laboratorním dešťovým simulátorem byl využit vzorek půdy z povodí Býkovického potoka. Měřené hodnoty mohou tedy být vzájemně porovnávány a využity k analýzám uvedeným v kapitole 7.

Součástí měření byl rovněž odběr vzorku vody využitý pro simulaci, ve které byla rovněž stanovena koncentrace celkového a rozpuštěného fosforu.

4.4.4 Stanovení zrnitostního složení smyvu

Stanovení zrnitostního složení půdy se skládá ze dvou základních částí (ČSN CEN ISO/TS 17892-4 2005):

Sítový rozbor - prosévání na sítích standardizované řady pro zrna větší než 0,06 mm (písčítá až šterkovitá).

Hustoměrná metoda - pro zrna menší než 0,06 mm (prachovitá), vychází ze Stokesova usazovacího zákona, udávajícího vztah mezi průměrem zrn a rychlostí jejich usazování v kapalině.

Pro zajištění dostatečné přesnosti obou částí zrnitostního rozboru, je zapotřebí dostatečné množství zkoumané půdy (60g). Dle výsledků z měření v roce 2012 byla zjištěna průměrná koncentrace smyvu cca 15 g.l⁻¹. Na základě těchto podmínek bylo během simulace odebráno celkem 20 vzorků s objemem 1,5 l. Pro zajištění dostatečného množství smyvu ve vzorku byly vždy 4 po sobě jdoucí vzorky smíchány, čímž bylo vytvořeno 5 směsných vzorků, charakterizujících postupně 5 fází srážko-odtokové události. Těchto pět vzorků z každé simulace bylo vysušeno a předáno do laboratoře k zrnitostnímu rozboru.

5 VÝSLEDKY MĚŘENÍ

5.1 VYHODNOCENÍ SIMULACÍ V ROCE 2012 Z HLEDISKA TRANSPORTU ŽIVIN

V rámci tří simulací byly realizovány tři experimenty na ploše s kultivovaným úhorem a dva experimenty na ploše s vegetací (oves jarní). Během těchto experimentů byly odebrány vzorky povrchového odtoku, které byly analyzovány z hlediska koncentrace fosforu (TP a DP) a jeho významných vazebných partnerů. Zároveň byl během roku 2012 v lokalitě dvakrát odebrán směsný vzorek půdy, který byl analyzován z hlediska koncentrace TP a P_{M3} . Výsledky těchto analýz jsou zpracovány v Tab. 5.1.

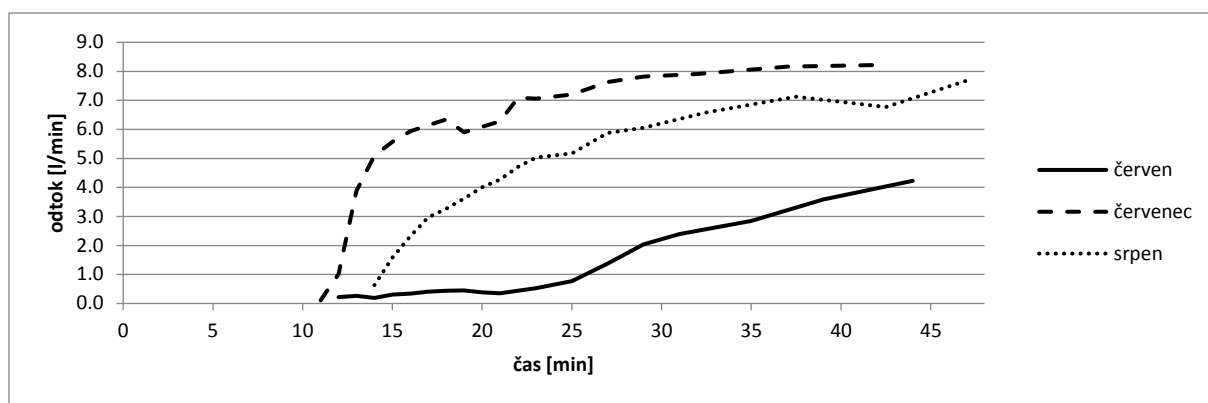
Tab. 5.1 Shrnutí tří simulací z roku 2012 s vyhodnocením transportu vybraných živin

		červen		červenec		srpen	
		oves jarní	kultivovaný úhor	oves jarní (fáze zrání)	kultivovaný úhor	oves jarní (plná zralost)	kultivovaný úhor
délka trvání povrchového odtoku	[min]	-	55	44	48	86	76
obsah OM (ztráta žiháním)	[mg.l ⁻¹]	-	-	64	1700	116	1390
Ca	[mg.l ⁻¹]	-	110	46	139	50	135
Mg	[mg.l ⁻¹]	-	8	18	286	10	273
Al	[mg.l ⁻¹]	-	317.00	21.40	511.00	1.56	479.00
Fe	[mg.l ⁻¹]	-	331.00	25600.00	522.00	1.90	499.00
Mn	[mg.l ⁻¹]	-	7.93	0.56	12.30	0.20	11.40
TP	[mg.l ⁻¹]	-	24.50	1.10	34.00	0.02	29.80
DP	[mg.l ⁻¹]	-	0.099	0.081	0.147	0.001	0.172
P partikulovaný	[mg.l ⁻¹]	-	24.4	1.0	33.9	0.0	29.6
konc. NL	[g.l ⁻¹]	-	11.2	0.6	22.0	0.5	15.0

5.1.1 Transport fosforu a jeho vazebných partnerů

Při pohledu na celkové shrnutí výsledků (viz Tab. 5.1) naměřených při pěti experimentech (během tří simulací) v roce 2012 je zřejmé, že přítomnost vegetace má zcela zásadní význam z hlediska transportu živin při srážko-odtokových a erozních událostech. Ve všech sledovaných parametrech jsou hodnoty koncentrace sledované složky ve smyvu v případě smyvu z plochy s vegetací řádově nižší, než jsou hodnoty koncentrace této složky ve smyvu z plochy úhorové.

Obr. 5.1 zobrazuje průběh povrchového odtoku tří experimentů na ploše kypřeného úhoru, při kterých byl analyzován transport fosforu a jeho vazebných partnerů. Z průběhu odtoku je zřejmé, že experimenty se výrazně liší svojí délkou. Aby bylo možné jednotlivé syntetické srážko-odtokové události mezi sebou snadno porovnat, byla pro další hodnocení z celkového průběhu vybrána jen část, která je společná pro všechny tři epizody (tj. 48,5 minut od počátku experimentu). Hlavní pozornost je pak zaměřena na porovnání výsledků pro plochu obdělávanou jako kultivovaný úhor.



Obr. 5.1 Celkový průběh povrchového odtoku během experimentů na úhorové ploše. Intenzita syntetické je srážky 60 mm·hod⁻¹.

Souhrnné výsledky pro tři experimenty s kultivovaným úhorem zobrazené v Tab. 5.2 ukazují, že celkový objem odtoku i celkové množství transportovaného půdního materiálu se pro tři syntetické srážky realizované na úhorové ploše značně liší. Rozdíl mezi jednotlivými experimenty je možné považovat za důsledek různé infiltrační kapacity půdy, která je značně ovlivněna počáteční vlhkostí půdy. Výrazně nižší objem odtoku v případě srážky z června 2012 je zřejmě způsoben dobrými infiltračními vlastnostmi půdy.

V Tab. 5.3 jsou uvedeny počáteční vlhkosti půdy i vlhkosti změřené po experimentu. V případě experimentu z června 2012 je rozdíl těchto dvou vlhkostí maximální.

Tab. 5.2 Celkové charakteristiky třech experimentů provedených na úhorové ploše

		červen	červenec	srpen
srážková intenzita	[mm.min ⁻¹]	1.0	1.0	1.0
doba trvání srážky	[min]	48.5	48.5	48.5
celkový úhrn	[mm]	48.5	48.5	48.5
celkový objem srážky	[l]	776.0	776.0	776.0
celkový objem odtoku	[l]	75.3	232.7	192.0
celkový smyv	[g]	730.4	5863.8	3128.3
celkový transportovaný P	[mg]	2466.9	9281.5	6297.8
transportovaný P rozpuštěný	[mg]	21.4	54.2	50.6
transportovaný P partikulovaný	[mg]	2445.5	9227.3	6247.2

Pozn.

Červeně zvýrazněné hodnoty byly stanoveny výpočtem.
 Charakteristiky jsou vztaženy k délce srážky 48.5 minut určené dle nejkratší simulace

Tab. 5.3 Hodnoty objemové vlhkosti měřené před a po experimentu

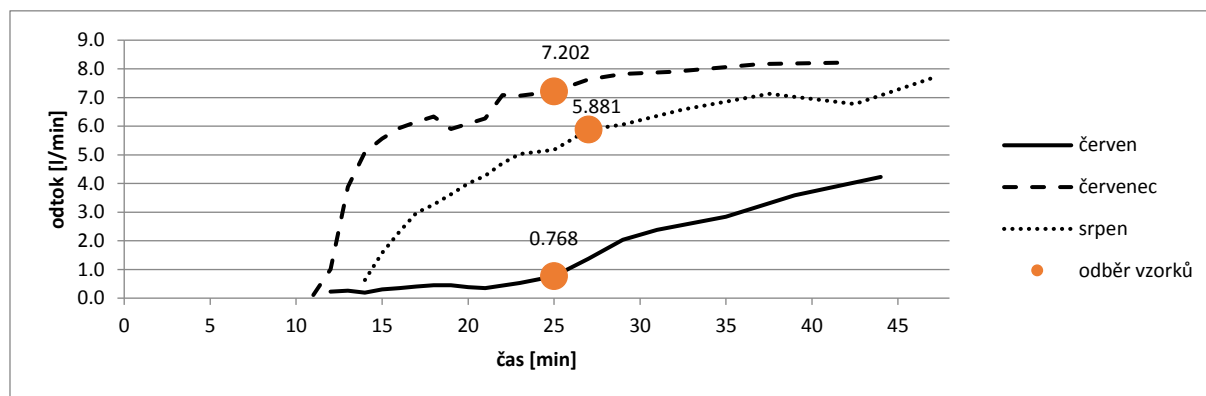
	2012 červen	2012 červenec	2012 srpen
objemová vlhkost před simulací [%]	21.4	29.4	26.1
objemová vlhkost po simulaci [%]	32.3	36.3	35.1

Hodnoty celkového transportovaného množství fosforu při vyhodnocovaných experimentech byly určeny zjednodušeným výpočtem na základě jednoho vyhodnoceného vzorku, odebraného během každého experimentu. Množství fosforu bylo pro jednotlivé intervaly vyhodnoceno v závislosti na celkovém objemu odtoku zjištěním pro každý tento interval.

Uvažovaná závislost mezi celkovou koncentrací fosforu a objemem odtoku však není zcela správná. Během srážkové události se mění koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku a zrnitostní složení transportovaného materiálu. Živiny (včetně fosforu) jsou vázány především na jemnou frakci půdy, která má větší měrný povrch. V důsledku toho se během experimentu spolu se zrnitostním složením transportovaného materiálu mění také koncentrace živin ve smyvu z experimentálních ploch. Tato skutečnost je běžně vyjadřována vztahem negativní závislosti mezi velikostí smyvu a poměrem obohacení půdy (Sharpley 1985).

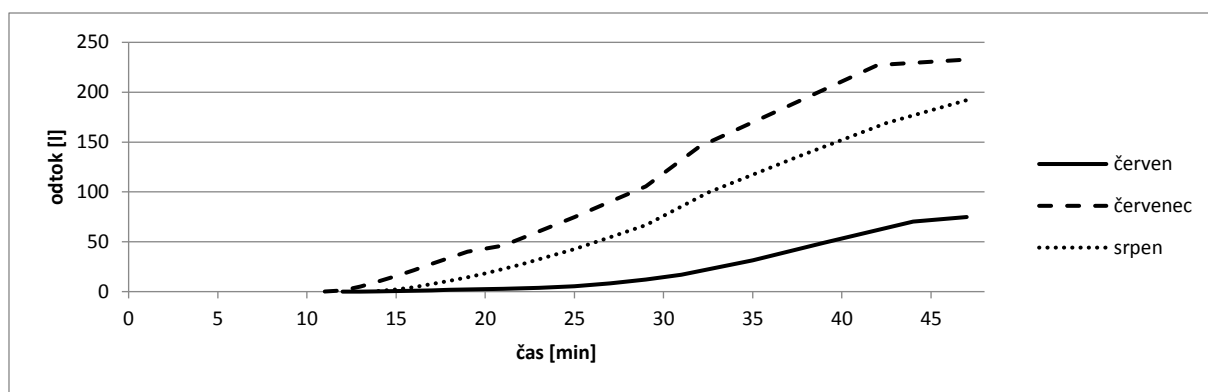
V následujících grafech (Obr. 5.2 až Obr. 5.5) je zaznamenán průběh tři hodnocených experimentů z hlediska objemu odtoku, množství transportovaného materiálu a koncentrace nerozpuštěných látek. V grafech je zobrazena pouze část experimentu do času 48,5 minut od počátku experimentu (hodnota byla zvolena dle nejkratší simulace). Zvýrazněny jsou časy, ve kterých byly odebrány vzorky na vyhodnocení transportu živin během experimentů.

Z průběhu povrchového odtoku (viz Obr. 5.2) je zřejmé, že vzorky nebyly odebrány při ustáleném povrchovém odtoku, ale dříve v době, kdy intenzita povrchového odtoku stále rostla. Zvolená doba odběru se při vyhodnocení experimentu ukázala jako příliš časná. Pro odběr vzorku ustáleného smyvu je vhodnější odběr cca ve 35. minutě experimentu což odpovídá přibližně 25 minutám od počátku povrchového odtoku.



Obr. 5.2 Průběh povrchového odtoku (omezený na 48,5 minut) během simulací na úhorové ploše. Intenzita syntetické srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$

Součtový graf průběhu povrchového odtoku (Obr. 5.3) ukazuje na značný rozdíl v celkovém objemu povrchového odtoku zachyceného během experimentu mezi jednotlivými experimenty. Nejvýraznější je pak rozdíl mezi experimentem realizovaným v červnu a v červenci. Tento rozdíl, který koresponduje s hodnotami uvedenými v Tab. 5.2 odpovídá výrazně rozdílné vlhkosti půdy (viz Tab. 5.3) a tím také infiltrační kapacitě půdy při jednotlivých experimentech.

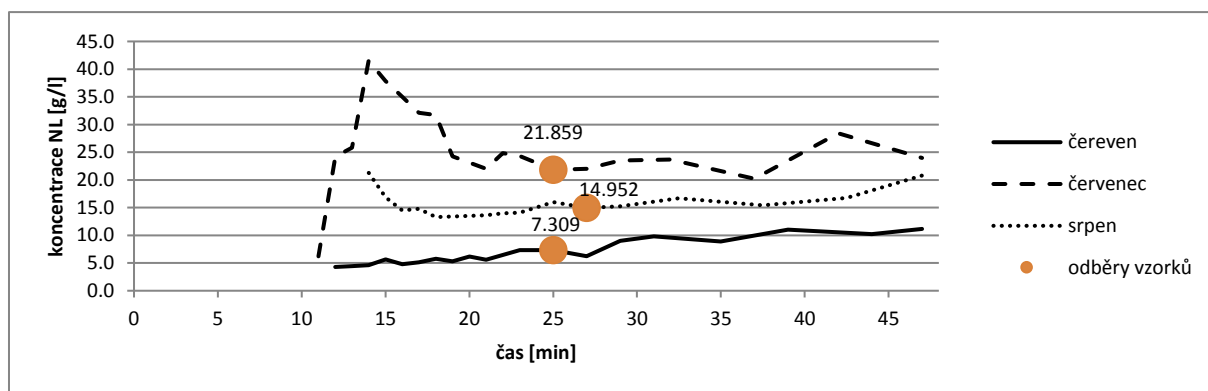


Obr. 5.3 Průběh povrchového odtoku během simulací na úhorové ploše – kumulativně. Intenzita syntetické je srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$.

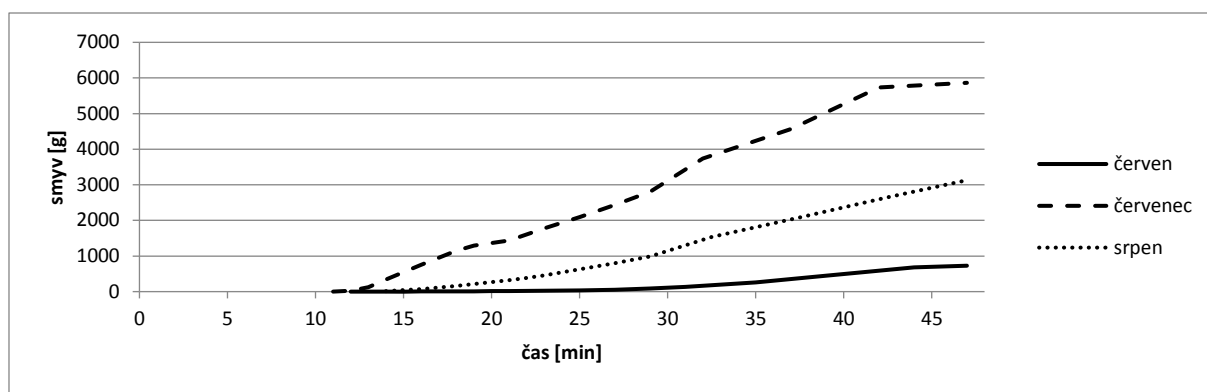
Naopak z hlediska koncentrace nerozpuštěných látek byly vzorky odebírány v době, kdy tato koncentrace je relativně ustálená (viz Obr. 5.4). Z průběhu koncentrace nerozpuštěných látek je zřejmé, že během experimentu je nejvyšší koncentrace nerozpuštěných látek na počátku, kdy jsou transportovány půdní částice uvolněné při kypření. Poté koncentrace nerozpuštěných látek klesá a k jejímu opětovnému nárůstu dojde ke konci experimentu (cca 40. minuta srážky). Tento nárůst je způsoben soustředováním povrchového odtoku, který má vyšší erozní účinek.

Na rozdíl od průběhu odtoku byly z hlediska koncentrace nerozpuštěných látek vzorky odebrány ve vhodnou dobu, kdy byla tato koncentrace ustálená.

Součtový graf transportovaného půdního materiálu (Obr. 5.5) ukazuje (stejně jako součtový graf povrchového odtoku) velký rozdíl v celkovém množství nerozpuštěných látek v zachyceném povrchovém odtoku. Rozdíly mezi jednotlivými experimenty jsou v tomto případě ještě zřetelnější, než je tomu u hodnot povrchového odtoku.



Obr. 5.4 Průběh koncentrace nerozpuštěných látek (omezený na 48,5 minut) během simulací na úhorové ploše. Intenzita syntetické je srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$.



Obr. 5.5 Průběh transportu půdního materiálu během simulací – kumulativně. Intenzita syntetické je srážky 60 mm·hod.⁻¹

5.1.2 Vyhodnocení obsahu fosforu v půdě v roce 2012

V roce 2012 byly provedeny dva odběry půdních vzorků, které byly analyzovány z hlediska celkového obsahu fosforu (TP) a obsahu biologicky dostupného fosforu P_{M3} (dle Melich III). První odběr byl realizován 9. srpna 2012 před simulací, která nebyla vyhodnocována z hlediska transportu fosforu. Druhý odběr byl proveden před třetí vyhodnocovanou simulací (tj. 23. srpna 2012).

Tab. 5.4 Hodnoty obsahu fosforu v půdě naměřené v roce 2012

datum odběru			09.08.12	23.08.12
podíl sušiny ve vzorku		[%]	85.9	84.2
sušina	TP	[mg.kg ⁻¹]	4000.0	3560.0
	P_{M3}	[mg.kg ⁻¹]	nehodnoceno	154.0
nevysušený vzorek	TP	[mg.kg ⁻¹]	3435.2	2998.9
	P_{M3}	[mg.kg ⁻¹]	nehodnoceno	129.7

Naměřené hodnoty, které jsou zobrazeny v Tab. 5.4 ukazují, že celkový obsah fosforu v půdě se pohybuje okolo 3,5 g.kg⁻¹. Tato hodnota je přibližně dvojnásobná, než hodnoty uváděné v literatuře (Matula 2012).

Obsah P_{M3} vyhodnocen pouze z jednoho vzorku. Zjištěná hodnota 129,7 mg.kg⁻¹ byla porovnána s koncentracemi P_{M3} měřené v blízké lokalitě stálých experimentálních ploch, kde se hodnoty obsahu biologicky dostupného fosforu pohybují během celého toku okolo 120 mg.kg⁻¹. Následně byla měřená koncentrace P_{M3} (129,7 mg.kg⁻¹) využita pro další analýzy.

Hodnoty celkového obsahu fosforu ve smyvu (vztaženo k sušině) byly vypočteny dvěma způsoby, které jsou popsány následujícími rovnicemi:

$$TP_1 = \frac{TP_i \cdot V_{celk}}{S_{celk}}$$

R. 5-1

kde:

TP₁ - celkový obsah fosforu ve smyvu [mg.g⁻¹]

TP_i - koncentrace fosforu v i-tém vzorku [mg.l⁻¹]

V_{celk} - celkový objem odtoku [l]

S_{celk} - celková hmotnost transportovaného půdního materiálu [g]

$$TP_2 = \frac{TP_i \cdot V_i}{S_i}$$

R. 5-2

kde:

TP₂ - celkový obsah fosforu ve smyvu [mg.g⁻¹]

TP_i - koncentrace fosforu v i-tém vzorku [mg.l⁻¹]

V_i - celkový objem odtoku [l]

S_i - celková hmotnost transportovaného půdního materiálu [g]

První rovnice (R. 5-1) stanovuje celkový obsah fosforu ve smyvu na základě celkového objemu odtoku a celkového množství transportovaného půdního materiálu. Druhý způsob (rovnice R. 5-2) stanovuje obsah fosforu ve smyvu na základě objemu odtoku a množství transportovaného půdního materiálu odpovídající intervalu, ve kterém byl vzorek odtoku pro analýzu koncentrace fosforu odebrán.

Hodnoty vypočtené oběma metodami jsou nižší, než je průměrný obsah fosforu v půdě získaný analýzou vzorku půdy. Tato skutečnost je zřejmě dána tím, že se během experimentu se mění zrnitostní složení smyvu a v odebraném vzorku odtéká specifická frakce půdy.

Hodnoty obsahu fosforu ve smyvu získané na základě celkových hodnot odtoku a transportovaných nerozpuštěných látek jsou nižší než hodnoty vypočtené podle jednoho vzorku (viz Tab. 5.5). Tato skutečnost poukazuje na možnou změnu zrnitostního složení během simulace a tím změnu obsahu fosforu v povrchovém odtoku v průběhu experimentu.

Tab. 5.5 Porovnání celkového obsahu ve smyvu a v půdě

		červen	červenec	srpen
TP odtok - měřeno	[mg.l ⁻¹]	24.5	34	29.8
Smyv vzorek	[g]	11.2	157.4	175.8
Smyv celkem	[g]	75.3	232.7	192
Odtok vzorek	[l]	1.5	14.4	11.8
Odtok celkem	[l]	730.4	5863.8	3128.3
TP ₂	[mg.g ⁻¹]	3.4	3.1	2
TP ₁	[mg.g ⁻¹]	2.5	1.3	1.8
TP. půda, průměr měřených hodnot	[mg.g ⁻¹]	3.8		
Poměr obohacení ER ₂ *	[-]	0.9	0.8	0.5
Poměr obohacení ER ₁ **	[-]	0.7	0.4	0.5

* vypočteno jako poměr TP₂/TP

* vypočteno jako poměr TP₁/TP

5.1.3 Zhodnocení výsledků vzhledem k dalšímu měření v roce 2013

Prezentované výsledky analýzy transportu fosforu během srážko-odtokových událostí z roku 2012 ukázaly, že celkové množství transportovaného fosforu úzce koreluje s celkovým množstvím transportovaného půdního materiálu, které je značně ovlivněno přítomností vegetačního krytu.

Většina transportovaného fosforu je ve formě partikulované (tj. vázané na částice smyvu). Rozpuštěný fosfor tvoří malý podíl z celkového množství transportovaného fosforu. Tento podíl se však významně liší pro dvě experimentální plochy s různým pokryvem půdy.

Při obohacení smyvu celkovým fosforem (pro experimentální plochu s kultivovaným úhorem) byly využity dvě metody vyhodnocení odebraných vzorků smyvu. V případě vyhodnocení s využitím celkového objemu odtoku a celkového množství transportovaného půdního materiálu (ER₁) byla výsledná čísla nižší, než v případě výpočtu s využitím objemu odebraného vzorku a množství nerozpuštěných látek v tomto vzorku (ER₂). Tato skutečnost je dána změnou koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku a zároveň poukazuje na možnou změnu zrnitostního složení transportovaného materiálu během srážko-odtokové události. V obou variantách výpočtu by obsah fosforu ve smyvu nižší, než je obsah fosforu v půdě (ER<1). Lze předpokládat, že tato skutečnost je způsobena tím, že v odebraném vzorku smyvu je menší podíl zrnitostní frakce, na kterou je fosfor převážně vázán.

Na základě těchto výsledků byla provedena detailní analýza průběhu zrnitostního složení smyvu a koncentrace rozpuštěného i celkového fosforu v odtoku během tří experimentů v roce 2013. Výsledky těchto analýz jsou shrnuty v kapitole 5.2

5.2 VYHODNOCENÍ SIMULACÍ V ROCE 2013 Z HLEDISKA TRANSPORTU FOSFORU A PRŮBĚHU ZRNITOSTNÍHO SLOŽENÍ SMYVU

V roce 2013 byly realizovány 4 simulace zaměřené na sledování transportu fosforu a změny zrnitostního složení během srážko-odtokových událostí. V rámci tří experimentů realizovaných na ploše s kultivovaným úhorem bylo vždy odebráno 5 vzorků povrchového odtoku během každého experimentu. Během tří experimentů na ploše s vegetací (pšenice jarní) byl vždy odebrán jeden vzorek povrchového odtoku. Odběr tohoto vzorku byl proveden v době ustáleného povrchového odtoku. V odebraných vzorcích byla následně zjištěna koncentrace TP (mg.l^{-1}) a DP (mg.l^{-1}).

Spolu se vzorky povrchového odtoku byly před třemi simulacemi odebrány směsné vzorky půdy pro stanovení koncentrace TP a P_{M3} v půdě. Výsledné hodnoty koncentrace fosforu (jeho vybraných forem) v odtoku a půdě jsou uvedeny v Tab. 5.6 a Tab. 5. 5.7.

Během dvou simulací byly odebírány vzorky povrchového odtoku, které byly následně analyzovány z hlediska zrnitostního složení transportovaného materiálu.

Tab. 5.6 Výsledky experimentů realizovaných v roce 2013

	typ plochy	TP [mg.l ⁻¹]	DP [mg.l ⁻¹]	DP/TP [-]	konc. NL [g.l ⁻¹]	celkový odtok [l]	odtok TP [mg]	odtok DP [mg]
17.5.2013	pšenice jarní (fáze odnožování)	1.0	0.13	0.13	1.5	429	411	54
7.6.2013	kultivovaný úhor	23.5	0.26	0.01	12.3	19	8120	117
		15.5	0.23	0.01	16.9	45		
		14.3	0.22	0.02	15.8	88		
		21.1	0.21	0.01	15.1	146		
		10.8	0.21	0.02	15.4	243		
	pšenice jarní (fáze sloupkování)	0.7	0.16	0.22	0.3	282	206	33
10.7.2013	kultivovaný úhor	4.0	0.19	0.05	21.7	8		47
		9.6	0.19	0.02	27.5	22		
		10.7	0.15	0.01	22.5	51		
		11.2	0.13	0.01	17.3	95		
		8.8	0.16	0.02	12.6	134		
	pšenice jarní (fáze metání)	0.9	0.26	0.28	1.2	29	28	8
5.9.2013	kultivovaný úhor	19.9	0.28	0.01	15.3	21	3174	89
		9.4	0.19	0.02	22.4	45		
		6.5	0.17	0.03	23.6	81		
		5.4	0.16	0.03	22.0	152		
		4.8	0.17	0.04	17.9	208		

Tab. 5. 5.7 Koncentrace TP a PM3 v půdě

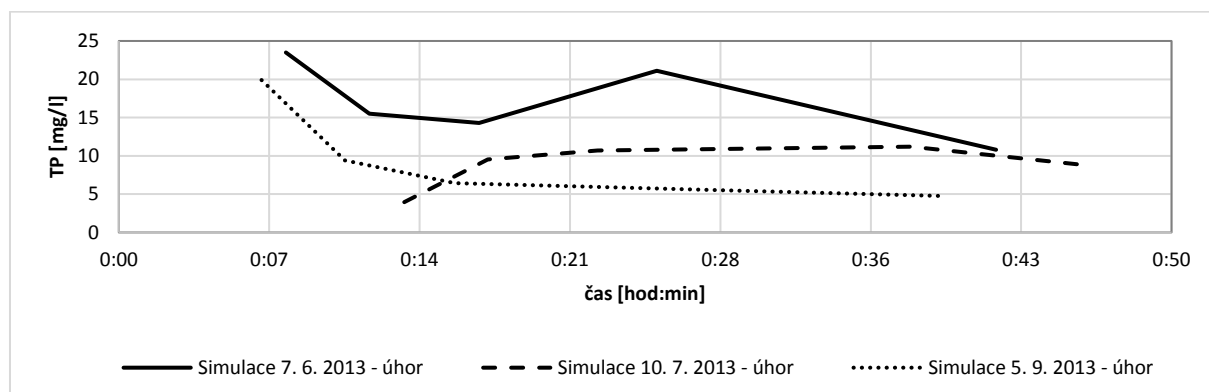
datum odběru	sušina		nevysušený vzorek	
	TP	P _{M3}	TP	P _{M3}
	[mg·kg ⁻¹]	[mg·kg ⁻¹]	[mg·kg ⁻¹]	[mg·kg ⁻¹]
7. 6. 2013	3150	78.9	2699.55	67.6173
10. 7. 2013	2950	108	2675.65	97.956
5. 9. 2013	1340	88.3	1163.12	76.6444

5.2.1 Vývoj koncentrace fosforu v odtoku během simulace

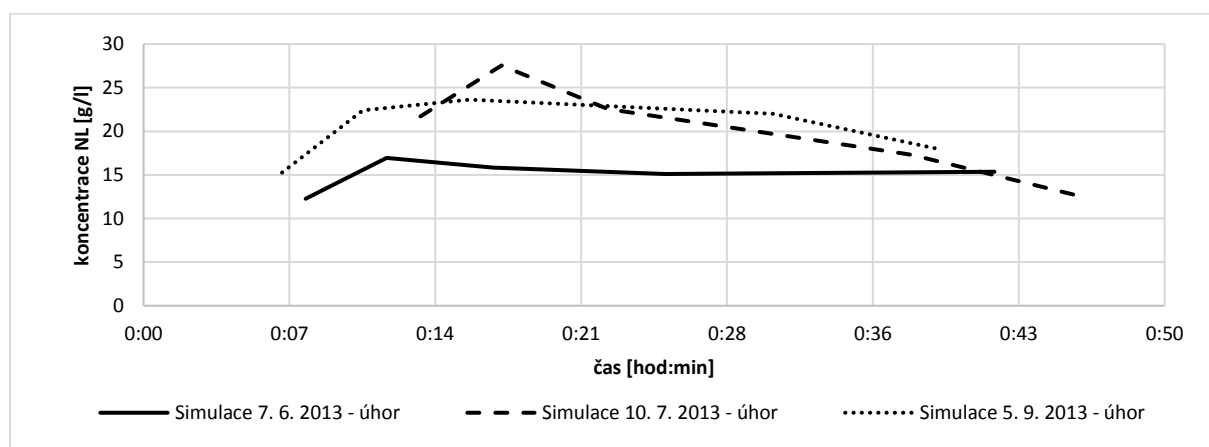
Průběh koncentrace TP v odtoku zobrazený na Obr. 5.6 se pro tři prezentované experimenty realizované na úhorové ploše výrazně liší. V případě první a třetí simulace je zřejmý postupný pokles koncentrace v čase. V případě druhé simulace dochází krátce po započetí povrchového odtoku k výraznému nárůstu koncentrace TP, tento nárůst odpovídá významnému zvýšení koncentrace NL ve smyvu, který je patrný z Obr. 5.7.

Průběh koncentrace DP (viz Obr. 5.8) je nezávislý na průběhu koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku. Ve všech třech prezentovaných srážko-odtokových experimentech dochází během simulace k poklesu koncentrace DP v odtoku.

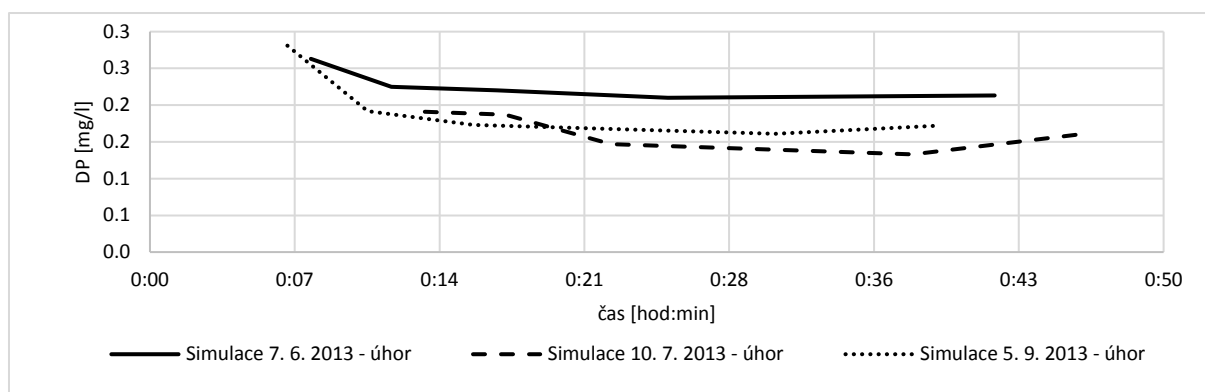
Obr. 5.9 prezentuje průběh podílu DP/TP. Tento průběh je opět značně ovlivněn proměnlivou koncentrací NL v odtoku, která má zásadní vliv na koncentraci TP a tím i na průběh sledovaného podílu. V případě prvního a třetího prezentovaného experimentu je zřejmý nárůst zastoupení DP v celkovém fosforu ve smyvu, který je způsoben značným poklesem koncentrace TP a pouze mírným poklesem koncentrace DP ve smyvu (viz Obr. 5.8 a Obr. 5.9). V případě druhého experimentu je průběh na počátku ovlivněn prudkým nárůstem koncentrace NL a TP. Z tohoto důvodu dochází na počátku simulace k poklesu podílu DP/TP.



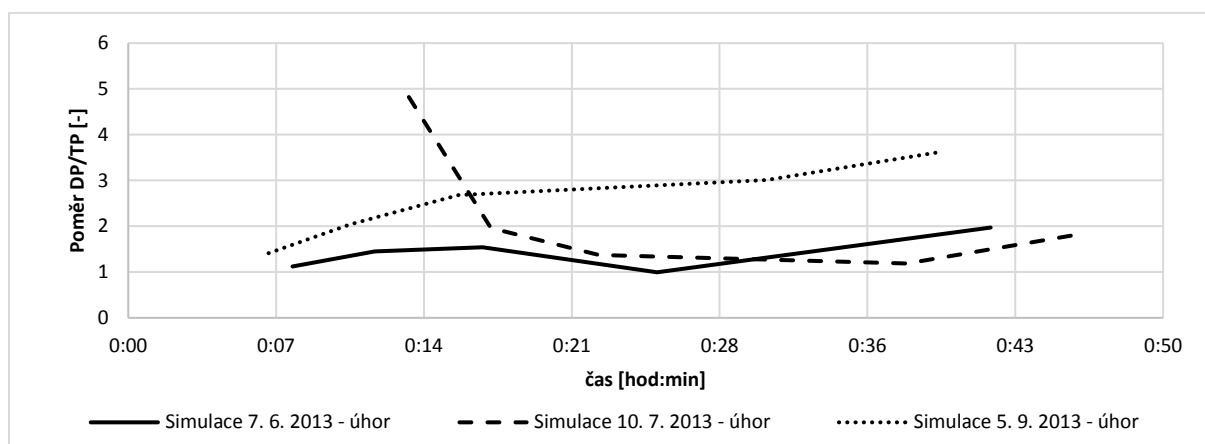
Obr. 5.6 Koncentrace TP během simulace nemá charakteristický průběh



Obr. 5.7 Průběh koncentrace NL během simulace



Obr. 5.8 Koncentrace DP mírně klesá

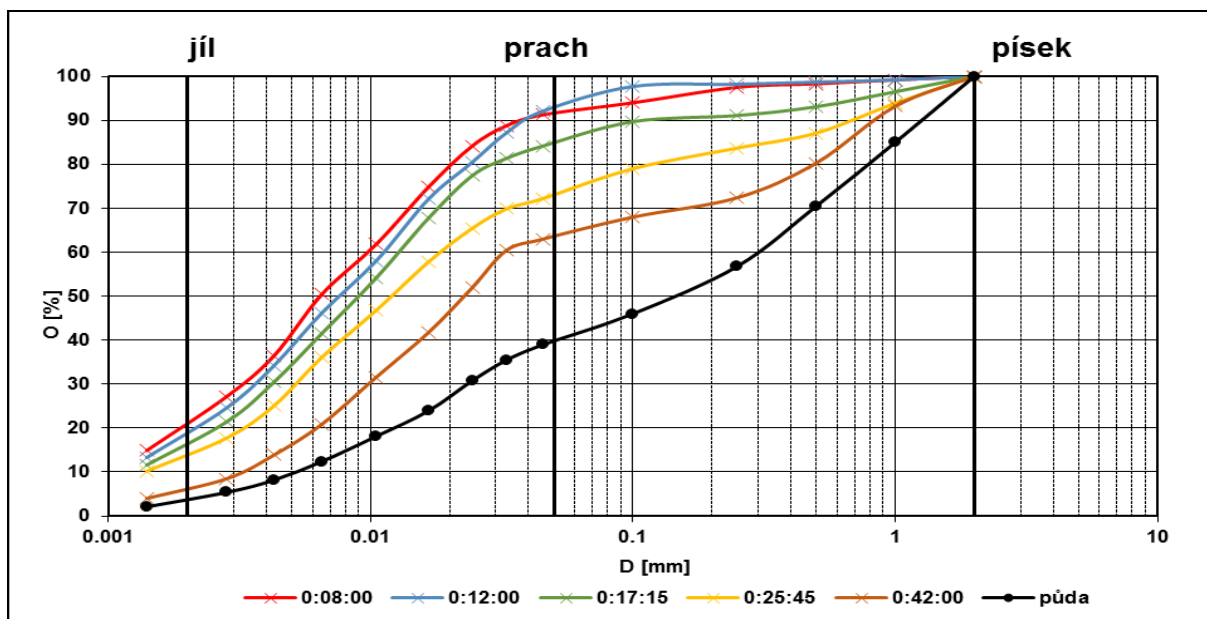


Obr. 5.9 Poměr DP/TP během simulace je silně ovlivněn koncentrací NL

5.2.2 Vývoj zrnitostního složení smyvu během srážko-odtokové události

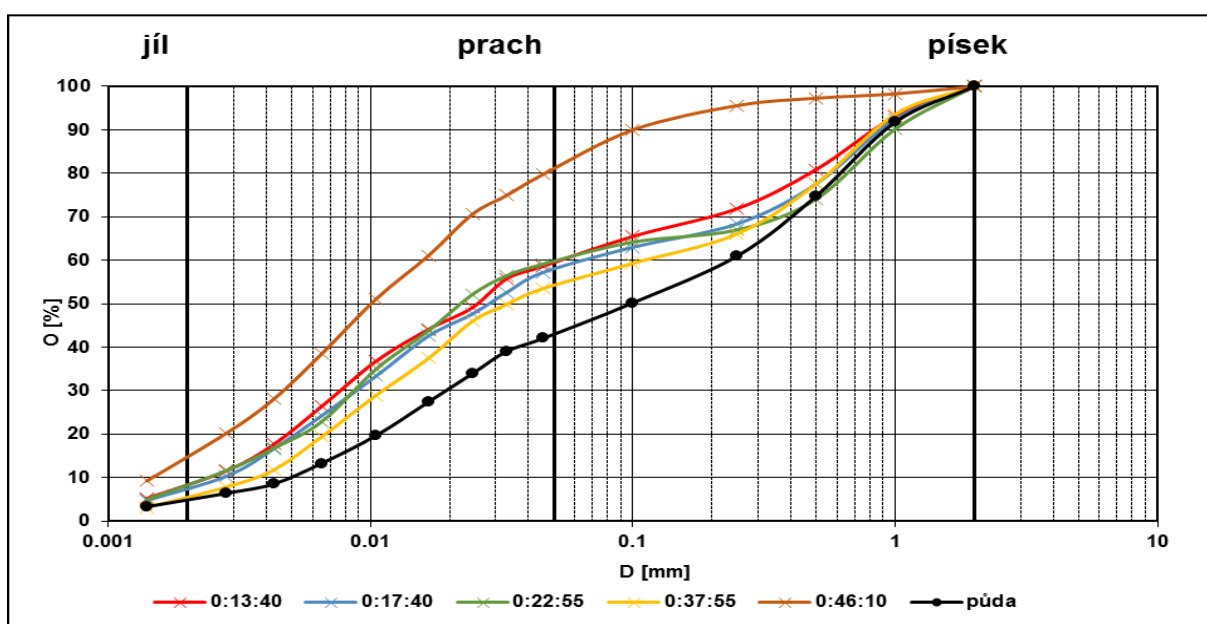
Výsledky zkoumání jsou prezentovány pro první dvě simulace, které byly realizovány během roku 2013. První simulace proběhla 7. června 2013, druhá 10. července 2013. Všechny prezentované výsledky odpovídají měření na ploše s kultivovaným úhorem, který byl před simulací nakypřen a poté zhuštěn hutnicím válcem.

Na Obr. 5.10 jsou znázorněny zrnitostní křivky smyvu během 1. simulace. Z tohoto grafu vyplývá, že na počátku simulace dochází k erozi a následnému transportu především jemných – prachových a jílovitých částic. Během trvání simulace (srážko-odtokové události) erozní schopnost povrchového odtoku roste. V důsledku toho podíl těchto jemných částic ve smyvu klesá na úkor hrubší frakce – písek. Během celé srážko-odtokové události trávající cca 45 minut je v transportovaném materiálu vždy větší zastoupení jemných frakcí než v půdním vzorku odebraném před simulací.



Obr. 5.10 Průběh zrnitostního složení během simulace v červnu 2013

Průběh zrnitostního složení smyvu během 2. prezentované simulace je odlišný (viz Obr. 5.11). Po většinu simulace se zrnitostní složení smyvu příliš nemění. Zůstává relativně shodné se zrnitostním složením půdy. Na konci experimentu dojde k náhlé značné změně zrnitostního složení. V transportovaném materiálu v této fázi simulace se výrazně zvýší podíl především prachových částic na úkor částic písku



Obr. 5.11 Průběh zrnitostního složení během simulace v červenci 2013

Výraznou odlišnost v průběhu zrnitostního složení smyvu během dvou zkoumaných experimentů lze vysvětlit odlišnou vlhkostí půdy na počátku těchto experimentů (Tab. 5.3).

V případě první simulace (červen 2013) byla vlhkost půdy výrazně vyšší (29 %). I přes její nakypření a následné zhutnění si půda zachovala vyšší odolnost vůči erozi. Erozní účinek dešťových kapek na počátku simulace nebyl dostatečný pro narušení půdní

struktury, a proto dochází na počátku k transportu převážně jemných, snadno erodovatelných částic.

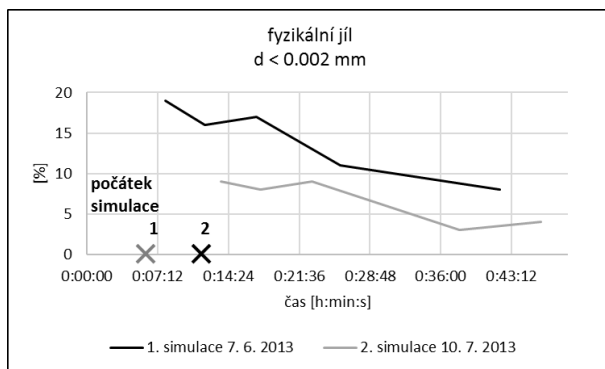
Při druhém experimentu byla půdní vlhkost poměrně nízká (14 %). Poměrně suchá půda v důsledku nakypření a hutnění ztratila značnou část své soudržnosti. Z tohoto důvodu stačí již poměrně nízký erozní účinek dešťových kapek a povrchového odtoku pro transport i hrubších půdních frakcí.

Tab. 5.8 Změna vlhkosti půdy během vyhodnocovaných simulací

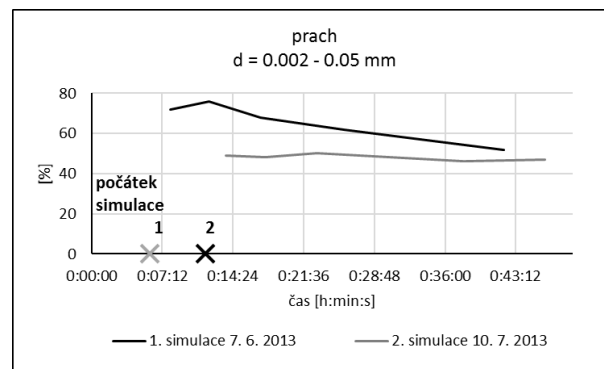
datum odběru	vlhkost [%]	
	před simulací	po simulaci
7. 6. 2013	29	34
10. 7. 2013	14	30

Vzhledem k tomu, že půdní a vnější podmínky (především vlhkost, intenzita větru, intenzita slunečního záření, teplota apod.) nebyly při obou experimentech zcela shodné, nastal při experimentech počátek povrchového odtoku v různém čase od počátku experimentu (1. simulace 6 minut od počátku simulace, 2. simulace 13 minut od počátku simulace).

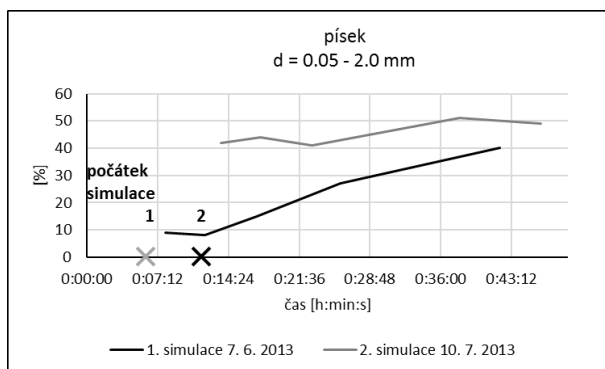
Pro lepší srovnání obou experimentů byly výsledky doplněny o Obr. 5.12 – Obr. 5.15, ve kterých jsou znázorněny průběhy zastoupení jednotlivých sledovaných frakcí v čase vztaheném k počátku simulace. Číselné hodnoty zastoupení jednotlivých frakcí během simulací jsou uvedeny v Tab. 5.9.



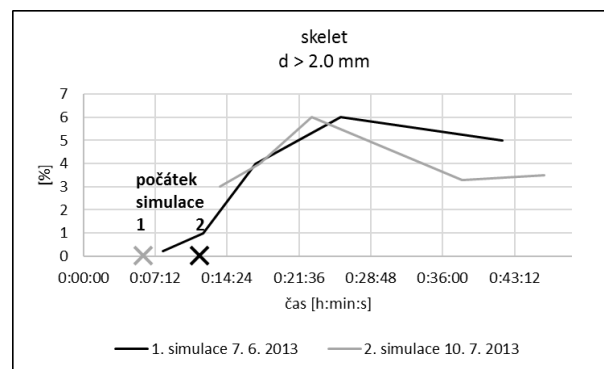
Obr. 5.12 Zastoupení částic jílu ve smyvu klesá



Obr. 5.13 Zastoupení částic prachu ve smyvu klesá



Obr. 5.14 Zastoupení částic písku ve smyvu roste



Obr. 5.15 Zastoupení částic skeletu ve smyvu

Z obrázků Obr. 5.12 - Obr. 5.15 je zřejmé, že i přes poměrně značně odlišný průběh zrnitostního složení během dvou experimentů z obecného hlediska oba experimenty ukazují obdobné výsledky. V případě obou experimentů během simulace postupně klesá podíl jílových částic ve smyvu a zároveň mírně klesá zastoupení prachových částic. Podíl písku se naopak v obou případech během srážko-odtokové události zvyšuje (v případě červené simulace z 10 až na 40 %).

Obdobně se při obou simulacích chovají i částice větší než 2 mm (tzv. půdní skelet). Jeho zastoupení je na počátku simulace nejnižší, během simulace narůstá a v závěru experimentu opět klesá. V obou případech dosahuje maximální podíl skeletu cca 6 % a nastává přibližně v polovině trvání experimentu (cca 25 minut).

Z obrázků vyplývá, že smyv při první simulaci (červen 2013) byl vyšší podíl jílových a prachových částic a naopak nižší podíl hrubší frakce – písek a půdní skelet. Tato skutečnost odpovídá odlišnostem zobrazeným na Obr. 5.10 a Obr. 5.11. Číselně jsou výše uvedené průběhy dokumentovány v Tab. 5.9.

Tab. 5.9 Procentuální zastoupení frakcí ve směsných vzorcích smyvu (vz. 1.1 – 1.5 charakterizují 1. vyhodnocenou simulaci z června 2013, vz. 2.1 – 2.5 charakterizují 2. vyhodnocenou simulaci z července 2013)

vzorek č.	fyz. jíl	prach	písek	skelet	d ₅₀
	[%]	[%]	[%]	[%]	[mm]
1.1	19	72	9	0.2	0.007
1.2	16	76	8	1.0	0.008
1.3	17	68	15	4.0	0.009
1.4	11	62	27	6.0	0.013
1.5	8	52	40	5.0	0.028
2.1	9	49	42	3.0	0.030
2.2	8	48	44	4.0	0.031
2.3	9	50	41	6.0	0.030
2.4	3	46	51	3.3	0.060
2.5	4	47	49	3.5	0.047

5.2.3 Zhodnocení měření 2013 ve vztahu k dalšímu roku měření

Výsledky simulací realizovaných v roce 2013 ukazují, že průběh koncentrace TP a DP během simulace se výrazně liší. Koncentrace TP je významně závislá na aktuální koncentraci nerozpuštěných látek v odtoku. Nejvyšších hodnot dosahuje na začátku srážko-odtokové události (po začátku povrchového odtoku), nebo pak v okamžiku náhlého zvýšení koncentrace nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku.

Koncentrace DP je oproti tomu na množství nerozpuštěných látek v podstatě nezávislá. Obdobné hodnoty koncentrace DP v odtoku byly zjištěny pro oba typy ploch. Koncentrace DP se významně nemění ani během srážko-odtokové události. Výsledkem je, že během simulace dochází k významné změně v zastoupení DP v TP v povrchovém odtoku. Podíl DP je výrazně vyšší v případech, kdy je koncentrace nerozpuštěných látek nižší (odtok z plochy s vegetačním krytem).

Detailní analýza změny zrnitostního složení smyvu během srážko-odtokové události ukazuje, že i v tomto případě hrají počáteční podmínky významnou roli. Počáteční

vlhkost půdy před srážko-odtokovou událostí má vliv na zastoupení jednotlivých frakcí ve smyvu. V případě vyšší počáteční vlhkosti je půda více odolná vůči eroznímu účinku srážky a jsou proto transportovány především jemnější frakce půdy. Naopak pokud je počáteční vlhkost půdy nižší, je půda snadněji erodovatelná a během srážko-odtokové události je půdní struktura snáze narušena a jsou transportovány i hrubší frakce.

Přes tyto rozdíly v zrnitostním složení transportovaného půdního materiálu byl zjištěn jednotný trend ve změnách zastoupení základních půdních frakcí (jíl, prach, písek) během srážko-odtokové události. V obou prezentovaných experimentech dochází v jejich průběhu k poklesu zastoupení jemných frakcí (jíl, prach) a naopak nárůstu zastoupení písku.

5.3 VYHODNOCENÍ SIMULACÍ V ROCE 2014

5.3.1 Koncentrace rozpuštěného a celkového v povrchovém a podpovrchovém odtoku

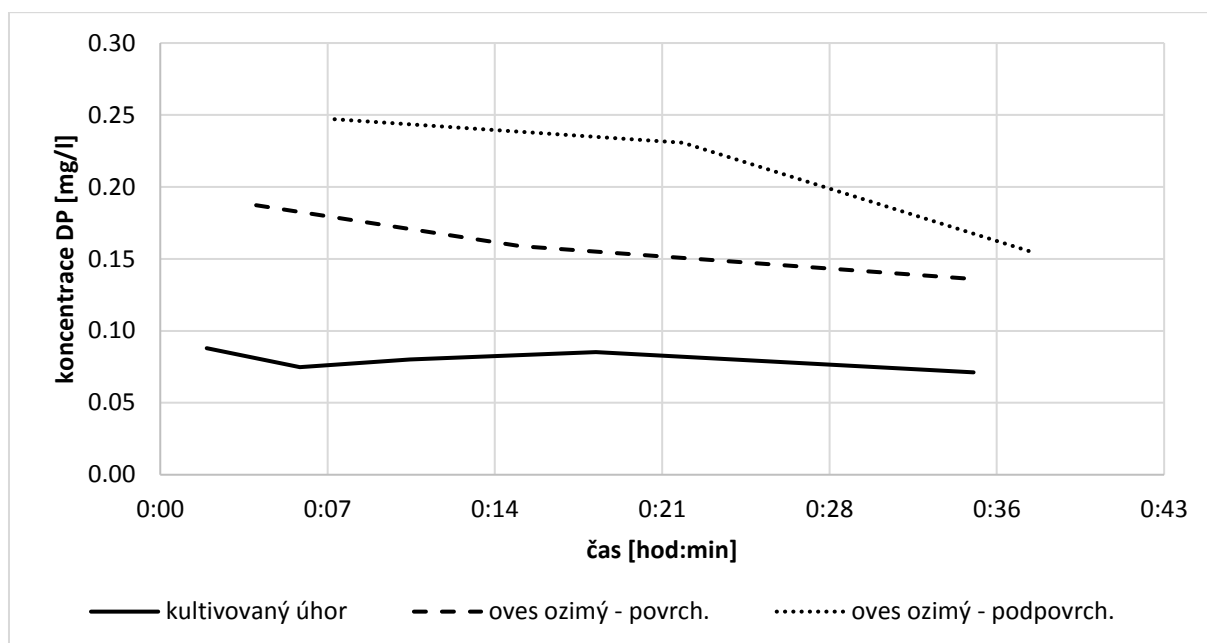
Během dvou experimentů byly odebírány vzorky povrchového odtoku tak, aby byl počet vzorků rovnoměrně rozmístěn do časového úseku 45 minut od počátku povrchového (respektive podpovrchového) odtoku. V Tab. 5.10 jsou shrnuty základní informace o realizovaných experimentech. Přítomná vegetace (oves ozimý, fáze zrání) značně ovlivňuje rychlost vzniku povrchového odtoku, který v případě plochy se vzrostlou vegetací vzniká o 45 minut později (57 minut od počátku simulace), než v případě plochy s kultivovaným úhorem. Vliv vegetačního krytu na rychlost vzniku podpovrchového odtoku nebylo možné prokázat, nicméně podpovrchový odtok na ploše s vegetačním krytem vzniká pouze o 5 minut později než povrchový odtok na ploše s kultivovaným úhorem. Lze tedy předpokládat, že podpovrchový odtok je přítomnou vegetací ovlivněn jen nevýznamně.

Přítomná vegetace zcela zásadně ovlivňuje celkový objem povrchového odtoku i průměrnou koncentraci nerozpuštěných látek a tím i množství půdního materiálu, které je během epizody transportováno. Zároveň je zcela zřejmý vliv přítomné vegetace na koncentraci TP v odtoku.

Tab. 5.10 Výsledky měření tří experimentů realizovaných v červnu 2014

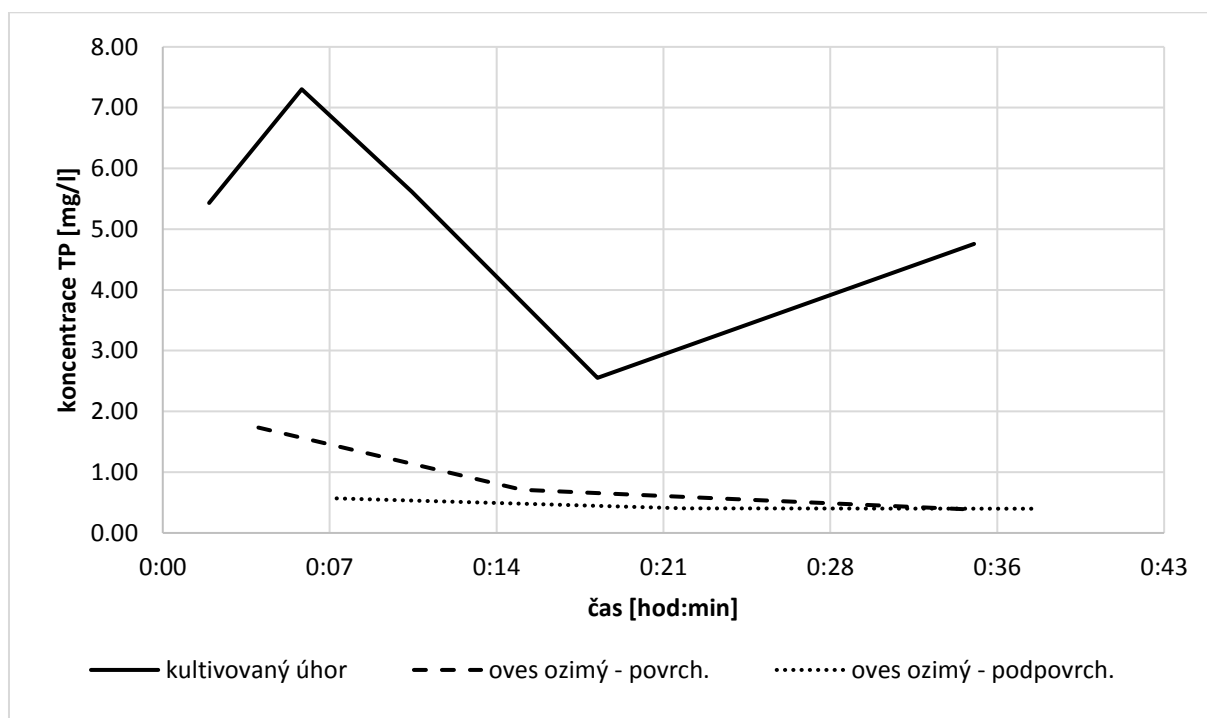
typ plochy	počátek odtoku	TP [mg.l ⁻¹]	DP [mg.l ⁻¹]	DP/TP [-]	konc. NL [g.l ⁻¹]	celkový odtok [l]	odtok TP [mg]	odtok DP [mg]
kultivovaný úhor	0:12:30	5.4	0.1	0.02	9.0	3	1348	23
		7.3	0.1	0.01	7.9	7		
		5.6	0.1	0.01	7.1	24		
		2.6	0.1	0.03	6.1	69		
		4.8	0.1	0.01	5.4	204		
oves ozimý (fáze zrání) povrch.	0:57:00	1.7	0.2	0.11	0.4	10	28	7
		0.7	0.2	0.22	0.4	40		
		0.4	0.1	0.35	0.2	103		
oves ozimý (fáze zrání) podpovrch.	0:17:00	0.6	0.2	0.43	-	6	5	2
		0.4	0.2	0.57	-	9		
		0.4	0.2	0.39	-	16		

Koncentrace DP je nejnižší v případě povrchového odtoku z kultivovaného úhuru, naopak nejvyšších hodnot bylo dosaženo v podpovrchovém odtoku z plochy s vegetačním krytem (viz Obr. 5.16). Průměrné koncentrace DP ve všech třech sledovaných odtocích se pohybují v rozmezí 0,1 – 0,2 mg.l⁻¹ (viz Tab. 5.10). Vzhledem k výrazně vyššímu objemu povrchového odtoku z plochy s kultivovaným úhorem je ale celkové transportované množství DP v případě úhorové plochy nejvyšší. Naopak i přes vyšší koncentraci DP v podpovrchovém odtoku z plochy s vegetací je celkové transportované množství DP tímto způsobem nízké v důsledku malého objemu podpovrchového odtoku.



Obr. 5.16 Měřené hodnoty koncentrace DP (červen 2014)

V případě TP je situace zcela odlišná. Hodnoty koncentrace TP v povrchovém odtoku z plochy s kultivovaným úhorem jsou výrazně vyšší, než jsou koncentrace TP v povrchovém i podpovrchovém odtoku z plochy s vegetací (viz Obr. 5.17). Průměrná koncentrace TP v povrchovém odtoku z kultivovaného úhoru je 5 mg.l^{-1} , oproti tomu průměrná koncentrace DP v povrchovém odtoku z plochy s vegetací je 5 x nižší, v případě podpovrchového odtoku dokonce 10 x nižší (viz Tab. 5.10).



Obr. 5.17 Měřené hodnoty koncentrace TP (červen 2014)

V důsledku kombinace vysoké koncentrace TP v povrchovém odtoku a velkého objemu povrchového odtoku z plochy s kultivovaným úhorem je množství transportovaného TP z této plochy přibližně 1,3 g. Tato hodnota je téměř 50 x vyšší, než je transportované množství TP z plochy s vegetací a téměř 300 x vyšší, než je množství TP transportované podpovrchovým odtokem.

5.3.2 Simulace realizované v povodí HOAL v Rakousku

Během měření v rakouském Petzenkirchenu byla realizována syntetická srážka se shodnými parametry na tři plochy shodných rozměrů a parametrů se stejným typem půdního povrchu (ječmen jarní ve fázi růstu listů). Oproti očekávání se charakteristiky tří experimentů (počátek povrchového odtoku, celkový odtok, průměrná koncentrace NL) značně odlišují (viz Tab. 5.11). V návaznosti na tyto odlišnosti se experimenty liší i v dalších sledovaných charakteristikách (koncentrace DP, koncentrace TP).

Příčiny odlišných průběhů a výsledků těchto experimentů jsou detailněji zpracovány v (Kavka et al. 2015). Měřené koncentrace DP a TP byly spolu s dalšími charakteristikami využity v rámci dalších analýz v kapitolách 6 a 7.

Tab. 5.11 Výsledky tří experimentů realizovaných v povodí HOAL

typ plochy	počátek odtoku	TP [mg.l ⁻¹]	DP [mg.l ⁻¹]	DP/TP [-]	konc. NL [g.l ⁻¹]	celkový odtok [l]	odtok TP [mg]	odtok DP [mg]
ječmen jarní (fáze růstu listů)	0:35:00	10.0	0.6	0.06	13.4	12	597	28
		5.4	0.2	0.04	14.3	89		
ječmen jarní (fáze růstu listů)	0:28:30	18.0	0.2	0.01	18.1	42	3658	42
		13.0	0.2	0.01	24.4	223		
ječmen jarní (fáze růstu listů)	0:24:00	19.0	0.1	0.01	17.0	3	616	5
		16.0	0.1	0.01	24	35		

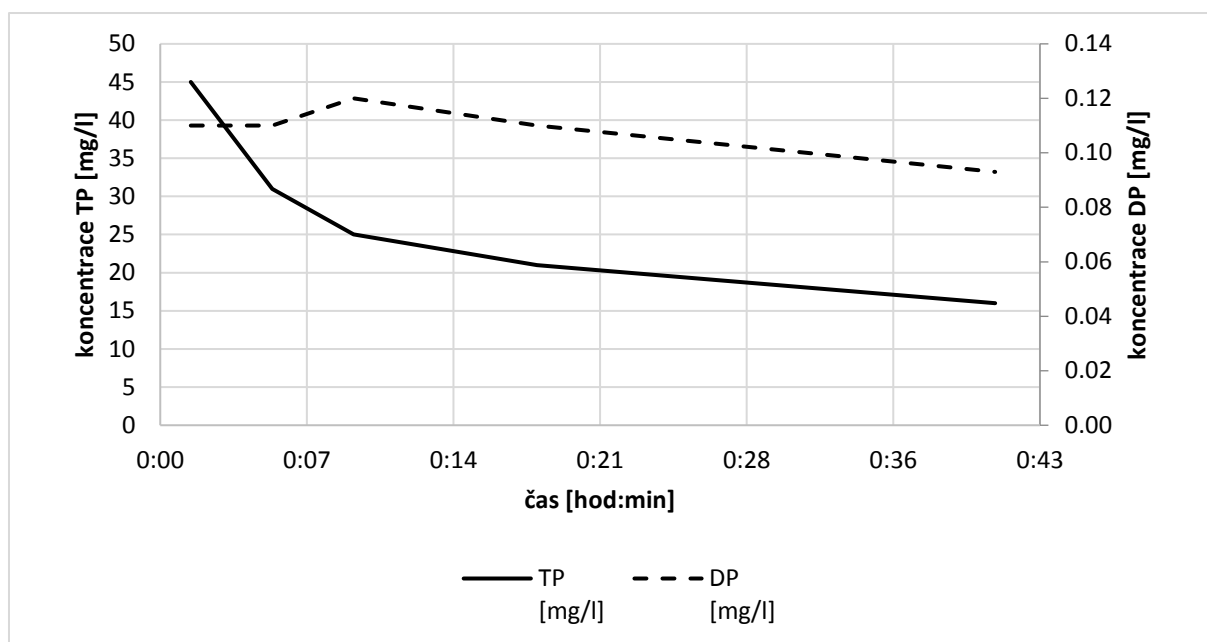
5.3.3 Laboratorní dešťový simulátor

Během experimentu s laboratorním dešťovým simulátorem byl sledován vývoj koncentrace TP a DP během srážko-odtokové události. Měřené hodnoty (

Tab. 5.12) jasně ukazují, že obdobně jako u *in-situ* experimentů je koncentrace TP výrazně vyšší, než koncentrace DP v povrchovém odtoku (Obr. 5.18). Zároveň je zřejmý jasný pokles koncentrace TP během experimentu, koncentrace DP se naopak během simulace významně nemění.

Tab. 5.12 Výsledky experimentu na laboratorním dešťovém simulátoru

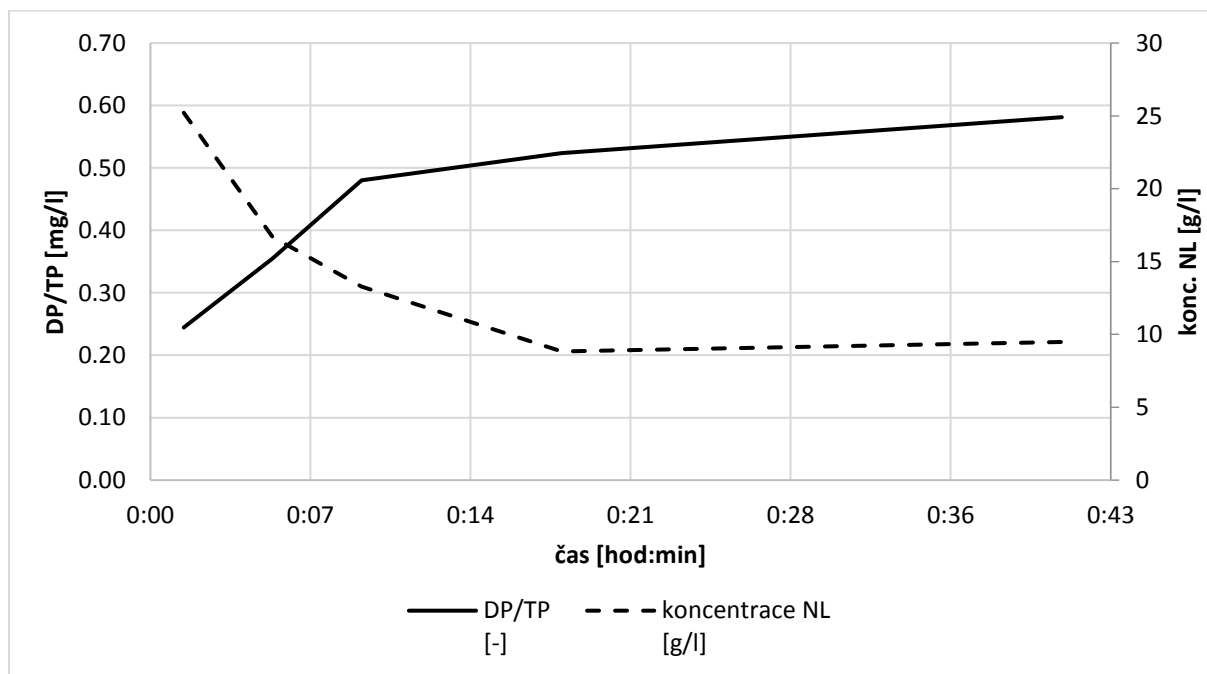
typ plochy	počátek odtoku	TP [mg.l ⁻¹]	DP [mg.l ⁻¹]	DP/TP [-]	konc. NL [g.l ⁻¹]	celkový odtok [l]	odtok TP [mg]	odtok DP [mg]
kultivovaný úhor	0:09:00	45	0.11	0.002	25.2	5	1211	5
		31	0.11	0.004	16.7	9		
		25	0.12	0.005	13.3	8		
		21	0.11	0.005	8.8	12		
		16	0.093	0.006	9.5	17		



Obr. 5.18 Hodnoty koncentrace DP a TP během experimentu s laboratorním dešťovým simulátorem

V důsledku významného poklesu koncentrace TP a velmi malých změn v hodnotách koncentrace DP během experimentu dochází k nárůstu podílu DP v koncentraci TP v povrchovém odtoku. Tento trend je zobrazen na Obr. 5.19 spolu s hodnotami koncentrace NL, které naopak během experimentu klesají.

Měřené koncentrace DP a TP byly spolu s dalšími charakteristikami využity v rámci dalších analýz (kapitola 7).



Obr. 5.19 Poměr DP/TP a koncentrace NL během experimentu s laboratorním dešťovým simulátorem

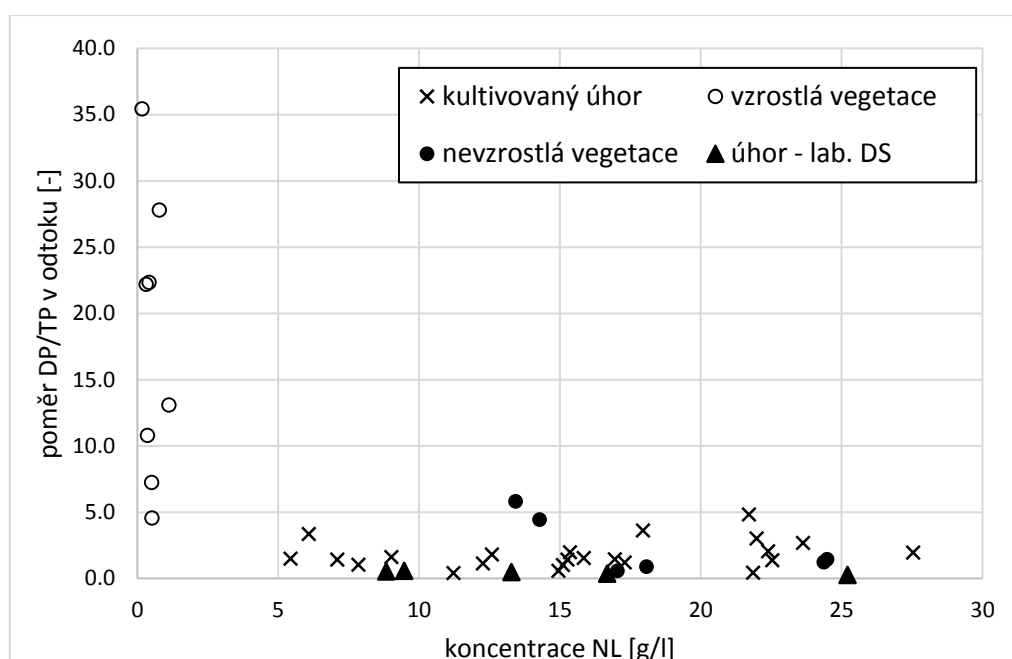
5.4 OBSAH NEROZPUŠTĚNÝCH LÁTEK, PODÍL ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU Z CELKOVÉHO FOSFORU V ODTOKU

Výsledky prezentované v předchozích kapitolách ukazují významný vliv koncentrace NL v odtoku na zastoupení základních forem fosforu v odtoku – rozpuštěného a partikulovaného.

V letech 2012, 2013 a 2014 bylo provedeno 11 simulací, v rámci kterých bylo realizováno 17 srážko-odtokových experimentů. Během těchto experimentů byla měřena koncentrace DP a TP v odtoku z experimentálních ploch. Spolu s tímto měřením byla zjišťována koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku. Výsledky těchto experimentů (viz Tab. 5.13) byly zpracovány v grafu na Obr. 5.20.

Tab. 5.13 Měřené hodnoty koncentrace NL, TP a DP při experimentech v letech 2012 – 2014

vzorek	TP [mg.l ⁻¹]	DP [mg.l ⁻¹]	DP/TP [-]	koncentrace NL [g.l ⁻¹]	vzorek	TP [mg.l ⁻¹]	DP [mg.l ⁻¹]	DP/TP [-]	koncentrace NL [g.l ⁻¹]			
kultivovaný úhor in-situ	7.6.2012	24.523	0.099	0.404	11.220	vzrostlá vegetace*	18.7.2012	1.121	0.081	7.226	0.510	
	18.7.2012	34.031	0.147	0.432	21.859		21.8.2012	0.022	0.001	4.545	0.517	
	21.8.2012	29.761	0.172	0.578	14.952		17.5.2013	0.956	0.125	13.075	1.120	
	7.6.2013	23.500	0.263	1.119	12.268		7.6.2013	0.730	0.162	22.192	0.320	
		15.500	0.225	1.452	16.949		10.7.2013	0.946	0.263	27.801	0.780	
		14.300	0.220	1.538	15.850		26. a 27. 6. 2014	1.735	0.187	10.799	0.361	
		21.100	0.210	0.995	15.112			0.711	0.159	22.323	0.422	
		10.800	0.213	1.972	15.367			0.384	0.136	35.428	0.166	
	10.7.2013	3.960	0.191	4.823	21.710		nevrstlá vegetace**	HOAL_1	10.000	0.580	5.800	13.434
		9.550	0.187	1.958	27.548			HOAL_1	5.400	0.240	4.444	14.281
		10.700	0.147	1.374	22.543	HOAL_2		18.000	0.160	0.889	18.075	
		11.200	0.133	1.188	17.307	HOAL_2		13.000	0.160	1.231	24.374	
		8.820	0.160	1.814	12.592	HOAL_3		19.000	0.110	0.579	17.038	
	5.9.2013	19.900	0.281	1.412	15.266	kultivovaný úhor		laboratorní DS	45.000	0.110	0.244	25.215
		9.400	0.192	2.043	22.394				31.000	0.110	0.355	16.683
		6.450	0.173	2.682	23.632				25.000	0.120	0.480	13.283
		5.350	0.161	3.009	21.990				21.000	0.110	0.524	8.834
		4.770	0.172	3.606	17.948				16.000	0.093	0.581	9.474
	26. a 27. 6. 2014	5.433	0.088	1.619	9.019	* 2012 - oves jarní, 2013 - pšenice jarní, 2014 - oves ozimý ** ječmen jarní ve fázi růstu listů						
		7.303	0.075	1.024	7.854							
5.615		0.080	1.425	7.100								
2.552		0.085	3.340	6.086								
4.757		0.071	1.496	5.447								



Obr. 5.20 Vztah mezi poměrem DP/TP a koncentrací NL v odtoku dle měření 2012 – 2014

Všechny měřené koncentrace jsou zobrazeny v Obr. 5.20, ze kterého je jasně patrný zásadní rozdíl v odtoku z plochy s vegetací a plochy kultivovaného úhoru. Z plochy s vegetací odtéká výrazně nižší množství půdního materiálu. Koncentrace celkového

fosforu v odtoku z této plochy je rovněž výrazně nižší. Koncentrace rozpuštěného fosforu je naopak na přítomnosti vegetačního krytu závislá jen minimálně. Podíl DP v celkovém fosforu v odtoku z této plochy je proto poměrně vysoký.

V případě plochy s kultivovaným úhorem je naopak koncentrace NL a s tím související koncentrace TP v odtoku výrazně vyšší. Zastoupení DP v koncentraci TP je v případě plochy mnohem nižší. Průměrné hodnoty poměru DP/TP získané z měřených hodnot na ploše s přítomnou vegetací a kultivovaným úhorem jsou uvedeny v Tab. 5.14.

Tab. 5.14 Průměrná hodnota poměru DP/TP pro dva sledované typy ploch

	DP/TP [%]
vzrostlá vegetace	17.9
nevzrostlá vegetace	2.4
kultivovaný úhor	1.6

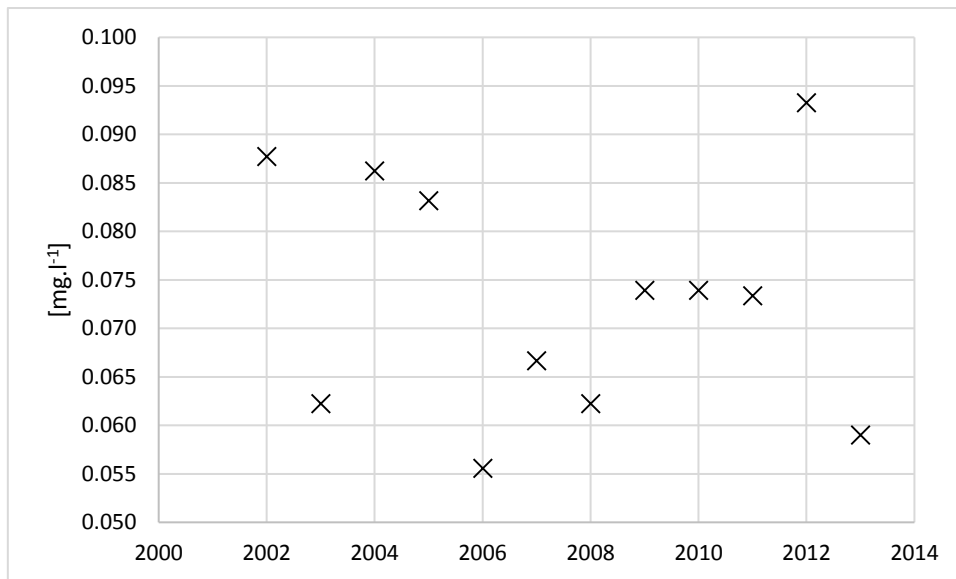
5.5 KONCENTRACE FOSFORU VE VODĚ, KTERÁ BYLA PRO SIMULACI VYUŽITA

Před každou simulací odebrán vzorek vody, která byla pro simulaci využita (viz Tab. 5.15). V případě experimentů realizovaných v povodí Býkovického potoka byly tyto koncentrace porovnány s koncentracemi DP a TP měřenými v nejbližším měrném profilu povodí Vltavy a. s. (profil. č. 5021 Chotyšánka – Libež). Průměrné roční koncentrace DP v tomto profilu jsou uvedeny v Obr. 5.21.

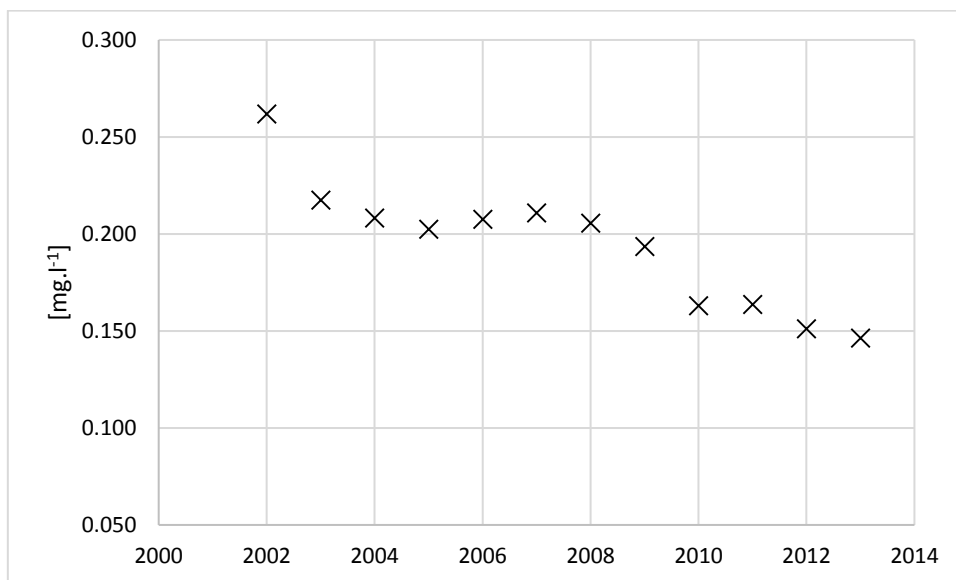
Při porovnání hodnot měřených před simulací s průměrnými ročními hodnotami je zřejmé, že koncentrace DP a TP ve vodě využitá pro simulaci jsou ve většině případů na horní hranici rozsahu koncentrací DP a TP v recipientu v této lokalitě, nebo tuto hranici mírně překračují.

Tab. 5.15 Koncentrace DP ve vodě využitá pro realizaci experimentů

simulace	zdroj vody pro simulaci TP [mg.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci DP [mg.l ⁻¹]	simulace	zdroj vody pro simulaci TP [mg.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci DP [mg.l ⁻¹]
7.6.2012	0.277	0.116	5.9.2013	0.156	0.093
18.7.2012	0.569	0.055	26. a 27. 6. 2014 <i>kultivovaný úhor</i>	0.146	0.117
21.8.2012	0.339	0.070	26. a 27. 6. 2014 <i>oves ozimý</i>	0.267	0.134
17.5.2013	0.274	0.096	HOAL_1	0.042	0.027
7.6.2013 <i>kultivovaný úhor</i>	0.223	0.102	HOAL_2	0.042	0.027
7.6.2013 <i>pšenice jarní</i>	0.282	0.159	HOAL_3	0.042	0.027
10.7.2013	0.144	0.054	laboratorní DS	0.000	0.000



Obr. 5.21 Průměrné roční koncentrace DP v měrném profilu Povodí Vltavy č. 5021, Chotýšanka na soutoku s Blanicí u obce Libež



Obr. 5.22 Průměrné roční koncentrace TP v měrném profilu Povodí Vltavy č. 5021, Chotýšanka na soutoku s Blanicí u obce Libež

5.6 SHRNUÍ VÝSLEDKŮ SLEDOVÁNÍ SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH PROCESŮ

Realizované syntetické srážko-odtokové události byly zaměřeny na sledování průběhu povrchového odtoku, transportu erodovaného materiálu včetně jeho zrnitostního složení a transportu nutrientů v povrchovém odtoku (především dvou základních forem fosforu).

Výsledky těchto experimentů ukazují zcela zásadní vliv přítomnosti a stavu vegetačního krytu na průběh sledovaných faktorů. V rámci realizovaných experimentů nebyl pozorován zásadní vliv přítomné vegetace (pšenice jarní, oves jarní a oves ozimý) na celkový objem povrchového odtoku. Ve všech ostatních faktorech je však její role více než významná.

Během experimentů na ploše s vegetačním krytem dochází později k počátku povrchového odtoku. Transportované množství erodovaného materiálu (respektive koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku) je výrazně nižší. Obě tyto skutečnosti se ukazují jako klíčové z hlediska množství transportovaných živin během těchto událostí.

Na základě měřených hodnot lze konstatovat, že koncentrace celkového fosforu ve smyvu je úzce vázána na koncentraci nerozpuštěných látek v odtoku. Pokud je v odtoku vysoká koncentrace nerozpuštěných látek (odtok z úhorové plochy), pak je vysoká koncentrace celkového fosforu v odtoku. Koncentrace rozpuštěného fosforu, který se z hlediska dopadů erozní činnosti na vodní útvary jeví jako zásadní (Krása et al. 2013), není významně ovlivněna koncentrací nerozpuštěných látek v odtoku. Většina transportovaného fosforu je ve formě partikulované (tj. vázané na částice smyvu). Rozpuštěný fosfor tvoří malý podíl z celkového množství transportovaného fosforu. Tento podíl se však významně liší pro dvě experimentální plochy s různým pokryvem půdy

Z této skutečnosti plyne, že podíl rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v povrchovém odtoku roste s klesající koncentrací nerozpuštěných látek v něm. V rámci prezentovaných experimentů se hodnota podílu DP v TP pohybovala v rozsahu 0,2 - 35,4 %. Průměrná hodnota je 17,9% (plocha s vegetačním krytem) a 1,6% (plocha kultivovaného úhoru).

V následující kapitole 6.1 je posouzena možnost využití takto měřených dat pro modelování transportu rozpuštěného fosforu z povodí metodou „**Poměru obohacení**“ (kapitola 0). V kapitole 7.2 jsou pak porovnány měřené hodnoty okamžitého transportu rozpuštěného fosforu během syntetických srážko-odtokových událostí s potenciálními hodnotami vstupu rozpuštěného fosforu do recipientu, které jsou pro tyto srážko-odtokové události vypočteny pomocí modelu „**Eutrofizační potenciál**“ (kapitola 3.4.2). Pro tyto analýzy jsou měřené koncentrace celkového a rozpuštěného fosforu v odtoku upraveny tak, aby byla zohledněna koncentrace celkového a rozpuštěného fosforu ve vodě, která byla pro simulaci využita.

Během srážko-odtokových událostí se mění také zrnitostní složení půdního materiálu, který je během těchto událostí transportován z orné půdy. Výše uvedené výsledky ukazují, že vnější vlivy (především vlhkost půdy) poměrně značně ovlivňují podíl zastoupení jednotlivých frakcí – jíl, prach, písek a půdní skelet. I přes tento značný vliv je zde patrný vývoj zrnitostního složení během srážko-odtokových událostí.

Jemné frakce mají největší zastoupení na počátku simulace, kdy je erozní účinek povrchového odtoku poměrně malý a významnou roli hraje erozní účinek dešťových kapek. Tento účinek se postupně stává méně významným a narůstá význam povrchového odtoku, který je postupně schopen transportovat hrubší frakci půdy. Podíl zastoupení písku a půdního skeletu v důsledku toho během srážko-odtokové události roste.

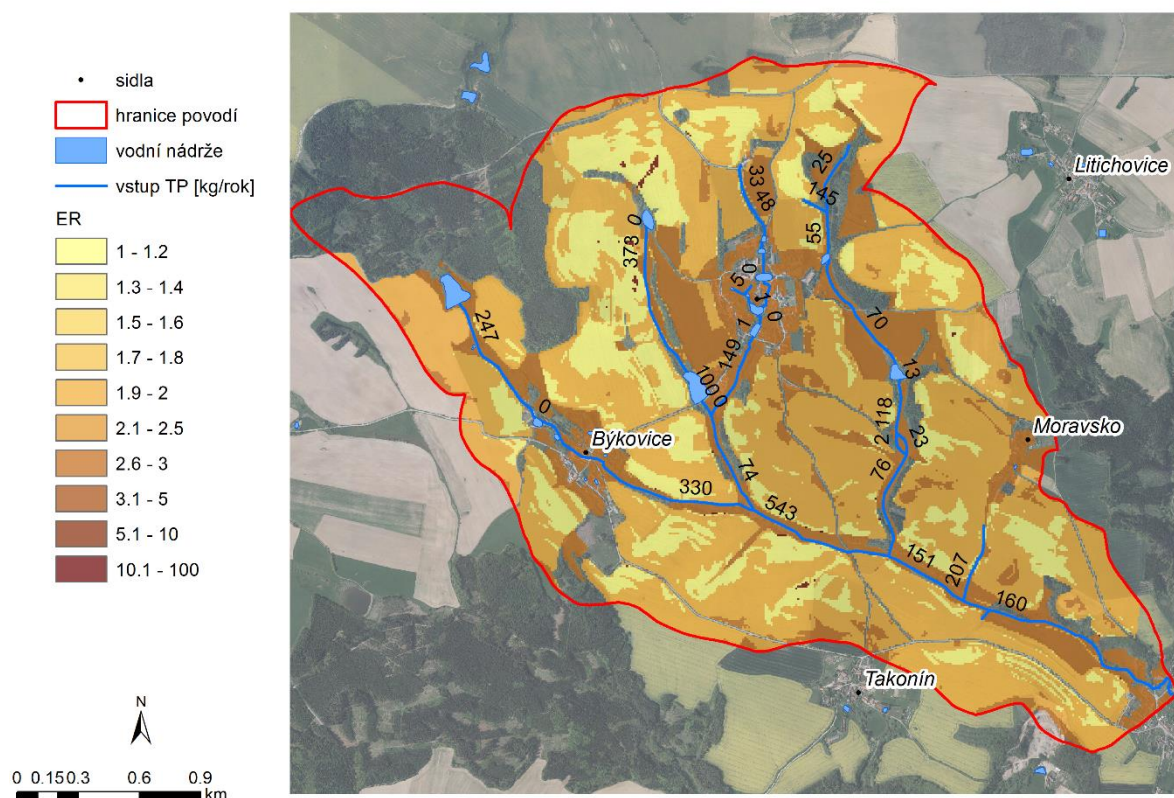
V rámci kapitoly 7.3 jsou výsledky zrnitostního rozboru smyvu využity pro posouzení možnosti využití modelu „**Eutrofizačního potenciálu**“ (kapitola 3.4.2) pro výpočet transportu DP během srážko-odtokové události.

6 VÝSLEDKY MODELOVÁNÍ TRANSPORTU FOSFORU

6.1 POSOUZENÍ MOŽNOSTI VYUŽITÍ MĚŘENÝCH DAT V POVODÍ BÝKOVICKÉHO POTOKA

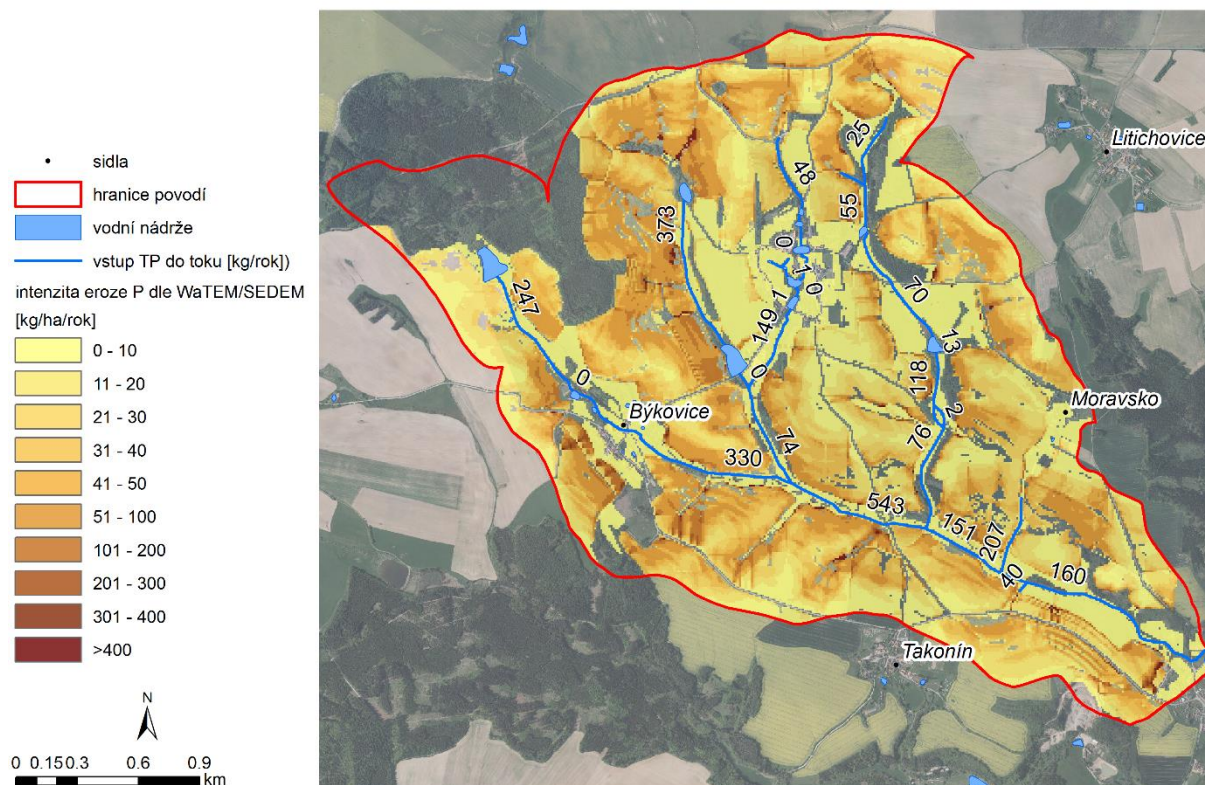
6.1.1 Nepřímá metoda

Pro povodí byla nejprve vypočtena ztráta půdy pomocí USLE přímo v GIS prostředí IDRISI. Pro výpočet byly využity shodné datové podklady jako pro následný výpočet transportu celkového fosforu v programu WaTEM/SEDEM (DMT, využití území). Datová vrstva LS faktoru byla na základě DMT a datové vrstvy využití území vypočtena v programu USLE 2d (Van Oost & Govers 2000). Hodnota C faktoru pro ornou půdu byla zvolena 0,27 na základě publikovaných hodnot (Dostál et al. 2006). Hodnoty K faktoru byly stanoveny na základě dat BPEJ (Bonitovaná půdně ekologická jednotka) doplněných o data KPP (Komplexní průzkum půd). Hodnota R faktoru byla uvažována $62 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}\cdot\text{hod}^{-1}$ (Hanel et al. 2016). Výsledná datová vrstva byla následně vstupem pro odvození datové vrstvy poměru obohacení a datové vrstvy erodibility celkového fosforu z půdy K_p pomocí vztahu (R. 3-10 a R. 3-11). Obr. 6.1 znázorňuje poměr obohacení v povodí Býkovického potoka, stanovený na základě koncentrace TP (poskytnuto VUV TGM v. v. i) v půdě a průměrné roční ztráty půdy.



Obr. 6.1 Poměr obohacení v povodí Býkovického potoka

Transport TP (na základě odvozené vrstvy K_p) vypočtený v programu WaTEM/SEDEM (Obr. 6.2) ukazuje intenzitu transportu TP na jednotlivých zemědělských pozemcích a zároveň hodnoty TP vstupující do vodního toku v jednotlivých částech povodí, které se pohybují v rozmezí 0 až 543 kg za rok.



Obr. 6.2 Průměrná roční ztráta P dle WaTEM/SEDEM se zobrazením přísunu TP do vodních toků

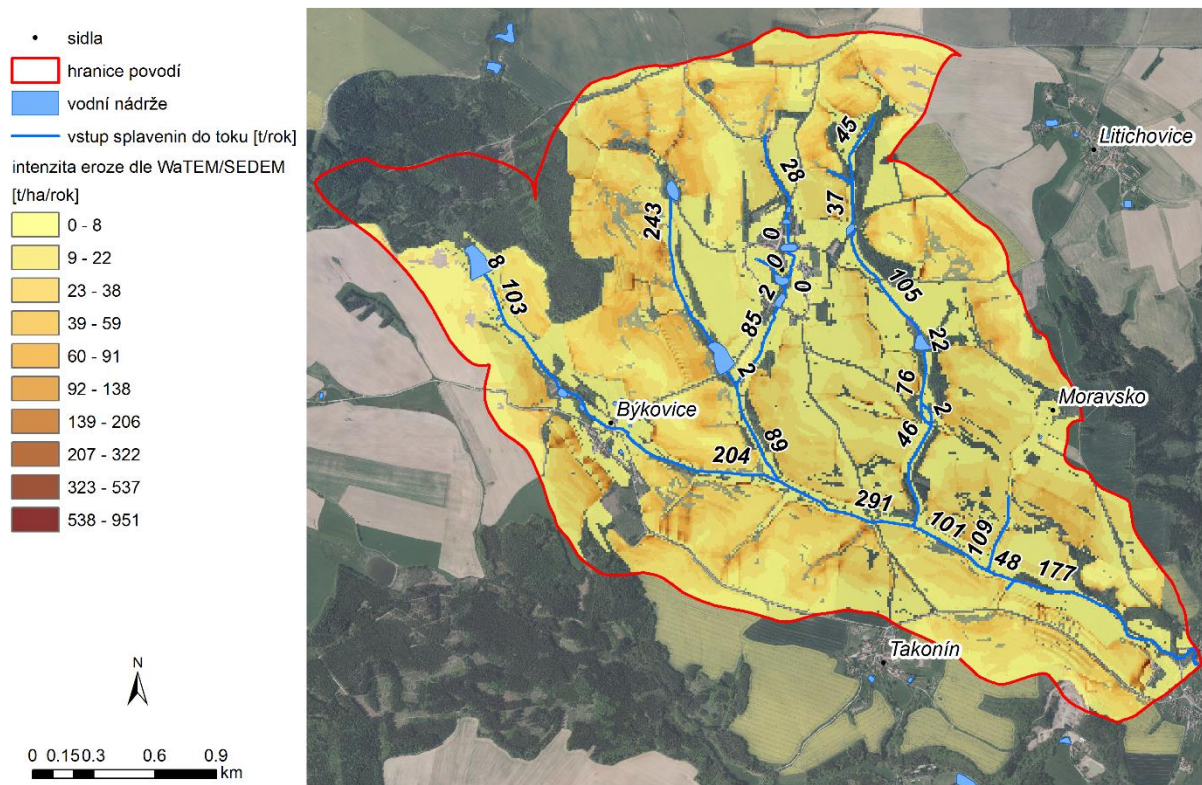
Na základě tohoto výpočtu bylo následně stanoveno celkové množství TP transportované ročně do vodních toků. Pro stanovení množství rozpuštěného fosforu transportovaného do vodních toků lze využít experimentálně měřených poměrů celkového a rozpuštěného fosforu ve smyvu (Tab. 5.14) nebo obecně uvažovaného 5 % podílu rozpuštěného fosforu v celkovém transportovaném fosforu. Vyhodnocení pro tři prezentované varianty je zpracováno v Tab. 6.1.

Tab. 6.1 Množství DP vstupující do toků stanovení ve třech variantách

transport TP	3165			kg.rok ⁻¹
transport DP	podíl 5% (dle lit.)	5%	158.3	kg.rok ⁻¹
	dle měření na vegetaci	18%	566.5	
	dle měření na úhoru	2%	50.6	

6.1.2 Přímá metoda

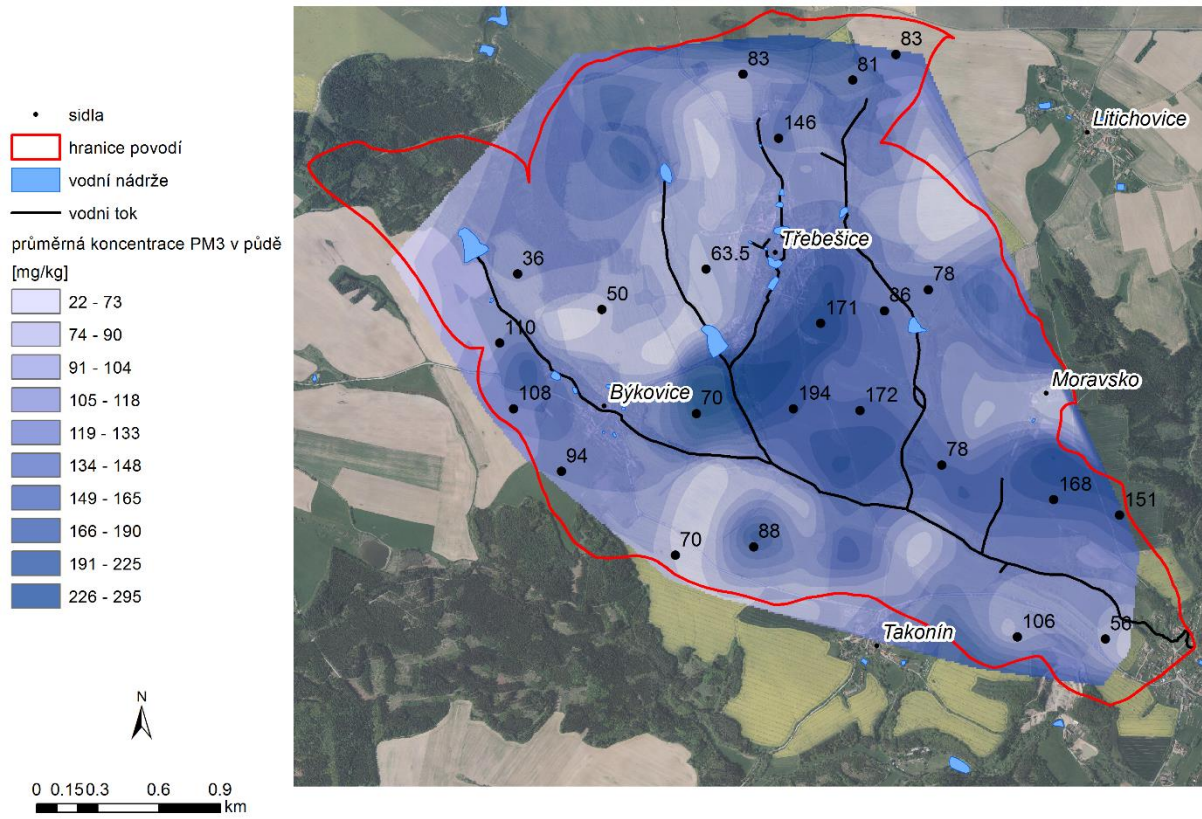
Intenzita eroze (včetně započítání depozice v povodí) byla vypočtena programem WaTEM/SEDEM zobrazená na Obr. 6.3 znázorňuje intenzitu eroze v jednotlivých částech povodí a zároveň množství erodovaného půdního materiálu transportované do jednotlivých úseků vodního toku. Roční množství splavenin transportované do jednotlivých úseků vodních toků se pohybuje v rozmezí 0 až 291 t.rok⁻¹. Tyto hodnoty byly následně využity pro přímé určení rozpuštěného fosforu transportovaného do vodních toků dle vztahů (R. 3-13, R. 3-14 a R. 3-15).



Obr. 6.3 Vstup splaveniny do úseků vodních toků dle WaTEM/SEDEM

Pro výpočet koeficientů A a B potřebných pro stanovení množství fosforečnanového fosforu uvolněné z hmotnostní jednotky erodovaného materiálu (viz R. 3-14 a R. 3-15) byla využita průměrná měřená koncentrace rozpuštěného fosforu v Býkovickém potoce během roku 2013 (viz Tab. 5.15) $0,101 \text{ mg.l}^{-1}$.

Koncentrace přístupného fosforu v půdě vychází z hodnot měřených v roce 2009. Pro povodí příslušející jednotlivým úsekům vodního toku byly vypočteny průměrné hodnoty z datové sady, která vznikla interpolací bodových hodnot (Obr. 6.4). Vypočtené hodnoty vstupu rozpuštěného fosforu do jednotlivých úseků vodních toků (DP_{input}) jsou uvedeny v Tab. 6.2 spolu s celkovým množstvím splavenin (G_{vstup}) vstupujícím do vodoteče.



Obr. 6.4 Koncentrace přístupného P v půdě (dle Melich III) v povodí Býkovického potoka

Tab. 6.2 Vstup DP do úseků vodních toků stanovený přímou metodou

P_a [mg.g ⁻¹]	G_{vstup} [t.rok ⁻¹]	DP vstup [kg.rok ⁻¹]	P_a [mg.g ⁻¹]	G_{vstup} [t.rok ⁻¹]	DP vstup [kg.rok ⁻¹]
52.1	34	1.8	78.8	89	7.0
66.0	2	0.1	73.2	177	13.0
56.9	56	3.2	68.4	37	2.5
52.1	243	12.7	66.3	76	5.0
56.9	45	2.6	62.7	22	1.4
75.1	109	8.2	67.9	105	7.1
75.7	10	0.8	66.5	22	1.5
54.6	5	0.3	71.7	291	20.9
54.6	2	0.1	64.8	2	0.1
75.1	0	0.0	72.9	101	7.4
79.0	85	6.7	79.5	88	7.0
76.7	0	0.0	77.4	48	3.7
78.7	2	0.2	47.7	8	0.4
61.7	62	3.8	56.7	204	11.6
73.6	0	0.0	66.3	18	1.2
71.9	2	0.1	47.7	103	4.9
71.2	0	0.0	83.1	2	0.2
75.5	0	0.0	63.5	0	0.0
74.4	0	0.0	63.0	0	0.0
80.0	0	0.0	87.0	46	4.0
81.8	28	2.3	70.4	18	1.3
59.9	3	0.2	vstup DP do toků celkem [kg.rok ⁻¹]		143

Tab. 6.3 Porovnání přímé a nepřímé metody včetně variant podílu DP

přímá metoda	143			kg.rok ⁻¹
nepřímá metoda	podíl 5% (dle lit.)	5%	158.3	kg.rok ⁻¹
	dle měření na vegetaci	18%	566.5	
	dle měření na úhoru	2%	50.6	

Při pohledu na porovnání obou metod (Tab. 6.3) je patrné, že využití jednotlivých experimentálně určených podílů rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu není možné jednoduše využít. V případě poměru měřeném na úhorové ploše je množství rozpuštěného fosforu vstupující do toků značně podhodnoceno a naopak podíl určený dle měření na ploše s vegetací toto množství značně nadhodnocuje.

Podíl rozpuštěného fosforu je zásadně ovlivněn přítomností, ale také stavem vegetace a jejím ochranným účinkem. Výsledná hodnota podílu rozpuštěného fosforu je ovlivněna kombinací reálného využití území a stavu přítomné vegetace v době erozní události. S paušální hodnotou 5% je třeba porovnávat průměrnou hodnotu podílu, určenou na základě sady dat měřených v různých fázích vývoje vegetace.

Jako poměrně vhodné se ukazuje paušální určení podílu rozpuštěného fosforu jako 5% z celkového transportovaného fosforu. Platnost této hodnoty bude otestována na porovnání obou přístupů u dalších čtyř povodí. Vzhledem k velikosti těchto povodí zde nejsou využity experimentálně měřené hodnoty poměru rozpuštěného a celkového fosforu v odtoku, které v takto velkých územích nejsou dostatečně reprezentativní.

6.1.3 Shrnutí

Pro porovnání dvou prezentovaných metod stanovení ročního průměrného vstupu DP do vodních toků byla zpracována studie na experimentálním povodí Býkovického potoka. V rámci této studie byla testována možnost využití měřených dat pro konkrétní studii a případně i pro řešení dále zpracovávaných území.

Nepřímé stanovení vstupu rozpuštěného fosforu, vycházející z hodnot koncentrace celkového fosforu v půdě a intenzity eroze v povodí, bylo provedeno ve třech variantách – obecně uvažovaný podíl DP jako 5% z TP v odtoku, varianta vycházející z poměru určeného při experimentech na úhorové ploše (2%) a varianta vycházející z měření na ploše s vegetací (18%). Porovnání s přímým určením transportu DP v rámci povodí Býkovického potoka ukázalo, že transportované množství DP v zásadě odpovídá nepřímému odhadu s využitím poměru obohacení a průměrného podílu DP v celkovém erozním fosforu v běžně odhadované úrovni 5%. Experimentální hodnoty podílu DP ve smyvu z úhoru a vzrostlé vegetace se pohybují v poměrně širokém rozpětí kolem této hodnoty a samostatně vedou k podhodnocení, resp. nadhodnocení dlouhodobě transportovaných hodnot. Ukazují na širokou variabilitu koncentrací DP ve smyvu v závislosti na době a charakteru erozní události. Pro dlouhodobé odhady je lépe využít metodu přímého stanovení, případně je nutné odhadnout dlouhodobý poměrný podíl DP ve smyvu a nevycházet pouze z jednorázově stanovených experimentálních hodnot.

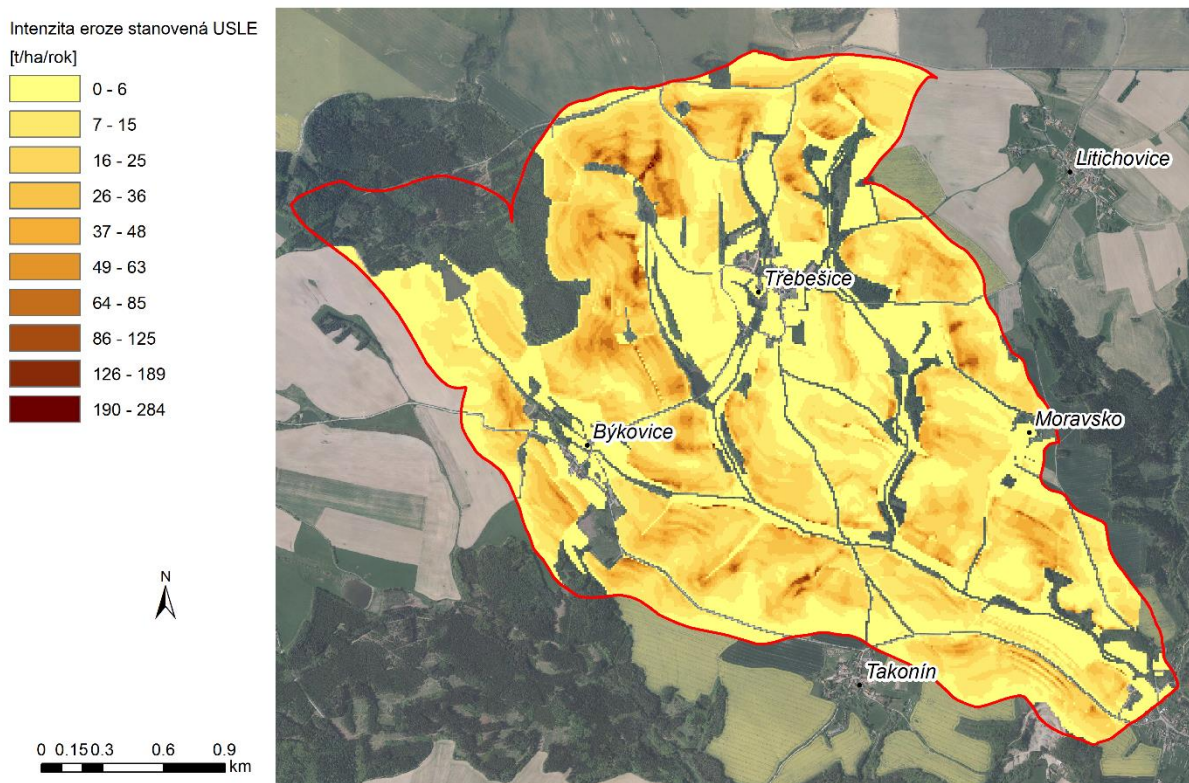
Na základě této analýzy byla pro porovnání metod ve velkých povodích uvažována pouze hodnota podílu DP/TP 5%.

6.2 POROVNÁNÍ PŘÍMÉ A NEPŘÍMÉ METODY VE VELKÝCH POVODÍCH

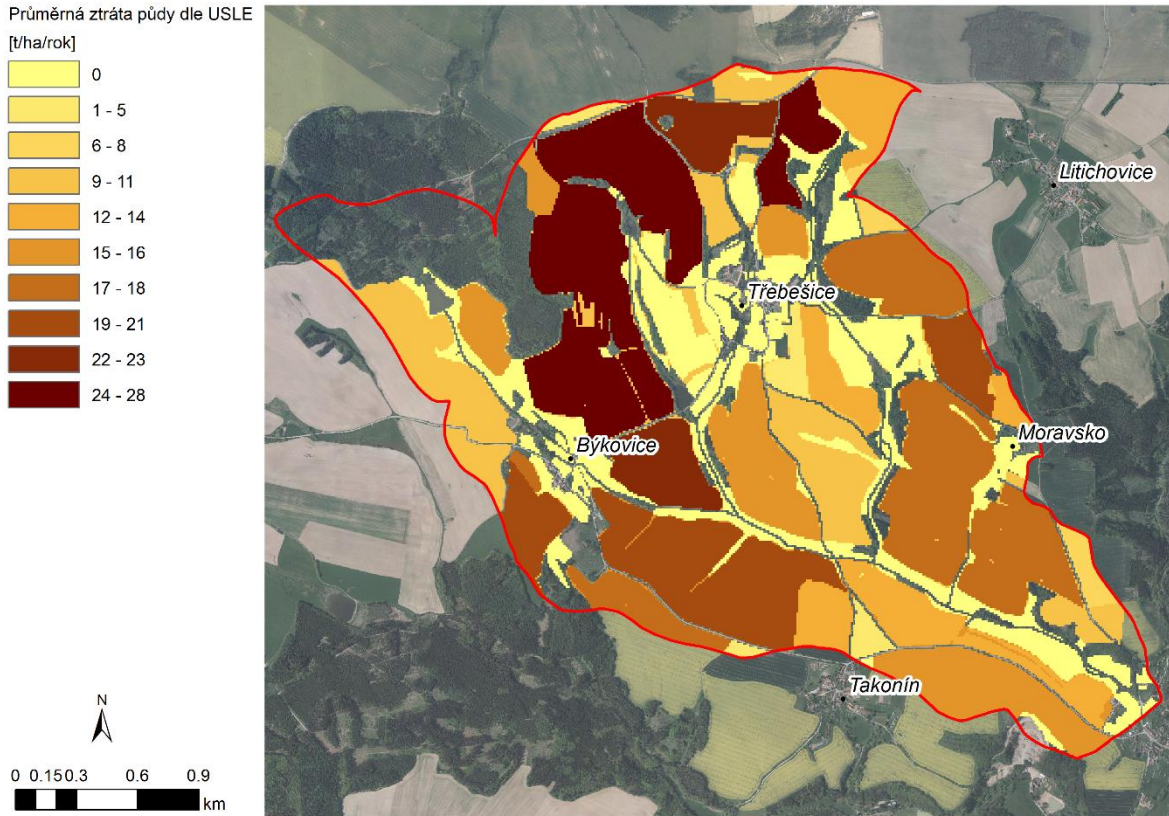
6.2.1 Zjednodušení pro velká povodí

Pro tato povodí byl stanoven celkový roční transport rozpuštěného fosforu do vodních toků oběma prezentovanými metodami. V případě těchto povodí byla pro odvození datové vrstvy poměru obohacení, respektive datové vrstvy K_p použita přímo vrstva generovaná z výpočtu v programu WaTEM/SEDEM, která obsahuje hodnoty eroze se započítáním depozice. Datové vrstvy poměru obohacení a K_p byly odvozeny pouze pro místa eroze.

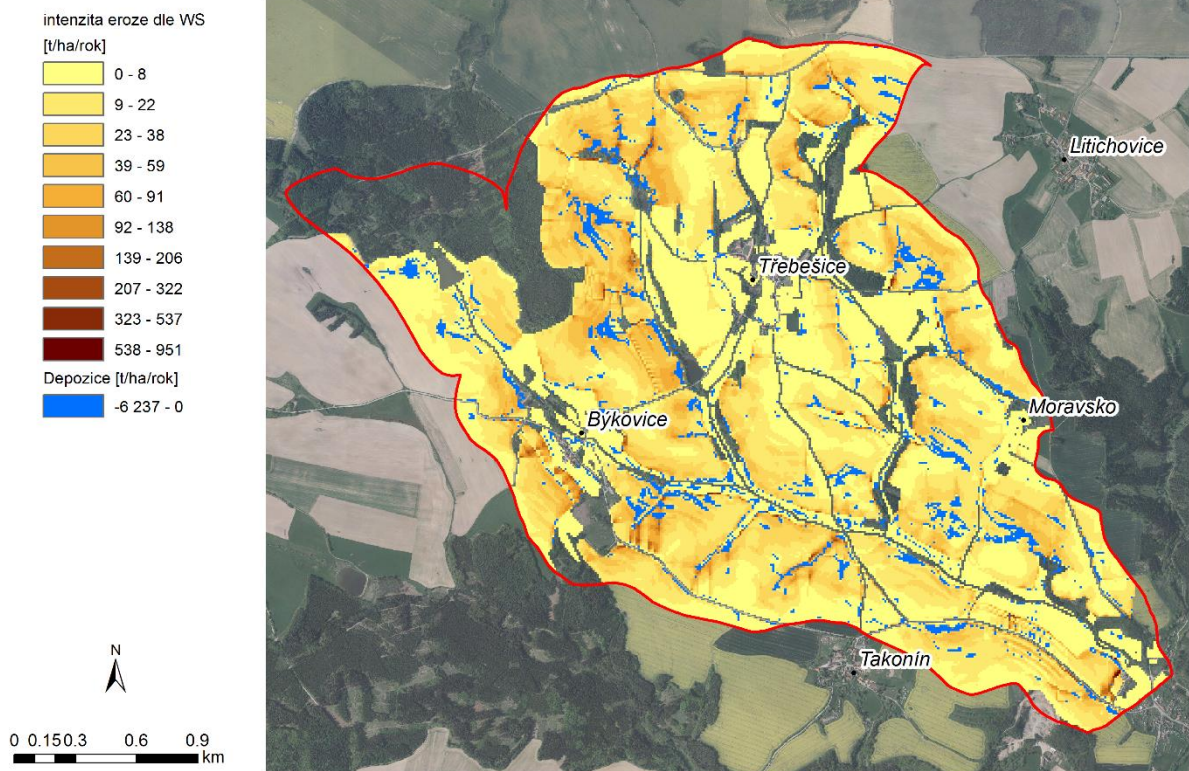
Následující porovnání výsledné vrstvy eroze/depozice z výpočtu WaTEM/SEDEM vrstvy eroze z USLE ukazuje (viz Obr. 6.5, Obr. 6.6, Obr. 6.7 a Obr. 6.8) že místa s depozicí se nachází na místech, kde jsou hodnoty eroze určené pomocí USLE nízké. Nepřesnost, která je tímto zjednodušením do výpočtu vnesena, je z tohoto důvodu vzhledem k celkové přesnosti výpočtu zanedbatelná.



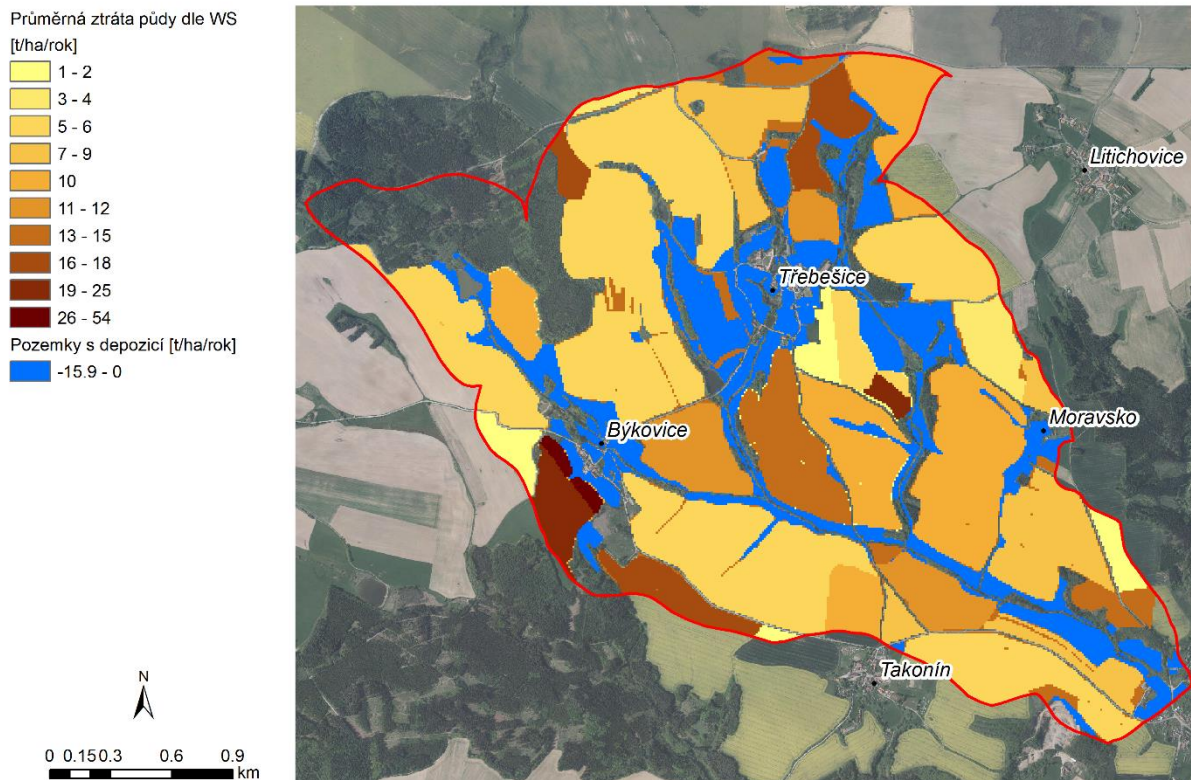
Obr. 6.5 Průměrná roční ztráta půdy (USLE)



Obr. 6.6 Průměrná roční ztráta půdy na pozemcích (USLE)



Obr. 6.7 Průměrná roční ztráta půdy (WaTEM/SEDEM)



Obr. 6.8 Průměrná roční ztráta půdy na pozemcích (WaTEM/SEDEM)

6.2.2 Výsledky – podíl rozpuštěného fosforu

Souhrnné výsledky (Tab. 6.4) ukazují, že skutečnost, že prezentovaná povodí se výrazně liší svým charakterem (viz kapitola 3.5), se promítá do celkových charakteristik z hlediska erozního a transportního procesu.

Hodnoty celkové eroze a depozice se výrazně odlišují v závislosti na zastoupení orné půdy v povodí, a průměrném sklonu území. To následně vytváří značné rozdíly v transportu půdy a fosforu do vodních toků. Vhodným případem pro ilustraci této skutečnosti je porovnání tří povodí (Fryšták, Luhačovice a Vrchlice) s obdobnou intenzitou eroze (cca $4 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Celková eroze těchto území se liší především v závislosti na rozloze těchto území a zastoupení orné půdy – pro povodí Vrchlice byla modelována přibližně dvojnásobná hodnota, než pro zbývající dvě území. Hodnota depozice v povodí je v případě povodí Vrchlice výrazně vyšší, než u zbývajících dvou lokalit. V důsledku toho je vstup splavenin do sítě vodních toků v případě povodí Fryšták a Vrchlice obdobný, přesto, že povodí Vrchlice je dvakrát větší, než povodí Fryštáku. V důsledku výrazně menších sklonů u povodí Vrchlice, zde dojde k významné depozici před vstupem do vodního toku.

Tab. 6.4 Porovnání výsledků obou prezentovaných metod pro čtyři modelovaná území

Název povodí	Celková eroze [t.rok ⁻¹]	Intenzita eroze [t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]	Depozice mimo vodní toky [t.rok ⁻¹]	Vstup splavenin do vodních toků [t.rok ⁻¹]	*Vstup TP do vodních toků [kg.rok ⁻¹]	Vstup DP do vodních toků [kg.rok ⁻¹]		**DP/TP [%]
						5% TP (nepřímá m.)	přímé určení DP	
Fryšták	21 435	4.8	12 381	9 054	7 279	364	382	5.2
Luhačovice	20 083	4.5	12 790	7 293	5 799	290	269	4.6
Stanovice	4 152	0.5	2 590	1 562	1 403	70	120	8.6
Vrchlice	42 605	4.4	32 275	10 329	7 635	382	324	4.2

*) vypočteno dle rovnic R. 3-10, R. 3-11 a R. 3-12 **) DP vypočteno dle rovnic R. 3-13, R. 3-14 a R. 3-15

Porovnání dvou metod stanovení množství rozpuštěného fosforu transportovaného do vodních toků bylo na základě podrobného zpracování této problematiky pro povodí Býkovického potoka provedeno pro obecně využívaný 5 % podíl rozpuštěného fosforu z celkového fosforu v erozním odtoku.

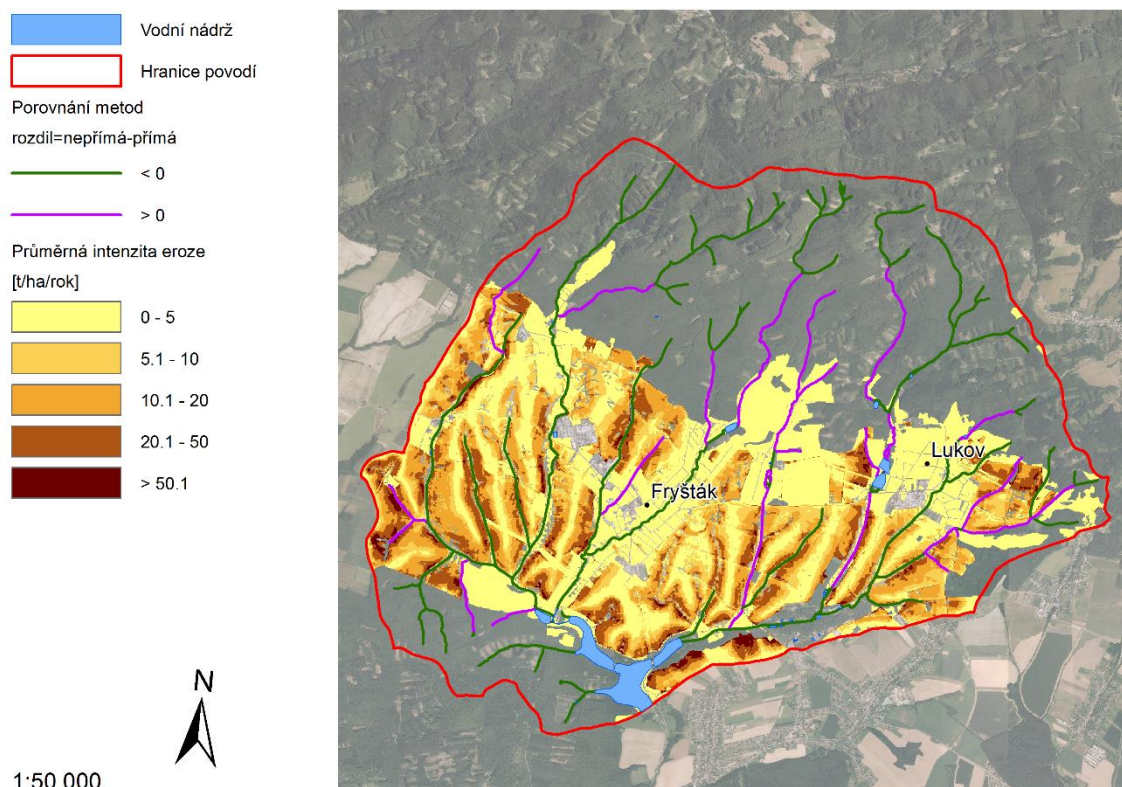
Výsledky zpracované v Tab. 6.4 ukazují značnou shodu v případě povodí s vysokou průměrnou roční ztrátou půdy (Fryšták, Luhačovice, Vrchlice), která se v těchto povodí pohybuje okolo 4,5 t.ha⁻¹.rok⁻¹. U těchto tří lokalit se podíl rozpuštěného fosforu vstupujícího do vodních toků z celkového fosforu vstupujícího do vodotečí pohybuje kolem běžně používané hodnoty 5% (rozmezí 4,2 – 5,2 %). Těchto hodnot je dosaženo i přes značnou odlišnost těchto povodí z hlediska charakteristik, které průběh erozního procesu (erozi a depozici) značně ovlivňují – zastoupení orné půdy a průměrný sklon povodí.

Naproti tomu v povodí vodní nádrže Stanovice, které je z erozního pohledu poměrně málo ohrožené (průměrná roční ztráta půdy 0,451 t.ha⁻¹.rok⁻¹), je podíl rozpuštěného fosforu z celkového transportovaného fosforu do vodních toků výrazně vyšší, než je obecně používaná hodnota 5 %. Důvodem je vysoký podíl trvale travních plocha lesních pozemků v této lokalitě. Intenzita eroze na těchto pozemcích je nižší, stejně jako koncentrace erodované půdy v povrchovém odtoku. V důsledku toho klesá koncentrace TP v odtoku a podíl DP v odtoku je proto vyšší.

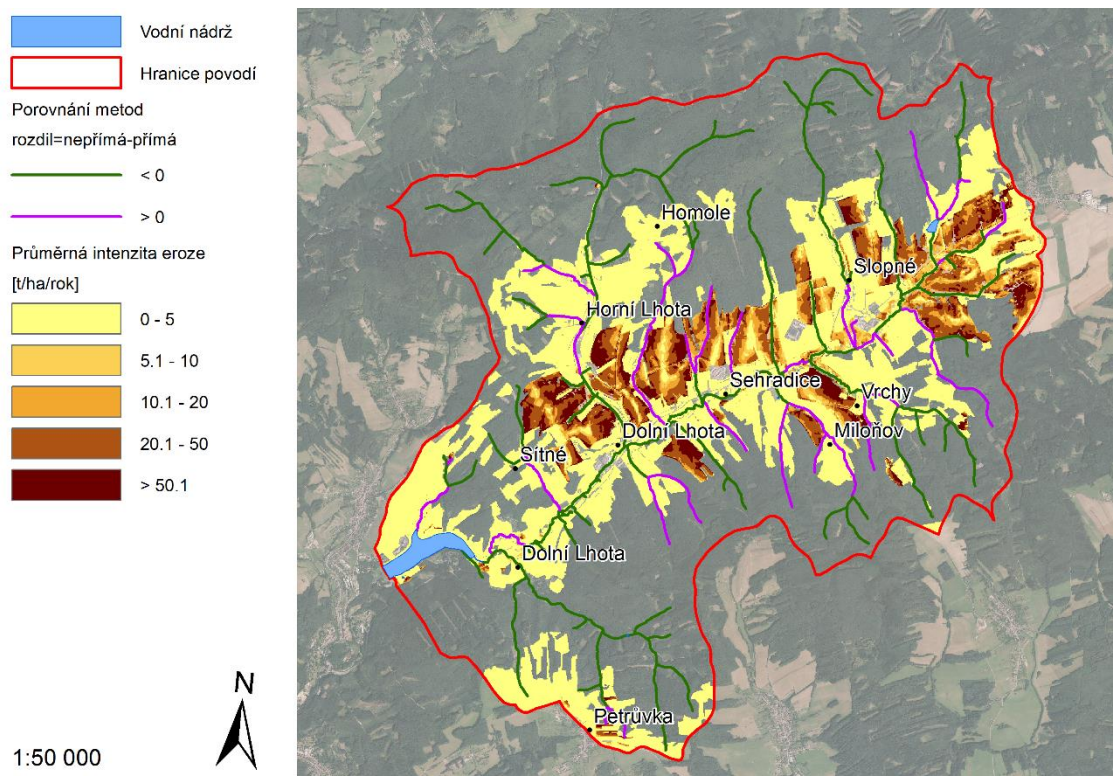
Tento jev lze dokumentovat i na základě experimentálně měřených dat (viz Tab. 5.13). Povrchový odtok s menším zastoupením erodovaných půdních částic obsahuje nižší koncentraci celkového fosforu. Koncentrace rozpuštěného fosforu je oproti tomu na koncentraci nerozpuštěných látek v odtoku v podstatě nezávislá. V důsledku toho je podíl DP v TP v odtoku v případech nižší intenzity eroze vyšší.

6.2.3 Prostorové porovnání metod

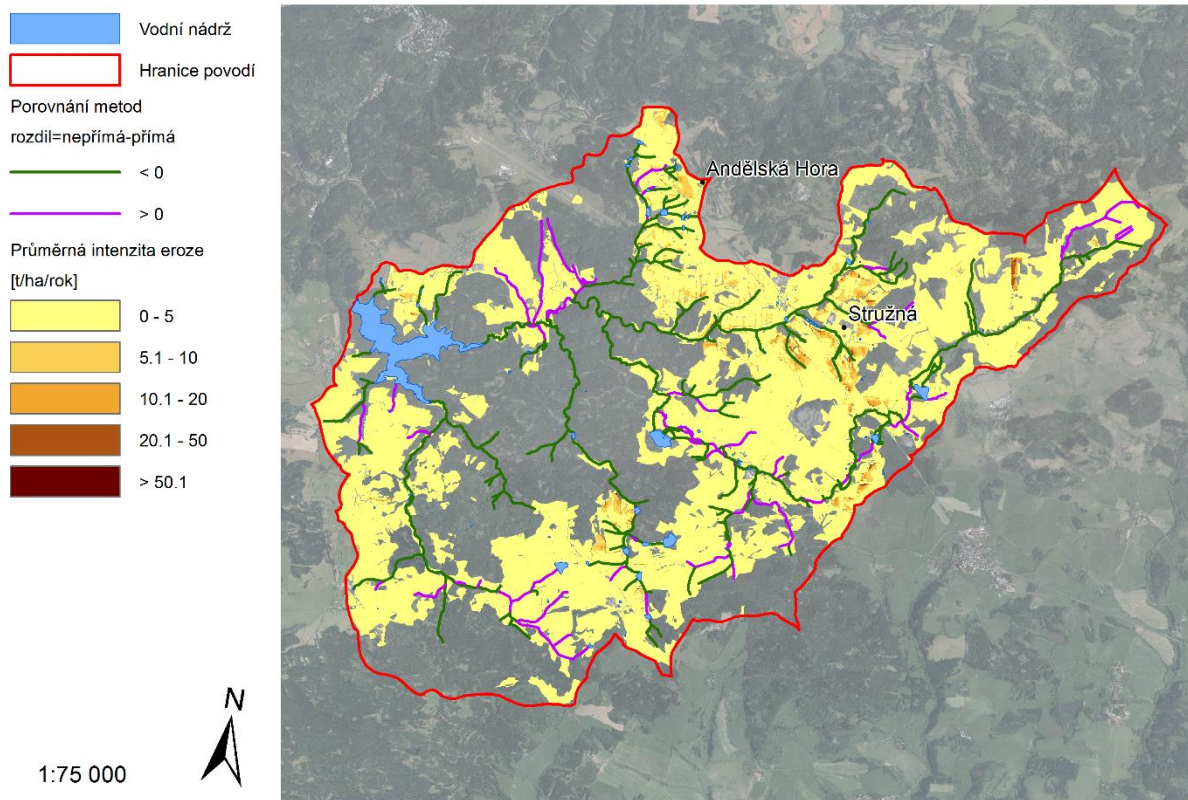
Prostorové rozložení průměrné dlouhodobé intenzity eroze je zobrazeno na Obr. 6.9, Obr. 6.10, Obr. 6.11 a Obr. 6.12. Zároveň je v těchto obrázcích znázorněn rozdíl hodnot vstupu rozpuštěného fosforu oběma prezentovanými metodami. Zelené úseky vodních toků mají vyšší hodnoty stanovené přímou metodou (na základě koncentrace P_{M3} v půdě a koncentrace DP v toku), úseky s vyšší hodnotou určenou nepřímou metodou (dle koncentrace TP v půdě) jsou znázorněny modře.



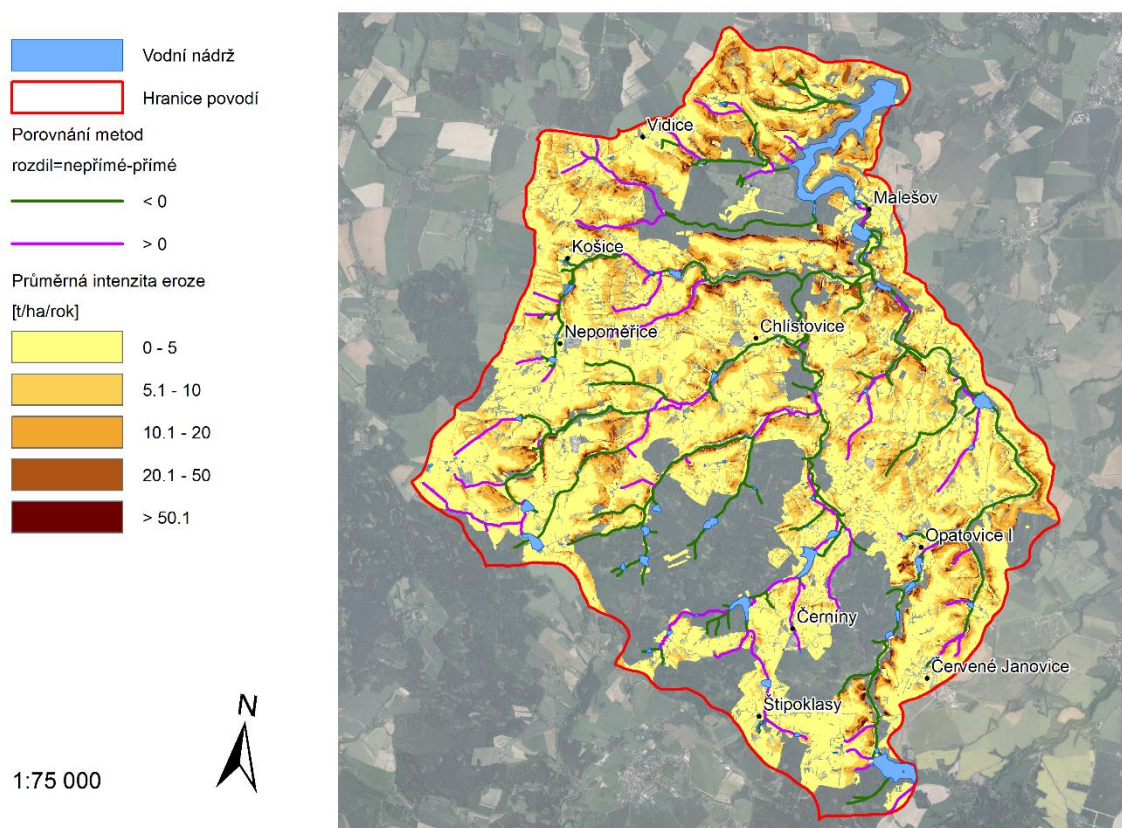
Obr. 6.9 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Fryšták (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod



Obr. 6.10 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Luhačovice (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod



Obr. 6.11 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Stanovice (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod



Obr. 6.12 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Vrchlice (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod

Z prezentovaných obrázků je zřejmá variabilita řešených území z hlediska zastoupení orné půdy a sklonu, která způsobuje velkou variabilitu rozložení i intenzity průměrné dlouhodobé ztráty půdy. Z obrázků nelze jednoznačně definovat, ve kterých úsecích toků udává vyšší hodnoty přímá a kde naopak nepřímá metoda. To je třeba vždy posuzovat v každém řešeném území samostatně. Výsledky obou metod jsou přímo závislé na koncentraci TP v půdě a rozložení ztráty půdy v případě nepřímého stanovení. V případě přímého stanovení závisí výsledné hodnoty také na koncentraci P_{M3} (dle Melich III), vstupu splavenin do úseku vodního toku a koncentraci DP v toku. Všechny tyto vstupy jsou prostorově variabilní v rámci jednotlivých povodí.

Tab. 6.5 Statistické vyhodnocení rozdílů vstupu DP do úseků vodních toků (rozdíl přímé a nepřímé metody), vztaženo na 1 m úseku vodního toku

	Fryšták	Luhačovice	Stanovice	Vrchlice
Intenzita eroze [t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]	4,8	4,5	0,5	4,4
Koncentrace TP v půdě [mg.kg ⁻¹]	712,0	786,1	671,6	744,2
Koncentrace P_{M3} v půdě [mg.kg ⁻¹]	37,2	45,2	120,3	57,7
Rozdíl vstupu DP do úseku vodního toku [kg.rok⁻¹.m⁻¹]				
Min	-15,1	-7,0	-4,8	-13,9
Medián	0	0	0	0
Průměr	-0,4	-0,1	-0,2	-0,1
Maximum	8,3	2,8	0,3	7,2
Rozsah	23,3	9,9	5,1	21,1
Mezikvartilová odchylka	0,0	0,1	0,0	0,1
Směrodatná odchylka	2,3	1,1	0,6	1,4

Tab. 6.5 ukazuje vazbu mezi charakteristikami povodí (významnými z hlediska prezentovaných metod stanovení transportu fosforu) – intenzita eroze, koncentrace TP a P_{M3} v půdě a rozdílem výsledků obou metod v těchto povodích. Povodí Fryšták, Luhačovice a Vrchlice mají obdobné hodnoty intenzity eroze i koncentrace TP a P_{M3} v půdě. Oproti tomu povodí Stanovice má výrazně nižší průměrnou intenzitu eroze a naopak vyšší koncentraci P_{M3} v půdě. Koncentrace TP v půdě je obdobná u všech čtyř modelovaných povodí.

U všech čtyř testovaných povodí vychází průměrná hodnota rozdílu obdobná (tj. hodnota rozpuštěného fosforu nesená do toků je mírně vyšší při stanovení přímou metodou, než v případě stanovení nepřímou). V případě povodí Stanovice je výrazně menší celkový rozsah hodnot (rozdíl mezi minimální a maximální hodnotou rozdílu) i směrodatná odchylka. Rozdíl mezi vstupem DP do vodních toků stanovený oběma metodami je však v případě povodí Stanovice největší (Tab. 6.4). Tato skutečnost je dána pravděpodobně nízkými hodnotami vstupu TP do vodních toků (v důsledku malé intenzity eroze) a následně nízkým vstupem DP stanoveným nepřímou metodou. Dalším možnou příčinou je naopak vysoký obsah P_{M3} v půdě a následně vysoké hodnoty vstupu DP stanovené nepřímou metodou.

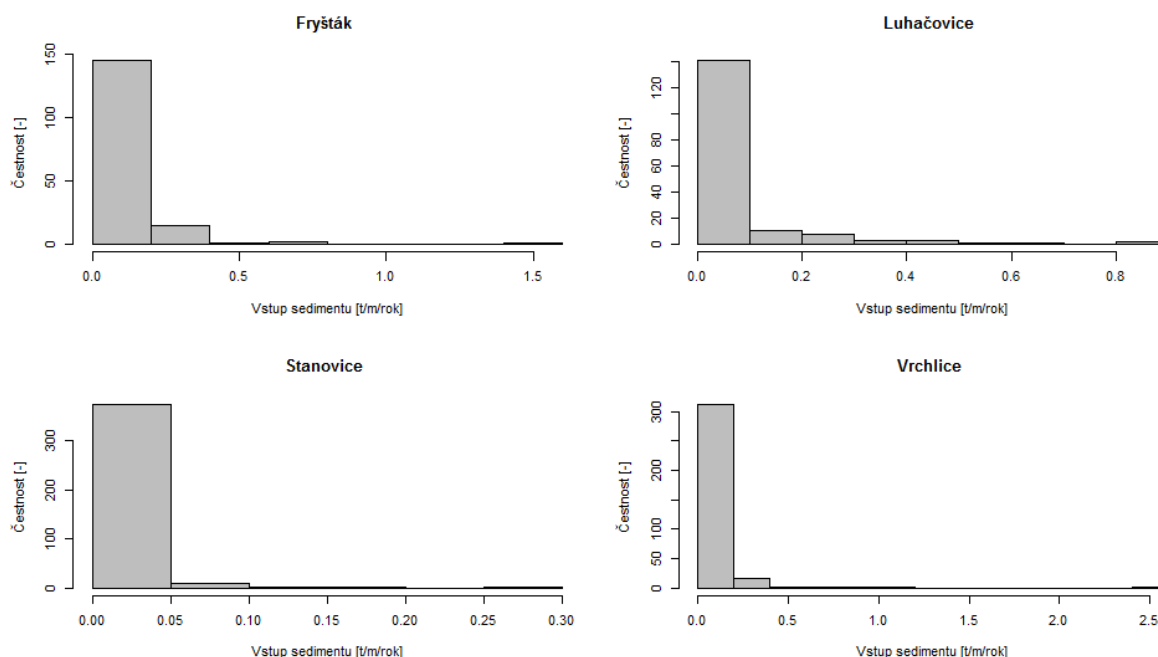
Tento předpoklad je dále analyzován v následující kapitole, která je zaměřena na zhodnocení významu dvou nejvýznamnějších vstupních hodnot (koncentrace P_{M3} v půdě a množství erodovaného materiálu vstupující do vodního toku) z hlediska výsledků poskytovaných dvěma prezentovanými metodami.

6.2.4 Faktory ovlivňující velikost rozdílu výsledků přímé a nepřímé metody

Z principu obou metod vyplývá, že nejvýznamněji jsou hodnoty vstupu DP do jednotlivých úseků vodního toku ovlivněny množstvím splavenin přicházejícím ročně do tohoto úseku a v případě přímé metody rovněž průměrnou koncentrací P_{M3} v příslušném sub-povodí.

Dalším významným vstupním parametrem, který má vliv na výsledky přímé metody a následně i na rozdíl výsledků obou metod je koncentrace DP ve vodním toku. Množství splavenin vstupujícího do vodního toku může být pro každé území relativně snadno stanoveno modelem. Hodnoty koncentrací P_{M3} v půdě jsou na území České republiky pravidelně měřeny v rámci agrotechnického zkoušení půd (ODKAZ). Oproti tomu hodnoty DP ve vodních tocích jsou běžně měřeny jen ve vybraných říčních profilech. Při běžném využití přímé metody tak bude pro všechny úseky vodního toku v povodí využita pravděpodobně jedna (případně několik málo) průměrná hodnota koncentrace DP v toku měřená v příslušném říčním profilu. Z tohoto důvodu nebylo posouzení významu koncentrace DP v toku součástí následné analýzy.

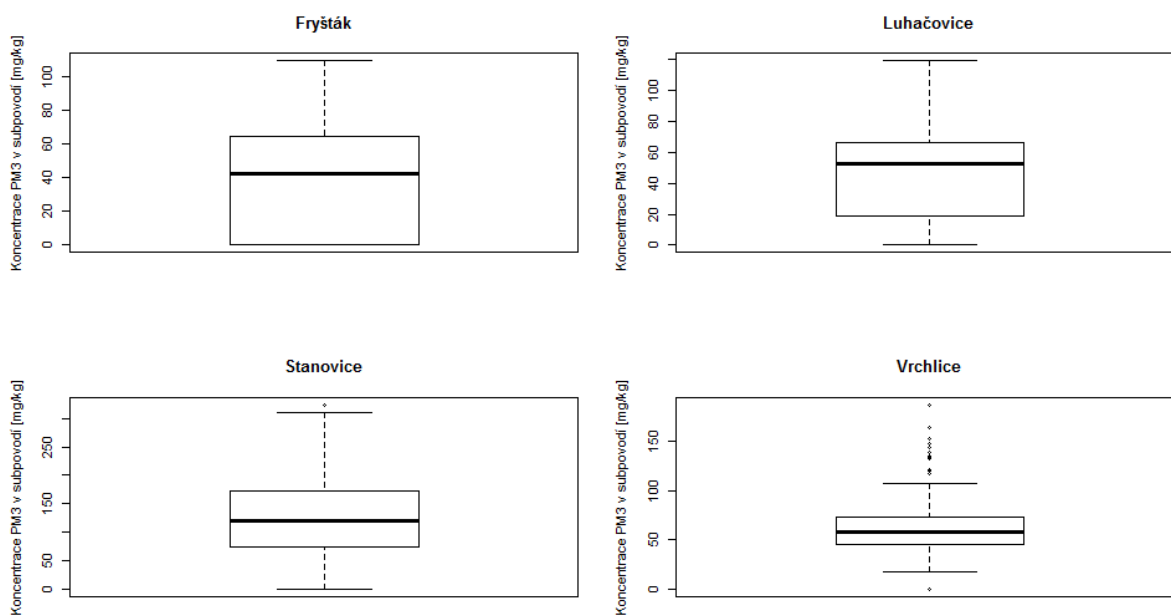
Řešená území byla porovnána z hlediska hodnot vstupu splavenin do úseku, průměrné koncentrace P_{M3} v příslušném sub-povodí i velikostí rozdílů hodnot vstupu DP do jednotlivých úseků VT. Dále byla stanovena závislost velikosti rozdílů vstupu DP stanoveného dvěma prezentovanými metodami na hodnotách vstupu splavenin do úseku, respektive průměrné koncentraci P_{M3} v příslušném sub-povodí.



Obr. 6.13 Histogram hodnot vstupu sedimentu do jednotlivých úseků vodního toku pro řešená povodí. Vztaženo na 1 m úseku vodního toku

Grafy uvedené na Obr. 6.13 ukazují variabilitu řešených povodí z hlediska rozsahu množství splavenin transportovaného do jednotlivých úseků vodního toku. V povodí Fryšták a Vrchlice je většina hodnot v rozsahu 0 – 0,25 t.m⁻¹.rok⁻¹. V případě povodí Luhačovice do většiny úseků nepřesahuje vstup hodnotu 0,1 t.m⁻¹.rok⁻¹. Maximální vstup splavenin do úseku vodního toku v povodích se pohybuje v rozmezí 0,9 (Luhačovice) až 2,5 (Vrchlice) t.m⁻¹.rok⁻¹. Výrazně odlišně se z hlediska transportu

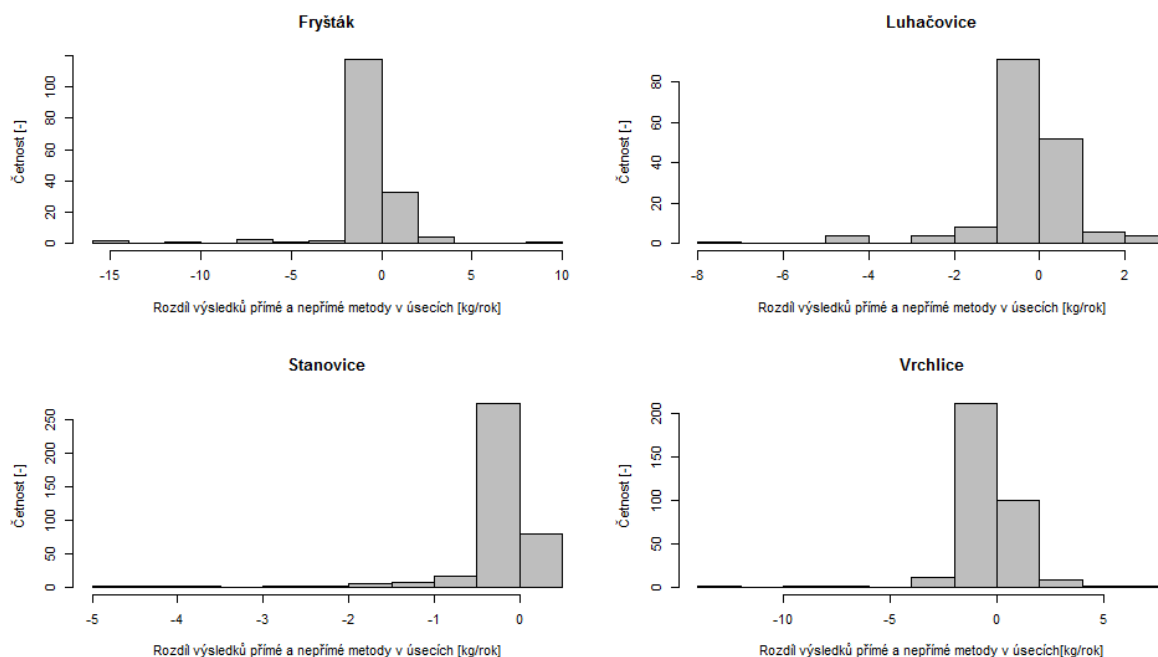
splavenin do vodních toků chová povodí Stanovice, ve kterém je většina úseků vodního toku zatížena množstvím splavenin do $0,05 \text{ t.m}^{-1}.\text{rok}^{-1}$ a maximální vstupující množství splavenin je v tomto povodí pouze cca $0,3 \text{ t.m}^{-1}.\text{rok}^{-1}$.



Obr. 6.14 Box-plot diagramy koncentrace přístupného fosforu v půdě (dle Mehlich III) v řešených povodích. Vyhodnoceny průměrné koncentrace k sub-povodím jednotlivých úseků vodního toku.

Situace v řešených povodích je rovněž značně odlišná z hlediska koncentrace P_{M3} v půdě (viz Obr. 6.4). Výrazně největší rozsah hodnot se vyskytuje v povodí Stanovice, kde maximální hodnota koncentrace P_{M3} dosahuje hodnoty 324 mg.kg^{-1} . Průměrná hodnota koncentrace P_{M3} v povodí Stanovice je 120 mg.kg^{-1} . Tato koncentrace překračuje optimální koncentraci P_{M3} v půdě z hlediska rostlinné výživy více než dvojnásobně (Sims 2000). V případě zbývajících lokalit jsou koncentrace P_{M3} v půdě výrazně nižší, průměrné hodnoty se pohybují v rozsahu 37 mg.kg^{-1} (Fryšták) až 58 mg.kg^{-1} (Vrchlice). Tyto koncentrace lze považovat za optimální.

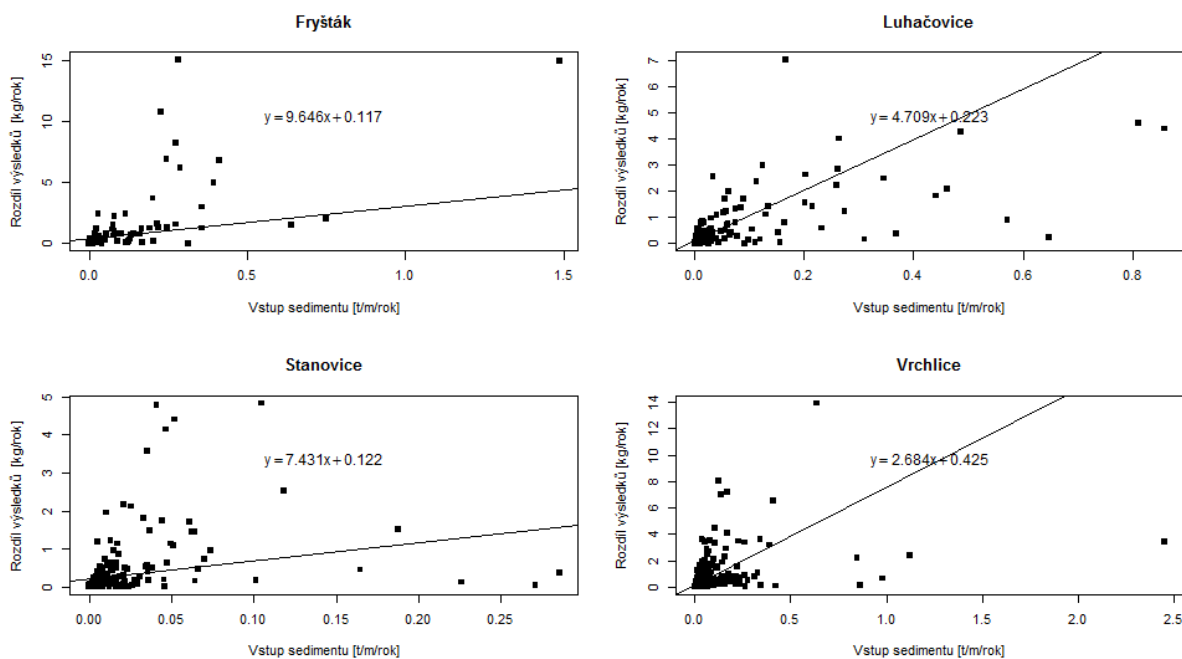
Z grafů četnosti rozdílů mezi hodnotami vstupu DP do jednotlivých úseků vodních toků, poskytovaných dvěma metodami, uvedených v Obr. 6.15 je zřejmé, že ve všech řešených územích nejvíce úseků nabývá hodnoty rozmezí -2 až $2 \text{ (kg.rok}^{-1}\text{)}$. Ve většině úseků toků tedy obě metody poskytují obdobné výsledky. Povodí Stanovice se opět liší od ostatních hodnot. V případě tohoto povodí výrazněji převažují záporné hodnoty rozdílů, což prezentuje vyšší výslednou hodnotu vstupu DP přímou metodou než metodou nepřímou. V případě ostatních území jsou hodnoty rozdílů relativně rovnoměrně rozděleny do kladných i záporných hodnot. Zbývajících tří řešená území (Fryšták, Luhačovice, Vrchlice) se vzájemně liší především rozsahem sledovaných hodnot rozdílů.



Obr. 6.15 Histogram rozdílu hodnot vstupu DP do jednotlivých úseků vodního toku stanovených dvěma porovnávanými metodami

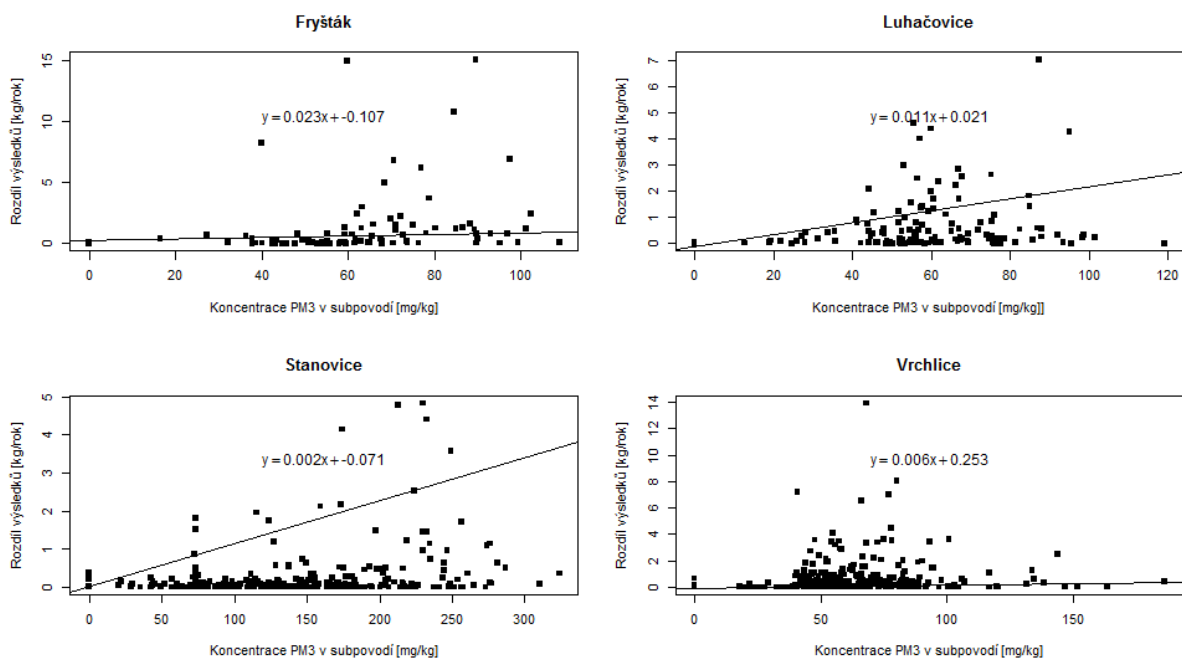
Ve všech čtyřech sledovaných povodí byla zjištěna významná závislost (R v rozmezí 0,37 – 0,71 viz Tab. 6.6) mezi množstvím splavenin vstupujícím do úseku vodního toku a absolutní hodnotou rozdílu vstupu DP do úseku stanoveného dvěma porovnávanými metodami (viz Obr. 6.16). Vzhledem k tomu, že souhrnné výsledky uvedené v Tab. 6.4 ukazují hodnoty celkového množství DP vstupujícího do vodních toků, které se v případě povodí s vyšší intenzitou eroze shodují, lze předpokládat, že se v těchto povodích budou vyskytovat poměrně rovnoměrně kladné i záporné hodnoty rozdílu tzn. v různých místech povodí bude jedna či druhá metoda podhodnocovat resp. nadhodnocovat vstup DP do toku oproti metodě druhé. Tato skutečnost je patrná z histogramů rozdílu hodnot vstupu DP do toku uvedených v Obr. 6.15.

Výjimkou je povodí Stanovice, kde shodně s ostatními vykazují hodnoty rozdílu výsledků obou metod značnou závislost na množství splavenin vstupujícím do úseku toku. V tomto povodí však dochází k podhodnocení vstupu DP ve všech úsecích vodního toku. Výsledky metod se pak významně liší v celkovém součtu (Tab. 6.4) i v jednotlivých úsecích vodního toku, což je zřejmé z histogramu uvedeného na Obr. 6.15.



Obr. 6.16 Závislost mezi velikostí rozdílu poskytovaných výsledků a vstupem sedimentu do jednotlivých úseků vodního toku

Nebyla prokázána významná závislost absolutních hodnot rozdílu výsledků prezentovaných metod v jednotlivých úsecích na průměrné koncentraci PM_{10} v příslušných sub-povodích (R v rozmezí 0,15 - 0,36 viz Tab. 6.6 a Obr. 6.17), které k těmto úsekům patří.



Obr. 6.17 Závislost mezi velikostí rozdílu poskytovaných výsledků a koncentrací přístupného fosforu v půdě v jednotlivých sub-povodích je výrazně slabší

Tab. 6.6 Hodnoty korelačního koeficientu pro sledované vztahy

	Fryšták	Luhačovice	Stanovice	Vrchlice
Korelační koeficient (R) mezi velikostí rozdílu poskytovaných výsledků a vstupem sedimentu	0.71	0.65	0.37	0.37
Korelační koeficient (R) mezi velikostí rozdílu poskytovaných výsledků a průměrnou koncentrací P_{M3}	0.36	0.34	0.29	0.15

6.2.5 Shrnutí

Posouzení čtyř rozsáhlých povodí z hlediska vstupu rozpuštěného fosforu do vodních toků oběma prezentovanými metodami ukázalo zásadní vliv charakteristik těchto povodí (především sklonu a zastoupení orné půdy) na erozní/depoziční chování těchto povodí, které významně ovlivňuje také vstup splavenin a fosforu do sítě vodních toků.

V případě tří povodí, která lze považovat za erozně ohrožená (hodnota průměrné roční ztráty půdy cca $4,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$), bylo oběma metodami určeno obdobné množství rozpuštěného fosforu vstupujícího ročně do sítě vodních toků. Naproti tomu v případě povodí Stanovice, které je z erozního hlediska ohroženo podstatně méně (průměrná ztráta půdy cca $0,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$), byla hodnota stanovená přímou metodou téměř dvakrát vyšší než množství stanovené nepřímou metodou. Podíl DP, vypočtený na základě modelovaných hodnot transportu DP, z celkového fosforu ve smyvu je v tomto případě roven hodnotě 8,6 %.

Tato skutečnost koresponduje s měřeními hodnotami během srážko-odtokových experimentů popsanych v kapitole 5, kde byl pozorován vyšší podíl rozpuštěného fosforu ve smyvu z plochy s vegetací, respektive nepřímá závislost mezi koncentrací nerozpuštěných látek v odtoku a podílem rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v odtoku (Tab. 5.2 a Obr. 5.20).

Na základě znalosti principu obou prezentovaných metod bylo možné konstatovat, že tato skutečnost může být důsledkem působení tří faktorů. Prvním z nich je vyšší podíl rozpuštěného fosforu ve smyvu z plochy s vegetací, respektive nepřímá úměrnost mezi koncentrací nerozpuštěných látek v odtoku a podílem rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v odtoku. Tento předpokládaný vztah byl rovněž dokumentován výsledky několika experimentů zaměřených na transport fosforu během srážko-odtokových událostí. Druhým významným faktorem je výrazně vyšší koncentrace P_{M3} v půdě v povodí Stanovice. Průměrná hodnota koncentrace P_{M3} je zde $120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, což je více než dvojnásobná hodnota oproti ostatním řešeným lokalitám. Třetím faktorem je koncentrace DP ve vodních tocích v povodí. Vzhledem k nedostupnosti těchto vstupních dat pro rutinní modelování nebyl význam tohoto faktoru dále testován. Z tohoto důvodu byla následně sledována závislost výsledků prezentovaných metod, respektive rozdílu mezi těmito výsledky na množství splavenin vstupujícím do jednotlivých úseků vodních toků a průměrné koncentraci P_{M3} v půdě v příslušném sub-povodí.

Výsledky této analýzy ukazují na značnou závislost mezi absolutní hodnotou rozdílu mezi výsledky obou metod v jednotlivých úsecích toku a hodnotou vstupu splavenin do tohoto úseku. Naopak závislost mezi absolutní hodnotou rozdílu výsledků

poskytnutých oběma metodami na průměrné koncentraci P_{M3} v povodí je výrazně slabší, korelační koeficient se pohybuje v rozmezí 0,15 – 0,36.

7 PRAKTICKÉ VYUŽITÍ MĚŘENÝCH DAT

Během let 2012, 2013 a 2014 bylo realizováno celkem 10 simulací, při nichž byl sledován transport nerozpuštěných látek a transport fosforu během 17 experimentů. Šestnáct experimentů bylo realizováno *in-situ* s využitím mobilního dešťového simulátoru se zadešťovanou plochou 16 m², jedna simulace pak byla realizována v laboratoři pomocí laboratorního dešťového simulátoru se zadešťovanou plochou 8 m². Prezentované experimenty se rovněž liší intenzitou srážky, která se pohybovala v rozmezí 37–69 mm.hod⁻¹ (viz Tab. 7.1). Během experimentů byl měřen povrchový odtok, koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku a koncentrace rozpuštěného a celkového fosforu v odtoku. Zároveň byla měřena koncentrace obou forem fosforu ve vodě, která byla pro experimenty použita. Před jednotlivými simulacemi byl odebrán směsný vzorek půdy, který byl následně analyzován z hlediska koncentrace přístupného fosforu (dle Mehlich III). Měřené hodnoty spolu s charakteristikami jednotlivých experimentů jsou uvedeny v Tab. 7.1.

Koncentrace celkového i rozpuštěného fosforu v srážkové vodě je obvykle významně nižší, než jsou měřené koncentrace ve vodě, která byla pro prezentované experimenty využita. Aby realizované experimenty co nejvíce odpovídaly reálné srážko-odtokové události, bylo třeba v dalších analýzách relativně vysokou koncentraci rozpuštěného i celkového fosforu vstupující do experimentu v podobě vody užitě pro experiment zohlednit.

Pro další analýzy byly proto uvažovány hodnoty koncentrace TP a DP v povrchovém odtoku tak, že od hodnoty měřené koncentrace (hodnoty „**TP v odtoku**“ a „**DP v odtoku**“ v Tab. 7.1 byla vždy odečtena měřená hodnota koncentrace DP nebo TP zjištěná ve vodě (hodnoty „**zdroj vody pro simulaci TP**“ a „**zdroj vody pro simulaci DP**“ v Tab. 7.1, která byla pro realizaci experimentu použita.

Pro následné analýzy byly využity hodnoty koncentrací TP a DP v odtoku v Tab. 7.1 označené hvězdičkou. Protože v případě tří experimentů (v Tab. 7.1 šedé řádky) byla koncentrace DP, nebo TP ve vodě užitě pro simulaci vyšší, než měřená koncentrace DP nebo TP v povrchovém odtoku, nebyly měřené hodnoty koncentrací fosforu v rámci těchto tří experimentů v dalších analýzách uvažovány.

Tab. 7.1 Přehled experimentů zaměřených na transport fosforu realizovaných v letech 2012-2013

datum odběru	počet vzorků	povrch	velikost plochy [m ²]	intenzita srážky [mm.hod ⁻¹]	odtok celkem [l]	NL celkem [g]	konc. NL průměr [g.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci TP [mg.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci DP [mg.l ⁻¹]	P _{M3} v půdě [mg.kg ⁻¹]	TP v odtoku [mg.l ⁻¹]	TP v odtoku* [mg.l ⁻¹]	DP v odtoku [mg.l ⁻¹]	DP v odtoku* [mg.l ⁻¹]
7.6.2012	1	kultivovaný úhor	16	39	96.6	1082.4	11.2	0.277	0.116	130	24.523	24.246	0.099	-0.017
18.7.2012	1	kultivovaný úhor	16	37	232.7	5863.8	25.2	0.569	0.055	130	34.031	33.462	0.147	0.092
21.8.2012	1	kultivovaný úhor	16	39	419.6	7452.9	17.8	0.339	0.070	130	29.761	29.422	0.172	0.102
7.6.2013	5	kultivovaný úhor	16	52	541.8	8506.4	15.7	0.223	0.102	68	23.500	23.277	0.263	0.161
											15.500	15.277	0.225	0.123
											14.300	14.077	0.220	0.118
											21.100	20.877	0.210	0.108
											10.800	10.577	0.213	0.111
10.7.2013	5	kultivovaný úhor	16	58	309.7	6474.7	20.9	0.144	0.054	98	3.960	3.816	0.191	0.137
											9.550	9.406	0.187	0.133
											10.700	10.556	0.147	0.093
											11.200	11.056	0.133	0.079
											8.820	8.676	0.160	0.106
5.9.2013	5	kultivovaný úhor	16	66	507.3	10620.0	20.9	0.156	0.093	77	19.900	19.744	0.281	0.188
											9.400	9.244	0.192	0.099
											6.450	6.294	0.173	0.080
											5.350	5.194	0.161	0.068
											4.770	4.614	0.172	0.079

datum odběru	počet vzorků	povrch	velikost plochy [m ²]	intenzita srážky [mm.hod ⁻¹]	odtok celkem [l]	NL celkem [g]	konc. NL průměr [g.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci TP [mg.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci DP [mg.l ⁻¹]	P _{M3} v půdě [mg.kg ⁻¹]	TP v odtoku [mg.l ⁻¹]	TP v odtoku* [mg.l ⁻¹]	DP v odtoku [mg.l ⁻¹]	DP v odtoku* [mg.l ⁻¹]
26. a 27. 6. 2014	5	kultivovaný úhor	16	63	306.9	2179.5	7.1	0.146	0.117	117	5.433	5.287	0.088	-0.029
											7.303	7.157	0.075	-0.042
											5.615	5.469	0.080	-0.037
											2.552	2.406	0.085	-0.032
											4.757	4.611	0.071	-0.046
18.7.2012	1	oves jarní (fáze zrání)	16	39	164.4	83.6	0.5	0.569	0.055	130	1.121	0.552	0.081	0.026
21.8.2012	1	oves jarní (fáze zrání - plná zralost)	16	39	107.3	55.5	0.5	0.339	0.070	130	0.022	-0.317	0.001	-0.069
17.5.2013	1	pšenice jarní (fáze odnožování)	16	69**	429.5	623.8	1.5	0.274	0.096	81	0.956	0.682	0.125	0.029
7.6.2013	1	pšenice jarní (fáze sloupkování)	16	39	282.2	92.0	0.3	0.282	0.159	68	0.730	0.448	0.162	0.003
10.7.2013	1	pšenice jarní (fáze metání)	16	64**	29.1	35.6	1.2	0.144	0.054	98	0.946	0.802	0.263	0.209
26. a 27. 6. 2014	3	oves ozimý (fáze zrání)	16	63	152.7	39.9	0.3	0.267	0.134	117	1.735	1.468	0.187	0.054
											0.711	0.444	0.159	0.025
											0.384	0.117	0.136	0.002

datum odběru	počet vzorků	povrch	velikost plochy [m ²]	intenzita srážky [mm.hod ⁻¹]	odtok celkem [l]	NL celkem [g]	konc. NL průměr [g.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci TP [mg.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci DP [mg.l ⁻¹]	P _{M3} v půdě [mg.kg ⁻¹]	TP v odtoku [mg.l ⁻¹]	TP v odtoku* [mg.l ⁻¹]	DP v odtoku [mg.l ⁻¹]	DP v odtoku* [mg.l ⁻¹]
HOAL_1	2	ječmen jarní (fáze růstu listů)	16	37	100.4	1474.0	14.7	0.042	0.027	53	10.000	9.958	0.580	0.553
											5.400	5.358	0.240	0.213
HOAL_2	2	ječmen jarní (fáze růstu listů)	16	39	265.2	5989.4	22.6	0.042	0.027	53	18.000	17.958	0.160	0.133
											13.000	12.958	0.160	0.133
HOAL_3	2	ječmen jarní (fáze růstu listů)	16	65**	38.0	769.3	20.2	0.042	0.027	53	19.000	18.958	0.110	0.083
											16.000	15.958	0.230	0.203
laboratorní DS	5	kultivovaný úhor	8	40	50.3	724.4	14.4	0.000	0.000	110	45.000	45.000	0.110	0.110
											31.000	31.000	0.110	0.110
											25.000	25.000	0.120	0.120
											21.000	21.000	0.110	0.110
											16.000	16.000	0.093	0.093

* odečtena koncentrace DP, respektive TP ve vodě použité pro simulaci

** stanoveno výpočtem

7.1 POROVNÁNÍ POTENCIÁLNÍHO UVOLNĚNÍ A OKAMŽITÉHO VSTUPU DP DO RECIPIENTU

Na základě měřených hodnot byl pomocí vztahů (R. 3-13, R. 3-14 a R. 3-15) stanoven eutrofizační potenciál erodovaných částic (EP). Odběr vzorků půdy a vody v recipientu probíhal vždy jedenkrát před simulací. Z tohoto důvodu byla takto stanovena vždy jedna hodnota pro každou simulaci.

Dále byl stanoven okamžitý vstup DP během srážko-odtokové události do povrchového odtoku (DP_o). Během vybraných simulací v letech 2013 a 2014 byly hodnoty koncentrace DP měřeny několikrát během experimentu. Proto je pak vypočteno několik hodnot okamžitého vstupu DP do povrchového odtoku (DP_o) během experimentů. Stanovené hodnoty EP a DP_o jsou zpracovány v Tab. 7.2.

EP [mg.kg⁻¹] - eutrofizační potenciál erodovaných částic

Je množství DP, které se potenciálně uvolní do recipientu z 1 kg erodovaných částic.

Vypočteno dle koncentrace P_{M3} v půdě a DP v recipientu.

DP_o [mg.kg⁻¹]- okamžitý vstup DP do recipientu

Je okamžité množství DP vstupující do recipientu během srážko-odtokové události, vztažené na 1 kg erodovaných částic.

Vypočteno na základě měřených hodnot koncentrace DP [mg.l⁻¹] v odtoku, objemu odtoku V[l] a množství erodovaného materiálu G [kg] dle rovnice R. 7-1:

$$DP_o = \frac{DP \cdot V}{G} \quad \text{R. 7-1}$$

Tab. 7.2 Hodnoty eutrofizačního potenciálu erodovaných částic (EP) a okamžitého vstupu DP do recipientu (DP_o)

experiment	povrch	EP [mg.kg ⁻¹]	DP _o [mg.kg ⁻¹]	experiment	povrch	EP [mg.kg ⁻¹]	DP _o [mg.kg ⁻¹]
18.7.2012	kultivovaný úhor	64.9	3.7	17.5.2013	pšenice jarní (fáze odnožování)	25.5	20.0
21.8.2012	kultivovaný úhor	61.9	5.7	7.6.2013	pšenice jarní (fáze sloupkování)	2.5	9.2
7.6.2013	kultivovaný úhor	15.7	10.5	10.7.2013	pšenice jarní (fáze metání)	45.8	170.8
			7.3	26. a 27. 6. 2014	oves ozimý (fáze zrání)	40.9	148.2
			7.5				98.0
			7.1				14.6
10.7.2013	kultivovaný úhor	45.8	7.3	HOAL 1	ječmen jarní (fáze růstu listů)	25.0	39.3
			5.7	HOAL 2	ječmen jarní (fáze růstu listů)	25.0	13.9
			4.9				6.4
			4.3	HOAL 3	ječmen jarní (fáze růstu listů)	25.0	5.5
4.6	4.5						
5.9.2013	kultivovaný úhor	23.6	7.5	laboratorní DS	kultivovaný úhor	64.8	9.2
			11.0				4.6
			4.4				6.6
			3.3				9.2
			3.0				12.5
4.2	9.8						
18.7.2012	oves jarní (fáze zrání)	64.9	51.1				

Z výsledků uvedených v Tab. 7.2 je zřejmá výrazná variabilita hodnot eutrofizačního potenciálu erodovaných částic EP, které se pohybují v rozmezí 2,5 – 64,9 mg.kg⁻¹.

Rozptyl hodnot DP_o je rovněž značný (3,0 – 170,8 mg.kg⁻¹). Hodnoty DP_o jsou obecně nižší, oproti hodnotám EP. Z výsledků simulací, při kterých bylo odebráno více vzorků (simulace na úhoru v roce 2013, simulace na vegetaci v roce 2014) je zřejmá změna množství DP_o uvolněného z erodovaných částic do povrchového odtoku během srážko-odtokové události.

Následně bylo stanoveno množství DP potenciálně uvolněné do vodních toků DP_{pot} a množství DP vstupující okamžitě do vodního toku během srážko-odtokové události DP_{vstup}. Oba výpočty zohledňují nepřímo stav zadešťované plochy během experimentu. Přítomnost vegetace je zohledněna prostřednictvím celkového transportovaného množství nerozpuštěných látek (G) během epizody nebo jejího úseku. V důsledku toho je pak potenciální uvolnění i okamžitý vstup DP do vodního toku stanoven jako několik hodnot během jednoho experimentu v důsledku měnící se koncentrace nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku. Vypočtené hodnoty DP_{pot} a DP_{vstup} jsou uvedeny v Tab. 7.3.

DP_{pot} [mg] - potenciální množství DP uvolněné do recipientu

Je množství DP, které se potenciálně uvolní do recipientu z částic erodovaných a transportovaných do vodního toku během srážko-odtokové události.

Vypočteno na základě Eutrofizačního potenciálu EP [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] a množství erodovaných částic G [kg] dle rovnice R. 7-2:

$$DP_{pot} = EP \cdot G \quad \text{R. 7-2}$$

DP_{vstup} [mg] – okamžité množství DP vstupující do recipientu

Je celkové okamžité množství DP vstupující do recipientu během srážko-odtokové události.

Vypočteno na základě hodnoty okamžitého vstupu DP do recipientu DP_o [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] a množství erodovaných částic G [kg] dle rovnice R. 7-3:

$$DP_{vstup} = DP_o \cdot G \quad \text{R. 7-3}$$

Tab. 7.3 Porovnání potenciálního uvolněného množství DP a okamžitého množství DP vstupující do recipientu

experiment	povrch	DP _{pot} [mg]	DP _{pot} průměr [mg]	DP _{vstup} [mg]	DP _{vstup} průměr [mg]	experiment	povrch	DP _{pot} [mg]	DP _{pot} průměr [mg]	DP _{vstup} [mg]	DP _{vstup} průměr [mg]
18.7.2012	kultivovaný úhor	380.7	380.7	21.4	21.4	17.5.2013	pšenice jarní (fáze odnožování)	15.9	15.9	12.5	12.5
21.8.2012	kultivovaný úhor	461.0	461.0	42.7	42.7	7.6.2013	pšenice jarní (fáze sloupkování)	0.2	0.2	0.8	0.8
7.6.2013	kultivovaný úhor	4.7	26.3	3.1	12.4	10.7.2013	pšenice jarní (fáze metání)	1.6	1.6	6.1	6.1
		12.1		5.6		26. a 27. 6. 2014	oves ozimý (fáze zrání)	0.1	0.4	0.5	0.6
		21.9		10.4				0.4		1.0	
		34.6		15.7				0.7		0.2	
58.4	27.0	HOAL 1	ječměn jarní (fáze růstu listů)	4.2	19.0	6.6	12.7				
8.8	1.1			33.8		18.9					
27.9	3.0		HOAL 2	ječměn jarní (fáze růstu listů)	21.9	78.9	5.6	17.6			
50.1	4.7				136.0		29.7				
74.9	7.5	HOAL 3	ječměn jarní (fáze růstu listů)	1.2	10.4	0.2	3.7				
86.7	14.2			19.5		7.2					
5.9.2013	kultivovaný úhor	8.6	50.1	4.0	8.3	laboratorní DS	kultivovaný úhor	8.0	8.2	0.6	1.1
		23.7		4.4				9.2		0.9	
		45.9		6.5				6.8		1.0	
		80.5		10.3				6.6		1.3	
		91.6		16.4				10.5		1.6	
18.7.2012	oves jarní (fáze zrání)	5.4	5.4	4.3	4.3						

Výsledné hodnoty potenciálního uvolnění (DP_{pot}) vykazují značný rozptyl (0,4 – 380,7 mg). Rozptyl hodnot okamžitého vstupu DP_{vstup} do recipientu je nižší (0,6 – 42,7 mg). Téměř ve všech případech je hodnota potenciálního množství DP uvolněného do recipientu DP_{pot} vyšší, než okamžité množství DP vstupující do recipientu DP_{vstup} vypočtené na základě měřené koncentrace rozpuštěného fosforu v odtoku. Jedinou výjimku tvoří simulace z června 2013 a 2014 realizované na ploše s vegetací. V případě těchto experimentů jsou obě hodnoty (DP_{pot} i DP_{vstup}) velmi nízké. Tyto experimenty jsou charakterizované velmi nízkou koncentrací nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku.

Z výsledků výpočtů provedených na základě měřených hodnot je zřejmé, že potenciální uvolněné množství DP i okamžité množství DP vstupující do recipientu během srážko-odtokové epizody narůstá.

7.2 POMĚR MEZI POTENCIÁLNÍM UVOLNĚNÝM MNOŽSTVÍM ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU A OKAMŽITÝM VSTUPEM ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU DO RECIPIENTU

Pro následné analýzy byl vypočten poměr PR (dle R. 7-4) mezi potenciálním množstvím DP uvolněným do recipientu a okamžitým množstvím vstupujícím do recipientu během srážko-odtokové události.

$$PR = \frac{DP_{pot}}{DP_{vstup}}$$

R. 7-4

kde:

PR – vypočtený poměr [-]

DP_{pot} – potenciální množství DP uvolněné z částic erodovaných během srážko-odtokové události do recipientu [mg]

DP_{vstup} – okamžité množství DP vstupující do recipientu během srážko-odtokové události [mg]

Hodnoty PR se pohybují od 0,3 do 17,8 (viz Tab. 7.4). Hodnoty tohoto poměru jsou výrazně vyšší v případě experimentů na ploše s kultivovaným úhorem. V případě experimentů realizovaných na vegetaci jsou hodnoty nižší, blíží se hodnotě 1 (0,3 - 1,3).

Tab. 7.4 Poměr mezi potenciálním uvolněným množstvím DP a okamžitým vstupem DP do recipientu

simulace	povrch	PR [-]	PR [-]	simulace	povrch	PR [-]	PR [-]
18.7.2012	kultivovaný úhor	17.8	17.8	17.5.2013	pšenice jarní (fáze odnožování)	1.3	1.3
21.8.2012	kultivovaný úhor	10.8	10.8	7.6.2013	pšenice jarní (fáze sloupkování)	0.3	0.3
7.6.2013	kultivovaný úhor	1.5	2.1	10.7.2013	pšenice jarní (fáze metání)	0.3	0.3
		2.2		26. a 27. 6. 2014	oves ozimý (fáze zrání)	0.3	
		2.1				0.4	
		2.2				2.8	
2.2	HOAL 1	ječměn jarní (fáze růstu listů)	0.6	1.5			
8.1	1.8						
10.7.2013	kultivovaný úhor	9.4	8.2	HOAL 2	ječměn jarní (fáze růstu listů)	3.9	4.5
		10.6		4.6			
		10.0		HOAL 3	ječměn jarní (fáze růstu listů)	5.5	2.8
		6.1		2.7			
5.9.2013	kultivovaný úhor	2.1	6.0	laboratorní DS	kultivovaný úhor	14.2	7.7
		5.4				9.8	
		7.1				7.0	
		7.8				5.2	
		5.6				6.6	
18.7.2012	oves jarní (fáze zrání)	1.3	1.3				

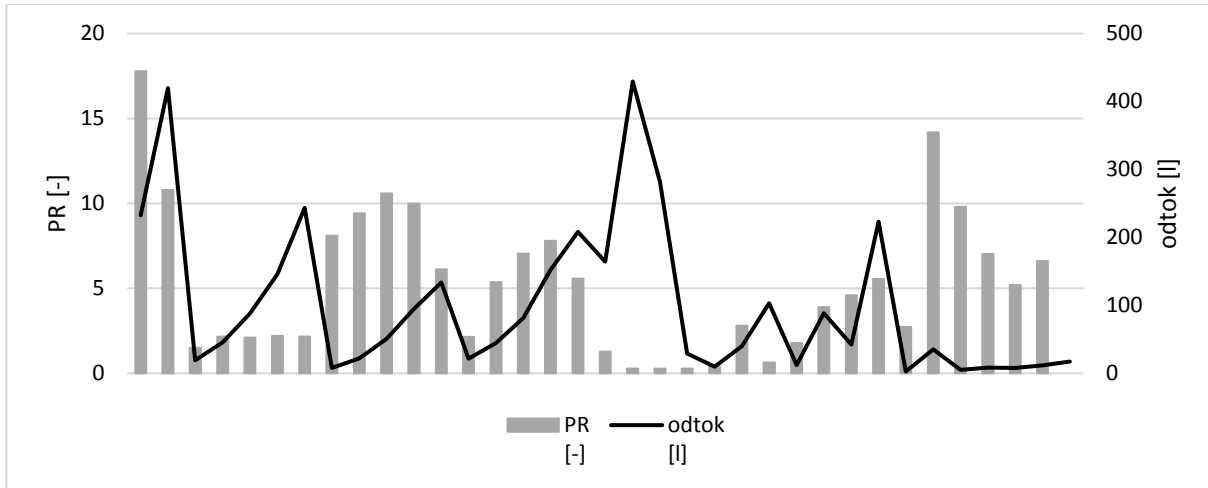
Dále byla sledována závislost hodnoty tohoto poměru na objemu odtoku, celkovém smyvu a koncentraci nerozpuštěných látek v odtoku pro vyhodnocovaný úsek případně celou simulaci. Hodnoty poměru PR jsou spolu s těmito veličinami zobrazeny v grafech na Obr. 7.1 a Obr. 7.2. Z těchto grafů je zřejmé, že neexistuje významná závislost mezi hodnotami poměru PR a objemem povrchového odtoku. Existuje vztah mezi hodnotou poměru PR a celkovým transportovaným množstvím nerozpuštěných látek.

Obr. 7.2 dokumentuje významný vztah mezi sledovaným poměrem PR a koncentrací nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku. V případě vysoké koncentrace nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku (odtok z úhorové plochy) je rovněž hodnota poměru vysoká (potenciální hodnoty jsou oproti okamžitým výrazně vyšší) a naopak v případě nízké koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku (odtok z plochy s vegetací) jsou potenciální hodnoty a okamžité hodnoty vstupu DP do recipientu podobné (hodnota poměru je blízká 1). Erozní odtok z plochy bez vegetačního krytu (kultivovaný úhor) má tedy větší potenciál obohatit dotčený recipient rozpuštěným fosforem.

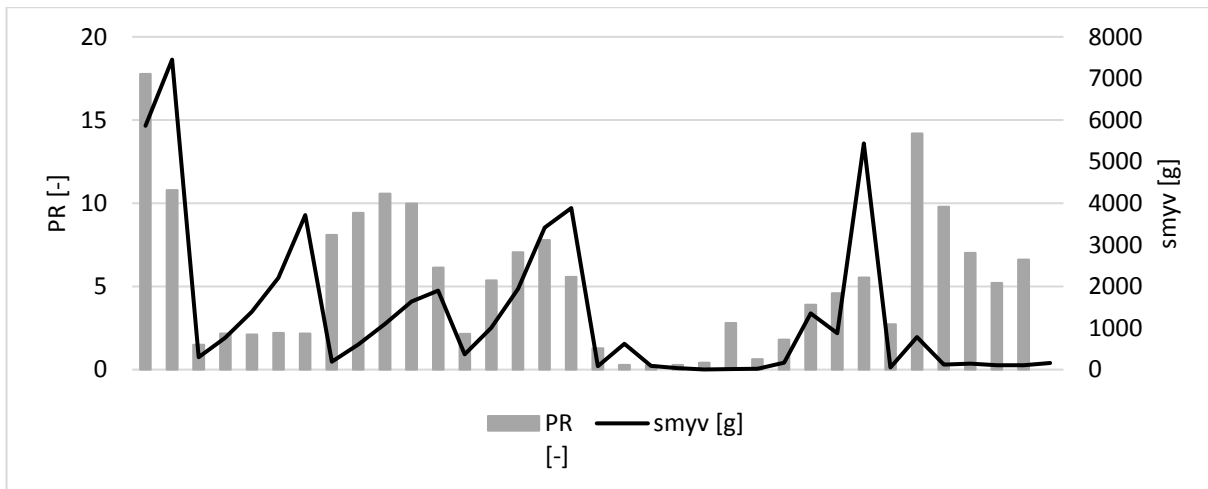
Významný vztah mezi koncentrací nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku a hodnotou poměru mezi potenciálním a okamžitým množstvím transportovaného

rozpuštěného fosforu do recipientu dokumentuje i hodnota korelačního koeficientu ($R=0,63$) uvedená v Tab. 7.5.

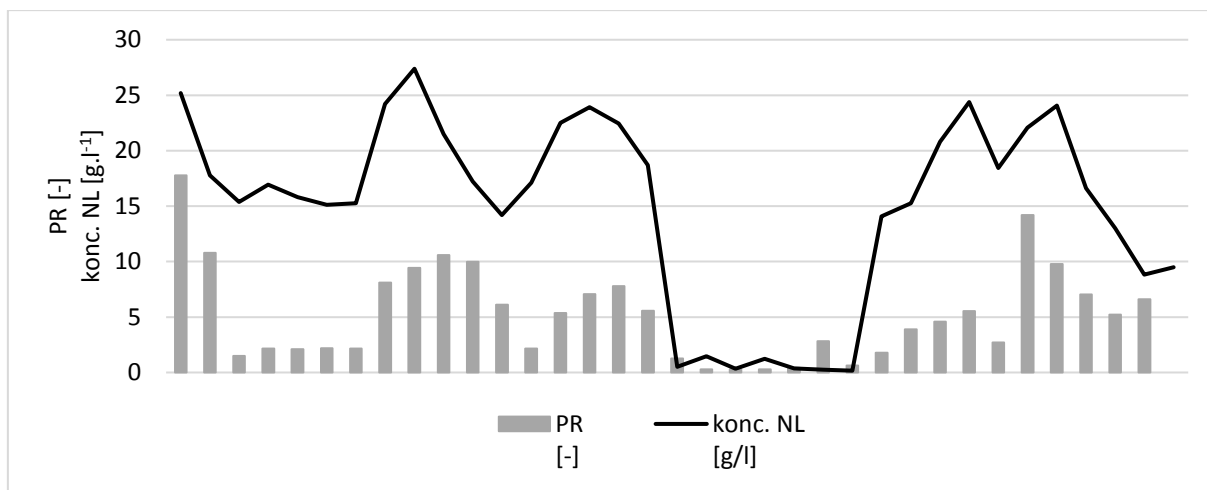
V následující kapitole byl sledován vztah mezi základními zrnitostními frakcemi (jíl prach, písek) erodovaného materiálu a hodnotou poměru PR.



Obr. 7.1 Nebyl nalezen vztah mezi množstvím odtoku a hodnotou poměru PR



Obr. 7.2 Nebyl nalezen vztah mezi množstvím smyvu a hodnotou poměru PR



Obr. 7.3 Hodnota poměru PR je významně závislá na koncentraci nerozpuštěných látek v odtoku

Tab. 7.5 Hodnoty korelačního koeficientu mezi velikostí poměru PR a sledovanými veličinami

	R
odtok [l]	0.03
NL [g]	0.41
konc. NL [g/l]	0.63

7.3 VÝZNAM ZRNITOSTNÍHO SLOŽENÍ SMYVU NA VELIKOST POMĚRU POTENCIÁLNÍHO A OKAMŽITÉHO VSTUPU ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU DO RECIPIENTU

Vzhledem k tomu, že byl prokázán významný vliv koncentrace nerozpuštěných látek na velikost poměru (PR) mezi potenciálním uvolněným množstvím DP do recipientu a okamžitým vstupem DP do recipientu, bylo vybráno 6 experimentů, během kterých bylo spolu s měřením odtoku, koncentrace nerozpuštěných látek a koncentrace fosforu v odtoku zjišťováno rovněž zrnitostní složení transportovaného materiálu. Všechny experimenty byly realizovány na úhorové ploše. Odběr vzorků pro zrnitostní rozbor na ploše s vegetací komplikuje nízká koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku. V Tab. 7.6 je uvedeno 6 vyhodnocovaných experimentů včetně jejich charakteristik. Jednotlivé experimenty se významně liší intenzitou srážky, zadešťovanou plochou i vodou, která byla pro experiment využita (koncentrací DP v této vodě).

Tab. 7.6 Charakteristika sedmi experimentů, v rámci nichž bylo vyhodnoceno zrnitostní složení smyvu

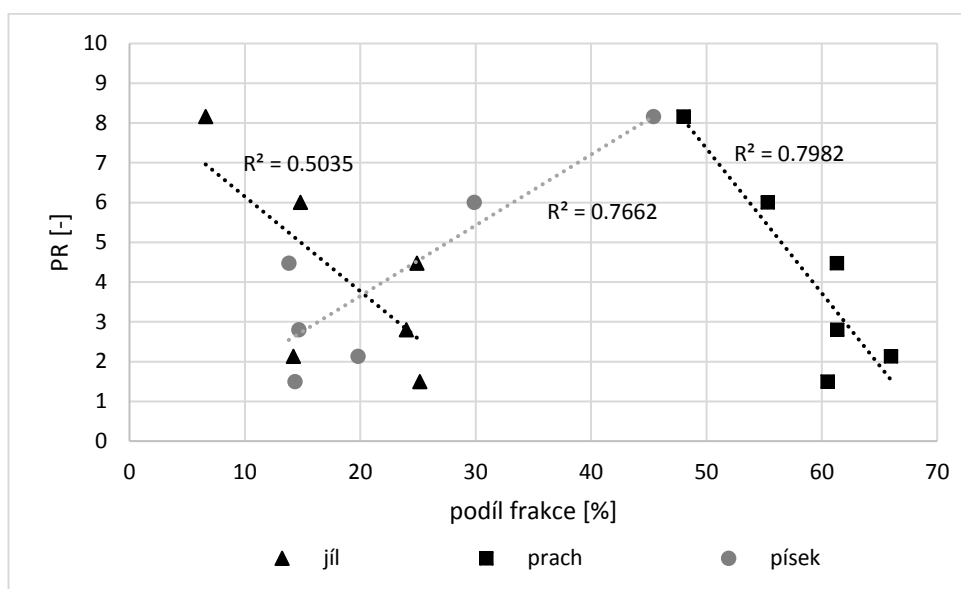
	intenzita srážky [mm.hod ⁻¹]	odtok [l]	smyv [g]	konc. NL [g.l ⁻¹]	zdroj vody pro simulaci DP [mg.l ⁻¹]	P _{M3} půda [mg.kg ⁻¹]	DP odtok [mg.l ⁻¹]	PR [-]
7.6.2013	52	542	8376	15.7	0.102	68	0.124	2.1
10.7.2013	58	310	5428	20.9	0.054	98	0.110	8.2
5.9.2013	66	507	10614	20.9	0.093	77	0.103	6.0
HOAL 1	37	100	1519	14.7	0.027	52	0.383	1.5
HOAL 2	39	265	6313	22.6	0.027	52	0.133	4.5
HOAL 3	65	38	829	20.2	0.027	52	0.143	2.8

Výsledky zrnitostního rozboru smyvu zpracované v Tab. 7.7 ukazují, že ve všech experimentech jsou ve smyvu nejvíce zastoupeny prachové částice. Naopak zastoupení frakce písku je ve většině nižší. Výjimkou je v tomto případě simulace z července 2013, při níž byl zjištěn podíl pískové frakce 45,4%. Poměrně vysoké zastoupení pískové frakce bylo měřeno také v případě simulace ze září 2013 (29.9%). V obou případech je hodnota poměru PR poměrně vysoká.

Následná analýza vztahu mezi zastoupením jednotlivých frakcí (jíl, prach, písek) a hodnotou poměru PR ukazuje na výraznou pozitivní závislost mezi zastoupením pískové frakce ve smyvu a hodnotou sledovaného poměru na jedné straně a významnou negativní závislost mezi procentuálním zastoupením částic prachu i jílu a touto hodnotou. Výsledky analýzy jsou zpracovány na Obr. 7.4 a Tab. 7.8.

Tab. 7.7 Procentuální zastoupení základních frakcí erodovaného materiálu transportovaného během experimentů

	intenzita srážky [mm.hod ⁻¹]	odtokm [l]	smyv [g]	konc. NL [g.l ⁻¹]	jíl < 0.002 mm [%]	prach 0.002-0.05 mm [%]	písek 0.005-2 mm [%]	PR [-]
7. 6. 2013	52	542	8376	15.7	14.2	66.0	19.8	2.1
10.7.2013	58	310	5428	20.9	6.6	48.0	45.4	8.2
5. 9. 2013	66	507	10614	20.9	14.8	55.3	29.9	6.0
HOAL 1	37	100	1519	14.7	25.2	60.5	14.3	1.5
HOAL 2	39	265	6313	22.6	24.9	61.3	13.8	4.5
HOAL 3	65	38	829	20.2	24.0	61.3	14.7	2.8



Obr. 7.4 Závislost mezi sledovaným poměrem a zastoupením částic jílu, prachu a písku ve smyvu

Tab. 7.8 Korelační koeficient vyjadřující značnou závislost sledovaného poměru na podílu jednotlivých frakcí

	R
jíl	-0.71
prach	-0.89
písek	0.88

Na základě výše prezentovaných výsledků lze konstatovat, že poměr mezi potenciálním množstvím DP uvolněným do recipientu a okamžitým množstvím DP, které je do recipientu neseno povrchovým odtokem, je významně ovlivněn nejen koncentrací nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku, ale také zrnitostním složením tohoto materiálu.

Hodnota poměru PR roste spolu rostoucím zastoupením hrubé frakce (písek). Je-li tedy erodovaný materiál hrubozrnnější, je výrazně nižší množství DP okamžitě vstupující do recipientu během srážko-odtokové události než množství, které je stanoveno jako

potenciální DP uvolněný do recipientu na základě modelu (s využitím měřených hodnot). Naopak pokud je zastoupení písku nižší a větší je podíl jemné frakce (prach, jíl) okamžitá hodnota vstupu DP do recipientu během srážko-odtokové události se více blíží potenciálnímu množství DP uvolněnému do recipientu.

Pokud je odnos půdního materiálu z místa intenzivní (úhorová plocha) roste celkové množství transportovaného materiálu a koncentrace tohoto materiálu v odtoku. Erozní účinek povrchového odtoku je natolik velký, že dochází k narušení půdní struktury a je transportován vyšší podíl hrubé frakce (písek), která není schopna vázat fosfor (Martinez-Mena et al. 2000, Zhang et al. 2011). Výsledné množství DP transportovaného do recipientu je tak v porovnání s potenciálním množstvím, které je stanoveno bez ohledu na zastoupení zrnitostních frakcí a jejich schopnost vázat/uvolnit fosfor do recipientu, nižší. Hodnota poměru mezi potenciálním a okamžitým množstvím DP vstupujícím do recipientu je proto vysoká.

Naopak během méně intenzivních srážko-odtokových událostí (např. na plochách s vegetací) je koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku výrazně nižší. Zastoupení jemných frakcí (jíl, prach) je v tomto odtoku vyšší (Martinez-Mena et al. 2000, Zhang et al. 2011) na úkor zastoupení frakce písku. Tyto jemné frakce jsou schopny vázat a uvolnit fosfor. V důsledku toho v těchto případech jsou potenciální a okamžité hodnoty množství rozpuštěného fosforu vstupující do recipientu obdobné.

7.4 SHRnutí

Na základě měřených dat během srážko-odtokových simulací byl stanoven eutrofizační potenciál transportovaného materiálu vůči dotčenému recipientu. Toto potenciální množství DP, které se do recipientu uvolní, bylo porovnáno s okamžitým množstvím DP, které je transportováno povrchovým odtokem do recipientu.

Výsledky analýzy ukazují, že obě vypočtené hodnoty vykazují velkou variabilitu. Hodnota eutrofizačního potenciálu je ve většině případů výrazně vyšší, než okamžité množství DP transportované během srážko-odtokové události.

Dále bylo zjištěno, že hodnota poměru mezi potenciálním množstvím DP uvolněným do recipientu a okamžitým množstvím DP vstupujícím do recipientu je značně závislá na koncentraci nerozpuštěných látek, respektive zrnitostním složení erodovaných a transportovaných půdních částic.

V případě intenzivní erozní události (např. plocha bez vegetačního krytu) dochází k erozi a následnému transportu půdního materiálu, který obsahuje vyšší podíl hrubší frakce (písek). Tato frakce není schopna vázat/uvolnit rozpuštěný fosfor tak dobře, jako frakce jemnější (jíl, prach). Z tohoto důvodu je okamžité množství DP transportované povrchovým odtokem výrazně nižší, než je vypočtené potenciálně uvolněné množství. Hodnota poměru PR je proto vysoká.

U méně intenzivních erozních událostí (plochy se vzrostlým vegetačním krytem) jsou erodovány především jemnější frakce (jíl, prach), které mají dobrou schopnost vázat/uvolnit rozpuštěný fosfor. Proto je v těchto případech okamžité množství DP transportované povrchovým odtokem do recipientu vyšší a bližší vypočteným hodnotám potenciálně uvolněného množství DP.

8 DISKUSE

8.1 MĚŘENÍ TRANSPORTU FOSFORU BĚHEM SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH UDÁLOSTÍ

Během let 2012, 2013 a 2017 byla provedena zjednodušená analýza transportu fosforu (jeho dvou základních forem – celkového a rozpuštěného) během srážko-odtokových událostí s využitím mobilního a laboratorního simulátoru deště Katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství. Během těchto experimentů byla zjišťována koncentrace přístupného fosforu v půdě (P_{M3}), koncentrace celkového a rozpuštěného fosforu (TP a DP) v odtoku a dotčeném recipientu. Tyto experimenty byly zaměřeny na sledování průběhu odtoku, transportu erodovaného materiálu, transport fosforu a vývoj zrnitostního složení transportovaného půdního materiálu. V důsledku postupného vývoje průběhu experimentů, využití dvou typů simulátoru i realizace experimentů na třech různých místech se vstupní parametry (intenzita srážky, velikost plochy, půdní povrch) u jednotlivých epizod liší Tab. 7.1. Takto nehomogenní datová sada na jednu stranu neumožňuje precizní porovnání řady experimentů se shodnými vstupními podmínkami, na druhou stranu popisuje průběh srážko-odtokového experimentu za různých vstupních podmínek, které je možné vzájemně porovnávat.

Výsledky experimentů (Tab. 5.13 a Obr. 5.20) ukazují zcela zásadní význam přítomnosti a stavu vegetačního krytu na intenzitu erozního procesu (množství transportovaného materiálu) a následně na zrnitostní složení tohoto materiálu i množství transportovaných živin (fosforu). Přítomná vegetace nemusí vždy mít významný vliv na celkový objem povrchového odtoku, nicméně má vliv na počátek povrchového odtoku a hraje klíčovou roli v protierozní ochraně půdy a ochraně kvality vody z hlediska rizika eutrofizace v důsledku vstupu erozního fosforu.

Většina transportovaného fosforu ve smyvu se vyskytuje ve formě partikulované (tj. vázané na částice smyvu). Tato skutečnost odpovídá hodnotám 60-97 % podílu partikulovaného fosforu v celkovém fosforu, který je uváděn v literatuře (Withers et al. 2007). Z tohoto důvodu koncentrace celkového fosforu roste s rostoucí koncentrací nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku. Koncentrace rozpuštěného fosforu, který se z hlediska dopadů erozní činnosti na vodní útvary jeví jako zásadní (Krása et al. 2013), není významně ovlivněna koncentrací nerozpuštěných látek v odtoku. Závisí například na koncentraci P_{M3} v erodované půdě, na úrovni hnojení (Sharpley 1995a) a je ovlivněna také charakteristikami dešťů a jejich rozložením během sezóny (L. Jordan-Meille & J.-M. Dorioz 2004; Boar et al. 1995). Rozpuštěný fosfor tvoří jen malý podíl z celkového fosforu ve smyvu. Hodnota tohoto podílu se však výrazně liší pro různé typy pokryvu experimentální plochy.

Podíl DP v TP v povrchovém odtoku naměřený v během prezentovaných experimentů se pohybuje v rozmezí 0,4 až 35,4%. Měřené hodnoty odpovídají přibližně podílu DP publikovanému v literatuře (Sharpley et al. 1992), ale jsou výrazně vyšší než hodnoty publikované v rámci studie v povodí Lhotského potoka (D. Fiala & Rosendorf 2009). Výsledky měření ukazují, že koncentrace DP se během srážko-odtokových událostí významně nemění, variabilita podílu DP/TP je důsledkem proměnlivé koncentrace částicového fosforu, a následně koncentrace TP v odtoku. V důsledku toho průměrná hodnota poměru DP/TP je 17,9 % u plochy s vegetačním krytem a 1,6 % u plochy s kultivovaným úhorem.

Během roku 2013 byly v povodí Býkovického potoka provedeny dva experimenty s mobilním dešťovým simulátorem na ploše s kultivovaným úhorem, které byly zaměřeny

na detailní sledování průběhu povrchového odtoku, koncentrace a zrnitostní složení nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku během těchto událostí. Z vyhodnocení průběhu zrnitostního složení smyvu během srážko-odtokové události je zřejmé rostoucí zastoupení hrubších frakcí a naopak klesající zastoupení jemných frakcí během těchto experimentů. Po vzniku povrchového odtoku dochází nejprve k transportu jemných částic z půdního povrchu (často uvolněných částic). Postupně dochází k zvyšování intenzity povrchového odtoku a tím i zvyšování jeho erozní schopnosti. Povrchový odtok je schopen erodovat i hrubší půdní částice.

Hodnoty koncentrací DP a TP v povrchovém odtoku, recipientu a koncentrace P_{M3} v půdě, stejně jako výsledky zrnitostního složení smyvu byly využity v dalších analýzách.

8.2 MODELOVÁNÍ TRANSPORTU FOSFORU V POVODÍ

Na území povodí Býkovického potoka byl proveden výpočet erozní ohroženosti povodí na základě USLE (Wischmeier & Smith 1978) a následně s využitím programu WaTEM/SEDEM byl v povodí modelován transport celkového fosforu na základě poměru obohacení (Sharpley 1985). Přesto, že tento způsob výpočtu je odvozen a platný pro jednotlivé srážko-odtokové, erozní a transportní epizody, a jeho validace proběhla pro podmínky USA, je dosud využívaným postupem pro modelování celků o rozsahu povodí.

Vstupem pro odvození datové sady poměru obohacení byla koncentrace celkového fosforu určená na základě přirozeného obsahu fosforu v příslušném půdním typu se zohledněním reziduí fosforu v půdě, které byly expertně odhadnuty na základě využití území a průběhu hnojení v dané zemědělské oblasti. Koncentrace celkového fosforu v této datové vrstvě se pohybují v rozmezí 240 – 1340 mg.kg⁻¹, což odpovídá průměrnému obsahu celkového fosforu uvedeného v literatuře (Matula 2012). Měřené hodnoty koncentrace celkového fosforu jsou však vyšší, dosahují až dvojnásobných hodnot maxima uváděného rozsahu Tab. 5.4. Tato měřená hodnota je ovlivněna přítomnou vegetací a hnojením v lokalitě. Vzhledem k značným rozdílům koncentrací celkového fosforu v odebraných půdních vzorcích je patrná značná variabilita této hodnoty již na úrovni povodí 4. řádu, která není v datové vrstvě koncentrace celkového fosforu podchycena. Naproti tomu uvažujeme-li dlouhodobé zatížení vodních toků z hlediska transportu fosforu, nehraje krátkodobá lokální variabilita takto významnou roli. Dlouhodobější a podrobnější sledování koncentrace celkového fosforu v půdě, které se v případě experimentálního povodí Býkovického potoka nabízí, však není ve velkých povodích reálné.

I z tohoto důvodu se jako přesnější a snadno realizovatelná varianta jeví využití přímého výpočtu transportu rozpuštěného fosforu. Tato metoda stanovuje pouze transport rozpuštěného fosforu, který se však z hlediska eutrofizace jeví jako zcela zásadní (Krása et al. 2013). Vztahy využívané v této metodě, které byly odvozeny na základě stanovení sorpční izotermie fosforových sloučenin (Jan et al. 2015), využívají hodnoty koncentrace DP ve vodním toku a koncentraci přístupného fosforu v půdě (dle Melich III). Obě tyto hodnoty jsou relativně snadno dostupné v podobě přímo měřených koncentrací, což zajišťuje vyšší přesnost těchto dat oproti výše zmíněné koncentraci celkového fosforu v půdě.

Pro porovnání dvou prezentovaných metod stanovení ročního průměrného vstupu rozpuštěného fosforu do vodních toků byla nejprve podrobně zpracována studie na experimentálním povodí Býkovického potoka. Zde byla testována možnost využití měřených dat pro konkrétní studii a případně i pro řešení dále zpracovávaných území.

Nepřímé stanovení vstupu rozpuštěného fosforu, vycházející z hodnot koncentrace celkového fosforu v půdě a intenzity eroze v povodí, bylo provedeno ve třech variantách – obecně uvažovaný podíl rozpuštěného fosforu jako 5 % z celkového fosforu v odtoku, varianta vycházející z poměru určeného při experimentech na úhorové ploše (2 %) a varianta vycházející z měření na ploše s vegetací (18%). Jako nejvhodnější se ukázalo využití varianty č. 1 tj. 5% zastoupení rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v odtoku.

Aplikace obou metod na povodí Býkovického potoka ukázala, že v případě využití obecně uvažovaného zastoupení rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v odtoku (5%) se výsledky obou metod značně shodují. Při využití reálně měřených poměrů mezi rozpuštěným a celkovým fosforem v odtoku (dle reálných experimentů) k této shodě

nedošlo. Z tohoto důvodu byl při aplikaci metod na velkých povodích uvažován právě paušální poměr 5 %.

Výsledky studie v povodí Býkovického potoka ukázaly, že pro zemědělské povodí se značnou erozní ohrožeností udávají obě metody obdobné výsledky. Tento předpoklad byl dále ověřován pro čtyři rozsáhlá povodí České republiky s rozdílnou rozlohou, využitím území (především zastoupením orné půdy), nadmořskou výškou a průměrným sklonem.

Při porovnání těchto hodnot se ukazuje, že obě metody se shodují ve výsledných hodnotách v případě povodí s relativně vysokou hodnotou průměrné eroze. Pokud je průměrná roční ztráta půdy nízká (povodí Stanovice) jsou hodnoty vstupu rozpuštěného fosforu do toků určené přímou metodou výrazně vyšší, než hodnoty určené nepřímou metodou.

Zastoupení rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v odtoku roste s klesající koncentrací nerozpuštěných látek, (Janotová et al. 2014), což potvrzují měřené hodnoty provedených experimentů (viz Tab. 5.13 a Obr. 5.20.) Z tohoto pohledu udává přímá metoda stanovení vstupu rozpuštěného fosforu do sítě vodních toků výsledky odpovídající více reálné situaci.

Existují tři faktory, které mohou ovlivnit rozdíl výsledků obou metod – množství splavenin vstupující do hydrografické sítě, koncentrace P_{M3} v půdě a koncentrace DP v recipientu. V rámci disertační práce byl testován vliv koncentrace P_{M3} v půdě a množství splavenin vstupující do vodních toků na rozdíl výsledků přímé a nepřímé metody stanovení transportu DP. Vliv koncentrace DP v recipientu nebyl posuzován z důvodů obtížné dostupnosti těchto dat v požadované podrobnosti. Analýza vlivu hodnot P_{M3} a vstupu splavenin do úseku vodního toku na rozdíl výsledků poskytovaných oběma metodami ukazuje závislost velikosti rozdílu mezi výsledky na množství splavenin vstupujícím do hydrografické sítě (R v rozmezí 0,37 – 0,71). V případě koncentrace P_{M3} v půdě nebyla významná závislost sledována ($R= 0,15 – 0,36$).

8.3 MĚŘENÝ A POTENCIÁLNÍ VSTUP ROZPUŠTĚNÉHO FOSFORU DO RECIPIENTU

Pro čtrnáct vybraných srážko-odtokových experimentů byla vypočtena hodnota eutrofizačního potenciálu erodovaných částic přímou metodou (Eutrofizační potenciál). Tato hodnota, která popisuje množství rozpuštěného fosforu, které je možné uvolnit/vázat půdními částicemi transportovanými erozním odtokem, byla porovnána s okamžitým transportovaným množstvím rozpuštěného fosforu stanoveným na základě přímého měření odtoku a koncentrace rozpuštěného fosforu v povrchovém odtoku během experimentů.

Obě stanovené hodnoty vykazují výrazný rozptyl hodnot. Hodnota eutrofizačního potenciálu kolísá od 2,5 do 64,9 mg.kg⁻¹, hodnota DP_o od 3,8 do 170,8 mg.kg⁻¹.

Z hlediska celkového (potenciálního, nebo okamžitého) vstupu rozpuštěného fosforu do vodního toku jsou výsledné hodnoty rovněž velmi variabilní. Obecně lze říci, že potenciální uvolnění rozpuštěného fosforu v toku je ve většině případů vyšší než okamžitá hodnota vypočteného vstupu dle přímého měření koncentrace rozpuštěného fosforu, objemu odtoku a koncentrace nerozpuštěných látek.

Metoda Eutrofizačního potenciálu byla odvozena pro koncentraci 10 mg.l⁻¹ suspendovaných pevných látek ve vzorcích a pro typické půdy České republiky s obvyklými koncentracemi P_{M3}. Průměrná koncentrace P_{M3} v České republice se pohybuje mezi 74 mg.kg⁻¹ a 101 mg.kg⁻¹ (Klement & Sušil 2013). Koncentrace P_{M3} ve vzorcích půdy z pokusů se pohybovala mezi 68 a 130 mg.kg⁻¹. Tyto koncentrace jsou srovnatelné s obvyklými hodnotami koncentrace P_{M3} v půdě v České republice. Koncentrace suspendovaných pevných látek v povrchovém odtoku v experimentech s dešťovými srážkami se pohybovala v rozmezí od 0,3 g.l⁻¹ do 25,2 g.l⁻¹ Tab. 7.1

Tyto koncentrace se lišily od fixní koncentrace (10 mg.l⁻¹) použité při odvozování metody, ale představovaly koncentrace suspendovaných pevných látek v povrchovém odtoku během přírodních dešťových srážek.

Modelované potenciální množství rozpuštěného fosforu uvolněné do recipientu z plochy s kultivovaným úhorem je několikrát vyšší než množství okamžitého vstupu rozpuštěného fosforu do recipientu ze shodné plochy kultivovaného úhoru vypočtené z naměřených dat. Pro experimenty na pozemku s vegetačním krytem jsou obě hodnoty podobné (Tab. 7.3). V důsledku toho se hodnoty poměru mezi potenciálně uvolněným množstvím rozpuštěného fosforu a množstvím rozpuštěného fosforu okamžitě vstupujícím do recipientu pohybují od 0,3 do 17,8 (Tab. 7.4).

Při experimentech realizovaných na kultivovaném úhoru je množství rozpuštěného fosforu potenciálně uvolněného do vodních toků výrazně vyšší než množství rozpuštěného fosforu okamžitě vstupující do recipientu. Poměr těchto hodnot se pohybuje mezi 2,1 a 17,8. Naopak, v případě odtoku z pozemku s vegetačním krytem jsou obě hodnoty obdobné. Hodnota poměru je přibližně 1.

V případě povrchu s vegetačním krytem je množství rozpuštěného fosforu potenciálně uvolněné do recipientu určené metodou eutrofizačního potenciálu blízké hodnotám okamžitého vstupu rozpuštěného fosforu do recipientu. U nechráněného půdního krytu jsou hodnoty potenciálního množství rozpuštěného fosforu uvolněného do vodních toků výrazně vyšší, než jsou okamžité měřené hodnoty. Tato skutečnost je zřejmě dána dvěma faktory. První je skutečnost, že v případě ploch s kultivovaným úhorem se koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku výrazně odlišuje od koncentrací nerozpuštěných látek ve vzorcích, které byly pro odvození metody eutrofizačního

potenciálu využity. Druhou skutečností je rozdílné zrnitostní složení transportovaného půdního materiálu, které ovlivňuje schopnost erodovaného materiálu vázat/uvolňovat fosfor (Sharpley 1980).

Z tohoto důvodu byl dále sledován vztah mezi vzájemným poměrem potenciálního a okamžitého množství rozpuštěného fosforu, které vstoupí do vodního toku a základními charakteristikami srážko-odtokové události – množstvím odtoku, množstvím smyvu a koncentrací nerozpuštěných látek.

Výsledky této analýzy (Tab. 7.5) ukazují, že poměr mezi potenciálním a okamžitým množstvím rozpuštěného fosforu vstupujícím do vodních toků je nezávislý na celkovém objemu odtoku. Naopak hodnota poměru je závislá na množství transportovaného smyvu ($R=0,41$) a především na koncentraci nerozpuštěných látek v odtoku ($R=0,63$). Z tohoto důvodu byl dále sledován vztah, mezi hodnotou poměru a zastoupení základních frakcí v transportovaném materiálu – jíl, prach, písek.

Během šesti experimentů bylo zkoumáno zrnitostní složení smyvu. V rámci této analýzy (Tab. 7.8) byla nalezena výrazná negativní korelace mezi velikostí poměru vypočtených a měřených hodnot a podílem jílových ($R=-0,71$) a prachových částic ve smyvu ($R=-0,89$) a významná pozitivní korelace mezi zastoupením částic písku ve smyvu ($R=0,88$).

Při intenzivním odosu půdního materiálu (úhorová plocha) roste koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku. Vypočtená hodnota potenciálního množství rozpuštěného fosforu uvolněného z plochy do recipientu je vysoká. Intenzivní povrchový odtok nese vysoký podíl relativně hrubého materiálu (písek), který není schopen fosfor vázat a tudíž ani uvolnit do recipientu (Martinez-Mena et al. 2000; Zhang et al. 2011; Sharpley 1980). Reálně měřené hodnoty okamžitého množství rozpuštěného fosforu transportovaného v odtoku jsou při takové erozní epizodě výrazně nižší. Poměr mezi potenciálním a okamžitým množstvím vstupu rozpuštěného fosforu do recipientu je vysoký.

Naopak během méně intenzivních srážko-odtokových událostí (např. odtok z ploch s vegetačním krytem) je koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku nižší. Zastoupení jemných frakcí (jíl, prach) je v tomto odtoku vyšší na úkor zastoupení frakce písku. Jemné frakce jsou schopny vázat a uvolnit fosfor a vypočtené a měřené hodnoty množství rozpuštěného fosforu okamžitě vstupujícího do recipientu se v těchto případech více shodují s potenciálními hodnotami vstupu rozpuštěného fosforu stanovenými výpočtem metodou eutrofizačního potenciálu.

V případě realizace některých protierozních opatření (např. travních nebo vegetačních pásů) na okrajích pozemků s ornou půdou dochází k obdobnému jevu jako na vegetační ploše. Intenzivní erozní odtok s vysokou koncentrací nerozpuštěných látek z pozemku je „filtrován“ na vegetačním pásu. Hrubá frakce se v rámci tohoto opatření zachytí, dále je do recipientu transportován jen povrchový odtok s jemnými částicemi (jíl, prach). Okamžitý transport rozpuštěného fosforu v povrchovém odtoku (měřeno na vstupu do recipientu) bude v tomto případě pravděpodobně velmi blízký hodnotám potenciálního uvolněného množství rozpuštěného fosforu do recipientu.

9 ZÁVĚR

Je možné využít mobilní dešťový simulátor k měření transportu fosforu (včetně jeho základních forem) během srážko-odtokových událostí?

Mobilní dešťový simulátor je jedním z často využívaných nástrojů pro sledování a studování průběhu srážko-odtokových a erozních událostí. Toto zařízení je jakýmsi kompromisem mezi *in-situ* měřením reálných srážko-odtokových epizod a laboratorním simulátorem, protože využívá výhod obou dvou těchto způsobů. Prezentované experimenty, zaměřené na transport erodovaného materiálu spolu s transportem fosforu však ukazují řadu problémů, které při měření transportu fosforu mohou nastat a mohou výsledky, které tyto experimenty poskytují značně ovlivnit a zneřesnit, respektive snížit jejich využitelnost a případnou generalizovatelnost. Realizované experimenty ukazují několik klíčových faktorů, které kvalitu a vypovídací hodnotu měřených dat z hlediska transportu fosforu během erozních událostí značně ovlivňují.

Významným faktorem je stav experimentální plochy (půdy) před simulací. Vlhkost půdy, přítomnost a stav vegetačního krytu či nakypření/zhutnění úhorové plochy jsou faktory, které mají zásadní vliv na všechny sledované veličiny – počátek povrchového odtoku, objem odtoku, množství a zrnitostní složení erodovaného a transportovaného materiálu. Tyto počáteční podmínky rovněž zásadně (přímo či nepřímo) ovlivňují průběh erozní události z hlediska množství a forem transportovaného fosforu. Dalším faktorem je doba a počet odebraných vzorků. Výsledky experimentů ukazují, že koncentrace některých forem fosforu se během experimentů značně mění a je zásadně ovlivněna průběhem erozní události (změnou koncentrace nerozpuštěných látek v povrchovém odtoku). Pro správný a přesný popis celkového transportovaného množství fosforu, zachycení průběhu tohoto transportu i zajištění ekonomické udržitelnosti měření je třeba vhodně volit počet a dobu odběru vzorků pro následnou analýzu z hlediska transportu fosforu. Jako nezanedbatelná se jeví rovněž práce s odebranými vzorky (kvalita a rychlost následné fixace) a přesnost laboratorních analýz (viz kapitola 4.3.3).

Pro kvalitní popis erozně transportního chování zemědělských ploch v ČR je třeba provést řadu měření v obdobných podmínkách (intenzita srážky, sklon experimentální plochy, stav kultivovaného úhoru, vlhkost plochy před simulací). Tyto série experimentů by měly popisovat běžné půdní typy v České republice a běžně pěstované plodiny na zemědělských pozemcích v různých fázích růstu (s různým ochranným účinkem proti erozi). Mobilní dešťový simulátor se ukazuje jako velmi vhodný nástroj, který realizaci takto rozsáhlé sady experimentů umožní.

Významnou slabinou měření s dešťovými simulátory se jeví kvalita vody vstupující do těchto experimentů, respektive koncentrace fosforu v této vodě. Reálná srážková voda má obvykle koncentrace celkového i rozpuštěného fosforu poměrně nízké. V případě využití vody z lokální vodoteče, které se jeví jako nejjednodušší i nejekonomičtější varianta, je třeba uvažovat, že koncentrace fosforu v této vodě jsou výrazně vyšší, než koncentrace fosforu ve srážkové vodě. Z tohoto důvodu je třeba výsledné měřené koncentrace fosforu v odtoku následně upravit (např. vstupní koncentraci fosforu od výsledných měřených hodnot odečíst). Alternativním řešením je pak využití zachycené srážkové vody pro realizaci syntetické srážky. Tento způsob je technicky náročnější. I v tomto případě pak vyvstává otázka jakým způsobem se koncentrace rozpuštěného a celkového fosforu ve srážkové vodě změní v době mezi zachycením této vody a realizací srážko-odtokového experimentu. V některých lokalitách je možnou variantou také využití vody z vodovodního řadu.

Lze využít data týkající se transportu fosforu během srážko-odtokových událostí pro následné modelování transportu fosforu?

Transport rozpuštěného fosforu během srážko-odtokových událostí je významným důsledkem těchto epizod. Odnos rozpuštěného fosforu z orné půdy má zásadní dopad na kvalitu erodované půdy. Vstup rozpuštěného fosforu do recipientu následně ovlivňuje procesy v dotčených vodních útvarech a má negativní vliv na kvalitu vody.

Výsledky realizovaných experimentů ukazují, že zastoupení rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v povrchovém odtoku je značně variabilní a závisí na řadě parametrů - intenzitě srážek, koncentraci fosforu v půdě, přítomnosti a kvalitě vegetačního krytu a rozložení velikosti částice přepravovaného půdního materiálu v povrchu. Koncentrace rozpuštěného fosforu v odtoku, která je z hlediska eutrofizace dotčených vodních útvarů zásadní, je ale na těchto parametrech v podstatě nezávislá.

Správné určení poměru mezi rozpuštěným a celkovým fosforem v povrchovém odtoku pro erozně transportní analýzy ve velkých územích je klíčovou a zároveň velmi komplikovanou úlohou. Nepřesné určení tohoto podílu může způsobit značnou nepřesnost výsledků transportu rozpuštěného fosforu do vodních toků poskytovaných výpočetním modelem.

V rámci studie v povodí Býkovického potoka byla testována možnost využití poměru mezi rozpuštěným a celkovým fosforem v povrchovém odtoku, který byl měřen při srážko-odtokových experimentech, pro výpočet transportu rozpuštěného fosforu do recipientu v povodí Býkovického potoka a případně i pro další modelovaná povodí. Hodnota vstupu rozpuštěného fosforu metodou Eutrofizačního potenciálu odpovídá nepřímému odhadu s využitím poměru obohacení a průměrného podílu rozpuštěného fosforu v celkovém erozním fosforu v běžně odhadované úrovni 5%. Tato hodnota podílu rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v povrchovém odtoku se pohybuje mezi hodnotami podílu stanovenými v rámci experimentů pro kultivovaný úhor (1,6%) a povrch s vegetačním krytem (17,9%).

Experimentálně určené hodnoty podílu rozpuštěného fosforu ve smyvu z úhoru a vzrostlé vegetace vykazují velkou variabilitu. Použití samostatných měřených hodnot podílu vede k podhodnocení, resp. nadhodnocení hodnot dlouhodobého transportu rozpuštěného fosforu do recipientu. Pro odhad dlouhodobého transportu je vhodnější využít metodu přímého stanovení, případně je nutné určit dlouhodobý průměrný podíl rozpuštěného fosforu ve smyvu a nevycházet pouze z jednorázově stanovených experimentálních hodnot.

Je možné využít nově odvozenou empirickou metodu, odvozenou v rámci projektu NAZV QI102A265, pro výpočet transportu rozpuštěného fosforu do vodních toků?

Nově odvozená metoda „Eutrofizační potenciál“ pro určení transportu rozpuštěného fosforu přímo vypočítá vstup rozpuštěného fosforu do vodního toku na základě koncentrace P_{M3} v půdě a koncentrace rozpuštěného fosforu v dotčeném recipientu. Obě tyto hodnoty jsou k dispozici v České republice jako reálná naměřená data z monitorování vodních toků a pravidelných zemědělských půdních testů. Díky tomu je možné pro výpočet transportu rozpuštěného fosforu do vodního toku využít metodu Eutrofizačního potenciálu bez nutnosti znát skutečný podíl rozpuštěného fosforu v celkovém fosforu v povrchovém odtoku.

Tab. 9.1 Porovnání kvality výsledků obou metod pro lokality s různou intenzitou eroze

intenzita eroze/ typ plochy	metoda		
velká/ kultivovaný úhor	"Poměr obohacení" nepřímá metoda podíl DP 5%	=	"Eutrofizační potenciál" přímá metoda
malá/ vzrostlá vegetace	"Poměr obohacení" nepřímá metoda podíl DP 5%	<	"Eutrofizační potenciál" přímá metoda

Výsledky provedených analýz ukazují, že přesnost výsledků obou prezentovaných metod vůči experimentálně stanovenému transportu rozpuštěného fosforu je odlišná pro různou intenzitu erozního procesu (Tab. 9.1). V lokalitách s vysokou průměrnou intenzitou eroze (např. plochy kultivovaného úhuru) poskytuje nepřímá metoda v kombinaci s široce předpokládaným 5% podílem rozpuštěného fosforu v celkovém transportovaném fosforu výsledky podobné těm, které poskytuje nová přímá metoda. Při porovnání s realizovanými experimenty jsou však tyto hodnoty výrazně vyšší oproti reálnému okamžitému odtoku rozpuštěného fosforu do recipientu. Je však možné uvažovat, že metodou Eutrofizačního potenciálu stanovené množství se do recipientu uvolní v delším časovém horizontu, což odpovídá principu, na jehož základě byla metoda odvozena.

V lokalitách s nízkou intenzitou eroze (plochy s vegetačním krytem) poskytuje metoda Eutrofizačního potenciálu vyšší hodnoty transportu rozpuštěného fosforu do recipientu, než metoda Poměru obohacení. Tyto hodnoty jsou obdobné reálně měřeným hodnotám transportu rozpuštěného fosforu do toku během srážko-odtokových experimentů. Metoda Poměru obohacení tedy v těchto případech podhodnocuje hodnoty vstupu rozpuštěného fosforu do recipientu.

V podmínkách České republiky probíhá hlavní podíl významných erozních událostí za stavu, kdy je orná půda bez vegetačního krytu nebo s vegetačním krytem bez reálného protierozního účinku. Vzhledem k těmto skutečnostem je správné modelování transportu rozpuštěného fosforu z lokalit s vysokou intenzitou eroze velmi potřebné. Nová metoda „Eutrofizační potenciál“ poskytuje relativně realistické hodnoty pro množství rozpuštěného fosforu transportovaného do vodních toků z těchto ploch. Tuto metodu lze s dostatečnou přesností použít pro dlouhodobé odhady transportu rozpuštěného fosforu ze zemědělských pozemků a z povodí do vodních útvarů.

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ADP	Adenosindifosfát
ATP	Adenosintrifosfát
BPEJ	Bonitovaná půdně ekologická jednotka
ČHP	Číslo hydrologického pořadí
DMT	Digitální model terénu
DP	Rozpuštěný fosfor (Dissolved Phosphorus)
DRP	Rozpuštěný reaktivní fosfor (Dissolved Reactive Phosphorus)
DS	Dešťový simulátor
EP	Eutrofizační potenciál
ER	Poměr obohacení (Enrichment Ratio)
GIS	Geografický informační systém
HOAL	Hydrological Open Air Laboratory
HPJ	Hlavní půdní jednotka
ICP-OES	Emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry)
KPP	Komplexní průzkum půd
MKSP	Morfogenetický klasifikační systém půd
NL	Nerozpuštěné látky
OM	Organický materiál (Organic Material)
P _{M3}	Přístupný fosforu v půdě (výluh dle Melicha III)
PAM	Polyakrilamid
RUSLE	Revidovaná univerzální rovnice ztráty půdy (Revised Universal Soil Loss Equation)
SRP	Rozpusťný reaktivní fosfor (Soluble Reactive Phosphorus)
TDP	Celkový rozpuštěný fosfor (Total Dissolved Phosphorus)
TP	Celkový fosfor (Total Phosphorus)
USLE	Univerzální rovnice ztráty půdy (Universal Soil Loss Equation)
VÚMOP	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
VÚV TGM	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM
WSP	Fosfor rozpustný ve vodě (Water Soluble Phosphorus)

SEZNAM OBRÁZKŮ A GRAFŮ

Obr. 2.1 Transport fosforu v povodí (převzato, přeloženo a upraveno z (Sharpley 1995b))	21
Obr. 3.1 Nomogramy pro určení K faktoru na základě informací o půdním vzorku (Janeček et al. 2012).....	39
Obr. 3.2 Lokality vybrané pro modelování transportu fosforu vodní erozí.....	44
Obr. 3.3 Využití území v povodí vodní nádrže Fryšták.....	44
Obr. 3.4 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Fryšták	45
Obr. 3.5 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Fryšták.....	45
Obr. 3.6 Využití území v povodí vodní nádrže Luhačovice.....	46
Obr. 3.7 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Luhačovice.....	46
Obr. 3.8 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Luhačovice.....	47
Obr. 3.9 Využití území v povodí vodní nádrže Stanovice	47
Obr. 3.10 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Stanovice	48
Obr. 3.11 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Stanovice	48
Obr. 3.12 Využití území v povodí vodní nádrže Vrchlice.....	49
Obr. 3.13 Sklonové poměry v povodí vodní nádrže Vrchlice.....	49
Obr. 3.14 Intenzita eroze v povodí vodní nádrže Vrchlice	50
Obr. 3.15 Plocha modelovaných povodí	50
Obr. 3.16 Průměrná nadmořská výška modelovaných povodí.....	51
Obr. 3.17 Využití území v modelovaných povodích	51
Obr. 3.18 Průměrný sklon v modelovaných povodích	51
Obr. 3.19 Intenzita eroze v modelovaných povodích.....	52
Obr. 4.1 Experimentální povodí Býkovického potoka	54
Obr. 4.2 Simulátor před experimentem	55
Obr. 4.3 Schéma konstrukce simulátoru	55
Obr. 4.4 Konstrukce laboratorního dešťového simulátoru	56

Obr. 5.1 Celkový průběh povrchového odtoku během experimentů na úhorové ploše. Intenzita syntetické je srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$	62
Obr. 5.2 Průběh povrchového odtoku (omezený na 48,5 minut) během simulací na úhorové ploše. Intenzita syntetické srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$	63
Obr. 5.3 Průběh povrchového odtoku během simulací na úhorové ploše – kumulativně. Intenzita syntetické je srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$	64
Obr. 5.4 Průběh koncentrace nerozpuštěných látek (omezený na 48,5 minut) během simulací na úhorové ploše. Intenzita syntetické je srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$	64
Obr. 5.5 Průběh transportu půdního materiálu během simulací – kumulativně. Intenzita syntetické je srážky $60 \text{ mm} \cdot \text{hod}^{-1}$	65
Obr. 5.6 Koncentrace TP během simulace nemá charakteristický průběh	70
Obr. 5.7 Průběh koncentrace NL během simulace.....	70
Obr. 5.8 Koncentrace DP mírně klesá.....	71
Obr. 5.9 Poměr DP/TP během simulace je silně ovlivněn koncentrací NL	71
Obr. 5.10 Průběh zrnitostního složení během simulace v červnu 2013.....	72
Obr. 5.11 Průběh zrnitostního složení během simulace v červenci 2013.....	72
Obr. 5.12 Zastoupení částic jílu ve smyvu klesá	73
Obr. 5.13 Zastoupení částic prachu ve smyvu klesá	73
Obr. 5.14 Zastoupení částic písku ve smyvu roste	73
Obr. 5.15 Zastoupení částic skeletu ve smyvu	73
Obr. 5.16 Měřené hodnoty koncentrace DP (červen 2014)	77
Obr. 5.17 Měřené hodnoty koncentrace TP (červen 2014).....	77
Obr. 5.18 Hodnoty koncentrace DP a TP během experimentu s laboratorním dešťovým simulátorem	79
Obr. 5.19 Poměr DP/TP a koncentrace NL během experimentu s laboratorním dešťovým simulátorem.....	79
Obr. 5.20 Vztah mezi poměrem DP/TP a koncentrací NL v odtoku dle měření 2012 – 2014	81
Obr. 5.21 Průměrné roční koncentrace DP v měrném profilu Povodí Vltavy č. 5021, Chotýšanka na soutoku s Blanící u obce Libež	84

Obr. 5.22 Průměrné roční koncentrace TP v měrném profilu Povodí Vltavy č. 5021, Chotýšanka na soutoku s Blanicí u obce Libež	84
Obr. 6.1 Poměr obohacení v povodí Býkovického potoka	86
Obr. 6.2 Průměrná roční ztráta P dle WaTEM/SEDEM se zobrazením přísunu TP do vodních toků	87
Obr. 6.3 Vstup splaveniny do úseků vodních toků dle WaTEM/SEDEM.....	88
Obr. 6.4 Koncentrace přístupného P v půdě (dle Melich III) v povodí Býkovického potoka	89
Obr. 6.5 Průměrná roční ztráta půdy (USLE).....	92
Obr. 6.6 Průměrná roční ztráta půdy na pozemcích (USLE).....	93
Obr. 6.7 Průměrná roční ztráta půdy (WaTEM/SEDEM).....	93
Obr. 6.8 Průměrná roční ztráta půdy na pozemcích (WaTEM/SEDEM).....	94
Obr. 6.9 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Fryšták (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod	96
Obr. 6.10 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Luhačovice (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod	96
Obr. 6.11 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Stanovice (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod	97
Obr. 6.12 Průměrná roční ztráta půdy v povodí Vrchlice (WaTEM/SEDEM) se zobrazením rozdílu obou metod	97
Obr. 6.13 Histogram hodnot vstupu sedimentu do jednotlivých úseků vodního toku pro řešená povodí. Vztaženo na 1 m úseku vodního toku.....	99
Obr. 6.14 Box-plot diagramy koncentrace přístupného fosforu v půdě (dle Mehlich III) v řešených povodích. Vyhodnoceny průměrné koncentrace k sub-povodím jednotlivých úseků vodního toku.	100
Obr. 6.15 Histogram rozdílu hodnot vstupu DP do jednotlivých úseků vodního toku stanovených dvěma porovnávanými metodami.....	101
Obr. 6.16 Závislost mezi velikostí rozdílu poskytovaných výsledků a vstupem sedimentu do jednotlivých úseků vodního toku	102
Obr. 6.17 Závislost mezi velikostí rozdílu poskytovaných výsledků a koncentrací přístupného fosforu v půdě v jednotlivých sub-povodích je výrazně slabší	102
Obr. 7.1 Nebyl nalezen vztah mezi množstvím odtoku a hodnotou poměru PR	116

Obr. 7.2 Nebyl nalezen vztah mezi množstvím smyvu a hodnotou poměru PR.....	116
Obr. 7.3 Hodnota poměru PR je významně závislá na koncentraci nerozpuštěných látek v odtoku	117
Obr. 7.4 Závislost mezi sledovaným poměrem a zastoupením částic jílu, prachu a písku ve smyvu	119

SEZNAM TABULEK

Tab. 3.1 Hodnoty exponentu m dle sklonu svahu (Renard et al. 1997) in (Janeček et al. 2012).....	36
Tab. 3.2 Třídy struktury orniční vrstvy (Janeček 2012)	38
Tab. 3.3 Třídy propustnosti půdního profilu (Janeček et al. 2012)	38
Tab. 3.4 Půdní charakteristiky a koncentrace fosforu v půdě v modelovaných povodích	52
Tab. 5.1 Shrnutí tří simulací z roku 2012 s vyhodnocením transportu vybraných živin ..	61
Tab. 5.2 Celkové charakteristiky třech experimentů provedených na úhorové ploše	62
Tab. 5.3 Hodnoty objemové vlhkosti měřené před a po experimentu.....	62
Tab. 5.4 Hodnoty obsahu fosforu v půdě naměřené v roce 2012.....	65
Tab. 5.5 Porovnání celkového obsahu ve smyvu a v půdě	67
Tab. 5.6 Výsledky experimentů realizovaných v roce 2013.....	69
Tab. 5.7 Koncentrace TP a PM3 v půdě.....	69
Tab. 5.8 Změna vlhkosti půdy během vyhodnocovaných simulací	73
Tab. 5.9 Procentuální zastoupení frakcí ve směsných vzorcích smyvu (vz. 1.1 – 1.5 charakterizují 1. vyhodnocenou simulaci z června 2013, vz. 2.1 – 2.5 charakterizují 2. vyhodnocenou simulaci z července 2013)	74
Tab. 5.10 Výsledky měření tří experimentů realizovaných v červnu 2014.....	76
Tab. 5.11 Výsledky tří experimentů realizovaných v povodí HOAL	78
Tab. 5.12 Výsledky experimentu na laboratorním dešťovém simulátoru	78
Tab. 5.13 Měřené hodnoty koncentrace NL, TP a DP při experimentech v letech 2012 – 2014	81
Tab. 5.14 Průměrná hodnota poměru DP/TP pro dva sledované typy ploch.....	82
Tab. 5.15 Koncentrace DP ve vodě využité pro realizaci experimentů	83
Tab. 6.1 Množství DP vstupující do toků stanovení ve třech variantách	87
Tab. 6.2 Vstup DP do úseků vodních toků stanovený přímou metodou.....	90
Tab. 6.3 Porovnání přímé a nepřímé metody včetně variant podílu DP	90

Tab. 6.4 Porovnání výsledků obou prezentovaných metod pro čtyři modelovaná území	95
Tab. 6.5 Statistické vyhodnocení rozdílů vstupu DP do úseků vodních toků (rozdíl přímé a nepřímé metody), vztaženo na 1 m úseku vodního toku	98
Tab. 6.6 Hodnoty korelačního koeficientu pro sledované vztahy.....	103
Tab. 7.1 Přehled experimentů zaměřených na transport fosforu realizovaných v letech 2012-2013	107
Tab. 7.2 Hodnoty eutrofizačního potenciálu erodovaných částic (EP) a okamžitého vstupu DP do recipientu (DP _o)	111
Tab. 7.3 Porovnání potenciálního uvolněného množství DP a okamžitého množství DP vstupující do recipientu	113
Tab. 7.4 Poměr mezi potenciálním uvolněným množstvím DP a okamžitým vstupem DP do recipientu	115
Tab. 7.5 Hodnoty korelačního koeficientu mezi velikostí poměru PR a sledovanými veličinami.....	117
Tab. 7.6 Charakteristika sedmi experimentů, v rámci nichž bylo vyhodnoceno zrnitostní složení smyvu	118
Tab. 7.7 Procentuální zastoupení základních frakcí erodovaného materiálu transportovaného během experimentů.....	119
Tab. 7.8 Korelační koeficient vyjadřující značnou závislost sledovaného poměru na podílu jednotlivých frakcí	119
Tab. 9.1 Porovnání kvality výsledků obou metod pro lokality s různou intenzitou eroze	130

LITERATURA

- Báčová, M. & Krása, J., 2016. Application of historical and recent aerial imagery in monitoring water erosion occurrences in Czech highlands. *Soil and Water Research*, 11(No. 4), pp.267–276.
- Barbosa, F.T. et al., 2009. Phosphorus losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill. *Soil and Tillage Research*, 106(1), pp.22–28.
- Boar, R.R., Lister, D.H. & Clought, W.T., 1995. Phosphorus loads in a small groundwater-fed river during the 1989–1992 East Anglian drought. *Water Research*, 29(9), pp.2167–2173.
- Boardman, J. & Poesen, J., 2006. Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. In *Soil Erosion in Europe*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, pp. 477–487.
- Borovec, J. et al., 2012. Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích. In *Konference vodní nádrže 2012*. Brno, pp. 57–61.
- Borovec, J., 2001. *Fosfor v sedimentech - formy a procesy*.
- Caldwell, M.M. et al., 1987. Rapid shifts in phosphate acquisition show direct competition between neighbouring plants. *Nature*, 327, pp.615–616.
- Cerdan, O. et al., 2002. Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. *Hydrological Processes*, 16(16), pp.3215–3226. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.1098> [Accessed March 9, 2017].
- Conforti, M. et al., 2011. Geomorphology and GIS analysis for mapping gully erosion susceptibility in the Turbolo stream catchment (Northern Calabria, Italy). *Natural Hazards*, 56(3), pp.881–898.
- ČSN CEN ISO/TS 17892-4, 2005. *Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin: Část 4: Stanovení zrnitosti zemin.*, Praha: Český normalizační institut.
- ČSN EN ISO 6878 (75 7465), 2004. *Jakost vod – Stanovení fosforu – Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným.*
- Dalal, R.C., 1977. Soil organic phosphorus. In N. C. Brady, ed. *Advances in Agronomy*. New York, USA: Academic Presss.
- Davidová, T. et al., 2015. Determining the protective effect of agricultural crops on the soil erosion process using a field rainfall simulator. *Plant Soil Environ.*, 61(3), pp.109–115.
- Dendy, F.E. & Champion, W.A., 1978. *Sediment Deposition in U.S. Reservoirs*, U.S. Dept. Agr., Agr. Res. Serv.
- Desmet, P.J.J. & Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(SEPTEMBER 1996), pp.427–433. Available at: <http://www.jswnonline.org/content/51/5/427.short>.

- Dostál, T., Krása, J. & Vrána, K., 2006. *Methods and techniques of prediction of surface runoff, erosion and transport processes in landscape.*, Prague, Czech Republic.
- Ferrante, D., Oliva, G.E. & Fernández, R.J., 2014. Soil water dynamics , root systems , and plant responses in a semiarid grassland of Southern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 104, pp.52–58. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.01.009>.
- Fiala, D. & Rosendorf, P., 2009. Diffuse phosphorus sources in catchment of the Orlík water reservoir. In I. Očásková, ed. *Orlík water reservoir revitalization*. Písek: The Institute of Technology and Business in České Budějovice, pp. 75–86.
- Fiala, D. & Rosendorf, P., 2009. Difúzní zdroje fosforu v povodí vodní nádrže Orlík. In I. Očásková, ed. *Revitalizace vodní nádrže Orlík*. Písek, pp. 75–86.
- Fiala, D. & Rosendorf, P., 2010. Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík a její eutrofizace. *Vodní hospodářství*, (7), pp.199–202.
- Fiala, D. & Rosendorf, P., 2011. Variabilita odnosu fosforu ze zemědělské půdy v měřítku mikropovodí. *Vodní hospodářství, VTEI*, (6), pp.27–31.
- George, E., Marschner, H. & Jakobsen, I., 1995. Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Uptake of Phosphorus and Nitrogen From Soil. *Critical Reviews in Biotechnology*, 15(3–4), pp.257–270. Available at: <https://doi.org/10.3109/07388559509147412>.
- Hahn, C. et al., 2012. Phosphorus losses in runoff from manured grassland of different soil P status at two rainfall intensities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 153, pp.65–74.
- Han, J.G. et al., 2010. Nitrogen and phosphorous concentrations in runoff from a purple soil in an agricultural watershed. *Agricultural Water Management*, 97(5), pp.757–762. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2010.01.007>.
- Hanel, M. et al., 2016. Rainfall erosivity factor in the Czech Republic and its Uncertainty. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 20(10), pp.4307–4322.
- Hedley, M.J., Stewart, J.W.B. & Chanhan, B.S., 1982. in *Agronomy* 29, 83–117. [12] Hedley, M.J., J.W.B. Stewart and B. S. Chanhan, 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fraction induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal*, 46(970–976).
- Hejzlar, J. et al., 2008. Vliv eutrofizace na jakost vody v nádržích: metodika hodnocení přísunu živin z povodí a protieutrofizační odolnosti nádržového ekosystému. *Pitná voda*, pp.47–52.
- Hillel, D., 2007. *Soil in the Environment - Crucible of Terrestrial Life*, New York: Academic Press/Elsevier.
- Holý, M., 1994. *Eroze a životní prostředí*, Praha: ČVUT v Praze.
- Horst, W. et al., 2001. Agronomic measures for increasing P availability to crops. *Plant and Soil*, 237(2), pp.211–223.
- Hou, X. & Jones, T.B., 2000. Inductively Coupled Plasma–Optical Emission Spectrometry. In R. A. Meyers, ed. *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, pp. 9468–9485.

- Chandrashekar, H. et al., 2015. GIS –Based Morphometric Analysis of Two Reservoir Catchments of Arkavati River, Ramanagaram District, Karnataka. In *Aquatic Procedia: International Conference on Water Resources, Coastal and Ocean Engineering 2015*. pp. 1345–1353. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214241X15001765>.
- Chaplot, V., 2013. Impact of terrain attributes, parent material and soil types on gully erosion. *Geomorphology*, 186, pp.1–11. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X12004953>.
- IPCC, 2012. *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation: Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. C. B. Field et al., eds., Cambridge, UK, and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Iserloh, T. et al., 2013. European small portable rainfall simulators: A comparison of rainfall characteristics. *Catena*, 110, pp.100–112. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.013>.
- Jacobsen, O.S., 1978. Sorption, adsorption and chemisorption of phosphate by Danish lake sediments. *Vatten*, (4), pp.230–243.
- Jan, J. et al., 2015. Assessment of phosphorus associated with Fe and Al (hydr)oxides in sediments and soils. *Journal of Soils and Sediments*, 15(7), pp.1620–1629. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s11368-015-1119-1>.
- Jan, J. et al., 2013. What do results of common sequential fractionation and single-step extractions tell us about P binding with Fe and Al compounds in non-calcareous sediments? *Water Research*, 47(2), pp.547–557.
- Janeček, M. et al., 2012. *Ochrana zemědělské půdy před erozí* M. Janeček, ed., Praha: {Č}ZU.
- Janeček, M., 2012. *Protection of agricultural land from erosion*. M. Janeček, ed., Prague, Czech Republic: Czech University of Life Science.
- Janotová, B. et al., 2014. Phosphorus transport modelling by WaTEM/SEDEM using experimental data. In *14th Int. Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM 2014*. Albena, Bulgaria, pp. 131–138.
- Kavka, P. et al., 2015. A medium scale mobile rainfall simulator for experiments on soil erosion and soil hydrology. In *Geophysical Research Abstracts, European Geosciences Union General Assembly 2015*. Göttingen: Copernicus Publications.
- Kavka, P., 2011. *Kalibrace a validace modelu SMODERP*.
- Kerr, J.G. et al., 2011. Examining the linkbetween terrestrial and aquatic phosphorus speciation in a subtropical catch-ment: the role of selective erosion and transport of fine sediments during stormevents. *Water Research*, (45), pp.3331–3340.
- Klement, V., 2014. *Metodický pokyn č . 9 / SZV Pracovní postupy pro agrochemické zkoušení zemědělských půd v České republice v období 2011 až 2016*, UKZKÚz.
- Klement, V., Smetanová, M. & Travník, K., 2012. *Padesát let agrochemického zkoušení zemědělských půd v České republice.*, Brno: ÚKZÚZ Brno.

- Klement, V. & Sušil, A., 2013. *Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007–2012.*, Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Sekce úřední kontroly.
- Krása, J. et al., 2015. Eroze zemědělské půdy a její význam pro zanášení a eutrofizaci nádrží v ČR. In D. Kosour, ed. *Vodní nádrže 2015*. Brno: Povodí Moravy, s. p., pp. 43–46.
- Krása, J., 2004. *Hodnocení erozních procesů ve velkých povodích za podpory GIS*. Praha, Česká republika: ČVUT v Praze.
- Krása, J. et al., 2013. *Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy*, Praha: ČVUT v Praze.
- Krása, J. et al., 2015. Modelling of Sediment and Phosphorus Loads in Reservoirs in the Czech Republic. *Advances in GeoEcology* 44, pp.21–34.
- Krása, J. et al., 2005. Reservoirs' siltation measurements and sediment transport assessment in the Czech Republic, the Vrchlice catchment study. *Catena*, 64(2–3), pp.348–362.
- Kutílek, M., 2012. *Půda planety Země*, Dokořán.
- L. Jordan-Meille & J.-M. Dorioz, 2004. Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed. *Agronomie*, 24(5), pp.237–248. Available at: <https://doi.org/10.1051/agro:2004021>.
- Martinez-Mena, M. et al., 2000. Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena*, 38(3), pp.175–190.
- Matula, J., 2012. *Inovace metod kontroly výživného stavu zemědělských půd fosforem z konsensu produkčního a environmentálního aspektu šetrného využívání přírodních zdrojů*,
- Merritt, W.S., Letcher, R.A. & Jakeman, A.J., 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling and Software*, 18(8–9), pp.761–799.
- Milevski, I., 2008. Estimation of Soil Erosion Risk in the Upper Part of Bregalnica Watershed-Republic of Macedonia, Based on Digital Elevation Model and Satellite Imagery. In *5th International Conference on Geographic Information Systems (ICGIS-2008)*. pp. 351–358.
- Millier, H.K.G.R. & Hooda, P.S., 2011. Phosphorus species and fractionation - Why sewage derived phosphorus is a problem. *Journal of Environmental Management*, 92(4), pp.1210–1214. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.12.012>.
- Mitasova, H. et al., 1996. Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10(5), pp.629–641. Available at: <http://citeseer.ist.psu.edu/mitasova96modeling.html>.
- Neal, C. et al., 2003. Soluble reactive phosphorus levels in rainfall, cloud water, throughfall, stemflow, soil waters, stream waters and groundwaters for the Upper River Severn area, Plynlimon, mid Wales. *Science of the Total Environment*, 314–316(3), pp.99–120.
- Nolan, S.C. et al., 1997. Estimating storm erosion with a rainfall simulator. *Canadian*

- Journal of Soil Science*, 77(4), pp.669–676. Available at: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0031410926&partnerID=tZOtx3y1>.
- Van Oost, K. & Govers, G., 2000. Usle 2D online manual.
- Van Oost, K., Govers, G. & Desmet, P., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 15(6), pp.577–589. Available at: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008198215674>.
- Otero, J.D. et al., 2011. Loss of soil and nutrients by surface runoff in two agroecosystems within an Andean paramo area. *Ecological Engineering*, 37(12), pp.2035–2043.
- Panuska, J.C. & Karthikeyan, K.G., 2010. Phosphorus and organic matter enrichment in snowmelt and rainfall-runoff from three corn management systems. *Geoderma*, 154(3–4), pp.253–260. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.10.010>.
- Petr, T., 1977. Bioturbation and exchange of chemicals in the mud water interface. In H. L. Golterman, ed. *Interactions Between Sediments and Fresh Water*. The Hague: Dr. W. Junk B. V.
- Pitter, P., 2009. *Hydrochemie*, Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha.
- Poláková, Š., Kubík, L. & Malý, S., 2011. *Monitoring zemědělských půd v ČR 1992-2007*, Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.
- Prentki, R.T., 1979. Depletion of phosphorus from sediment colonized by *Myriophyllum spicatum* L. In J. E. Breck, R. T. Prentki, & O. L. Loucks, eds. *Aquatic Plants, Lake Management and Ecosystem Consequences of Lake Harvesting*. Madison, Wisconsin.
- Renard, K. et al., 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, Washington, DC, USA.: US Department of Agriculture. Available at: http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/64080530/RUSLE/AH_703.pdf.
- Van Rompaey, A. et al., 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26(11), pp.1221–1236. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.275>.
- Van Rompaey, A. et al., 2003. Modelling sediment supply to rivers and reservoirs in Eastern Europe during and after the collectivisation period. *Hydrobiologia*, 494(1), pp.169–176. Available at: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1025410230907>.
- Van Rompaey, A., Krasa, J. & Dostal, T., 2007. Modelling the impact of land cover changes in the Czech Republic on sediment delivery. *Land Use Policy*, 24(3), pp.576–583.
- Sepaskhah, A.R. & Shahabizad, V., 2010. Effects of water quality and PAM application rate on the control of soil erosion, water infiltration and runoff for different soil textures measured in a rainfall simulator. *Biosystems Engineering*, 106(4), pp.513–520. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2010.05.019>.
- Sharpley, A.N., 1995a. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus.

- Journal of Environmental Quality*, 24(5), pp.920–926.
- Sharpley, A.N., 1995b. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering*, 5(2–3), pp.261–279.
- Sharpley, A.N., 1980. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. *Journal of Environment Quality*, 9(3), pp.521–526.
- Sharpley, A.N., 1985. The Selective Erosion of Plant Nutrients in Runoff. *Soil Science Society of America Journal*, (49), pp.1527–1534.
- Sharpley, A.N. et al., 1992. The Transport of Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff. *Journal of Environment Quality*, 21(1), p.30.
- Shigaki, F., Sharpley, A. & Prochnow, L.I., 2007. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of the Total Environment*, 373(1), pp.334–343.
- Schindler, D.W., 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1746), pp.4322–4333. Available at: <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3479793&tool=pmcentrez&rendertype=abstract%5Cnhttp://rspb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rspb.2012.1032>.
- Schmidt, J., Werner, M. V. & Michael, A., 1999. Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed, the Netherlands. *Catena*, 37(3–4), pp.449–456.
- Sims, J.T., 2000. Soil Test Phosphorus: Mehlich 3. In Pierzynski, ed. *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters*.
- Smil, V., 2000. Phosphorus in the Environment: Natural Flows and Human Interferences. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25, pp.55–88.
- Strauss, P. et al., 2000. Rainfall Simulation for Outdoor Experiments. In P. Jamet & J. Cornejo, eds. *Current research methods to assess the environmental fate of pesticides*. INRA Editions, pp. 329–333.
- Su, J. et al., 2014. Agriculture , Ecosystems and Environment Phosphorus algal availability and release potential in suspended and streambed sediments in relation to sediment and catchment characteristics. *"Agriculture, Ecosystems and Environment"*, 188, pp.169–179. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.001>.
- Tan, K.H., 1998. *Principles of Soil Chemistry*, New York: Marcel Dekker.
- Tolasz, R. et al., 2007. *Atlas podnebí Česka.*, Olomouc, : Český hydrometeorologický ústav, Universita Palackého.
- Toy, T.J., Foster, G.R. & Renard, K.G., 2002. *Soil Erosion: Processes, Prediction, Measurement, and Control*, New York, USA: John Wiley and Sons. Available at: <https://books.google.co.tz/books?id=7YBaKZ-28j0C>.
- Ulén, B., 1977. Sediment and seston in Lake Norrviken. III. Nutrien release from sediment. In *Scripta Limnologica Upsaliensia*. p. 448.
- Verstraeten, G. et al., 2002. Evaluating an integrated approach to catchment

- management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management*, 18(4), pp.386–394. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1079/SUM2002150>.
- VÚMOP, 2016. Protierozní kalkulačka. Available at: <https://kalkulacka.vumop.cz/?core=account>.
- Wang, S. et al., 2008. Effects of dissolved oxygen supply level on phosphorus release from lake sediments. , 316, pp.245–252.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems* Third Edit., San Diego, USA: Academic Press. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1529-8817.2001.37602.x>.
- Wischmeier, W. & Smith, D., 1978. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*, Washington, DC, USA: US Department of Agriculture.
- Withers, P.J.A. et al., 2007. Soil cultivation effects on sediment and phosphorus mobilization in surface runoff from three contrasting soil types in England. *Soil and Tillage Research*, 93(2), pp.438–451.
- Wu, X. & Wang, X., 2011. Spatial influence of geographical factors on soil erosion in Fuyang county, China. In *Procedia Environmental Sciences: 3rd International Conference on Environmental Science and Information Application Technology 2011*. pp. 2128–2133.
- Yoshioka, K. et al., 2009. The relationship between seasonal variations of total-nitrogen and total-phosphorus in rainfall and air mass advection paths in Matsue, Japan. *Atmospheric Environment*, 43(22–23), pp.3496–3501. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.027>.
- Zhang, G.H. et al., 2011. Effects of Vegetation Cover and Rainfall Intensity on Sediment-Bound Nutrient Loss, Size Composition and Volume Fractal Dimension of Sediment Particles. *Pedosphere*, 21(5), pp.676–684.
- Zhu, Y. et al., 2013. Phosphorus fractions and bioavailability in relation to particle size characteristics in sediments from Lake Hongfeng, Southwest China. *eNVIROMENTAL eARTH sCIENCE*, (68), pp.1041–2052.