

HODNOCENÍ OHROŽENOSTI VODNÍCH NÁDRŽÍ SEDIMENTEM A EUTROFIZACÍ PODMÍNĚNOU EROZÍ ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY

Josef KRÁSA a kolektiv



certifikovaná metodika pro praxi

Josef Krása a kolektiv autorů

Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy

certifikovaná metodika pro praxi

Metodika je připravena ve spolupráci institucí v rámci projektu QI102A265.

České vysoké učení technické v Praze
Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M., v.v.i.
Biologické centrum AV ČR, v.v.i
Povodí Vltavy, státní podnik



Vydalo ČVUT v Praze, Fakulta stavební, 2013

ISBN: 978-80-01-05428-4

Metodika je k dispozici na autorském pracovišti:

Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství
Fakulta stavební, ČVUT v Praze
Tháškova 7, 166 29, Praha 6

Kolektiv autorů:

Josef Krása, doc. Ing. Ph.D. ¹⁾
Pavel Rosendorf, Mgr. ²⁾
Josef Hejzlar, doc. Ing. CSc. ³⁾
Jakub Borovec, RNDr. Ph.D. ³⁾
Tomáš Dostál, doc. Ing. Dr. ¹⁾
Václav David, Ing. Ph.D. ¹⁾
Libor Ansorge, Ing. ²⁾
Jindřich Duras, RNDr. Ph.D. ⁴⁾
Barbora Janotová, Ing. ¹⁾
Miroslav Bauer, Ing. ¹⁾
Jan Devátý, Ing. ¹⁾
Luděk Strouhal, Ing. ¹⁾
Karel Vrána, doc. Ing. CSc. ¹⁾
Daniel Fiala, Mgr. ²⁾

Praha 2013

¹⁾ ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství

²⁾ Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.,

³⁾ Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav

⁴⁾ Povodí Vltavy, státní podnik

Odborný oponent:

Ing. Luděk Rederer, Povodí Labe, státní podnik

Metodika je certifikována Ministerstvem zemědělství České republiky
pod č. j. 3529/2014-MZE15100.

Obsah

1	Úvod.....	5
1.1	Motivace.....	5
1.2	Cíle a obsah metodiky.....	6
1.3	Význam jednotlivých forem fosforu pro eutrofizaci povrchových vod	6
1.4	Hodnocení míry eutrofizace nádrží a ohroženosti nádrží v ČR	7
1.5	Základní přehled zdrojů fosforu v povodích a jejich eutrofizačního potenciálu	10
2	Určení transportu splavenin z povodí do vodních útvarů.....	13
2.1	Metody výpočtu transportu sedimentu z povodí.....	14
2.1.1	Určení celkového erozního smyvu.....	15
2.1.2	Určení transportu smyvu do vodního toku	17
2.1.3	Výpočet zachycení sedimentu v nádržích.....	18
2.2	Aplikace modelu WATEM/SEDEM	19
2.2.1	Vstupní vrstvy a parametry modelu WATEM/SEDEM.....	20
2.2.2	Výstupy modelu WATEM/SEDEM	21
2.3	Data pro modelování transportu sedimentu v ČR	21
2.3.1	Srážky	21
2.3.2	Morfologie – digitální modely terénu	22
2.3.3	Půdy.....	22
2.3.4	Využití území a C-faktor	22
2.3.5	Vodní toky	22
2.3.6	Vodní nádrže.....	23
3	Určení eutrofizačního potenciálu erozního smyvu.....	26
3.1	Výpočet celkového fosforu transportovaného erozí	26
3.2	Přímé určení množství rozpuštěného fosforu uvolňovaného z erozního materiálu	27
4	Kvantifikace všech zdrojů fosforu v povodí	29
4.1	Výpočet látkového toku fosforu v závěrovém profilu povodí	29
4.2	Bodové zdroje	30
4.3	Plošné zdroje neerozního fosforu	32
4.3.1	Les	33
4.3.2	Zemědělská půda.....	33
4.3.3	Atmosférická depozice	36
4.3.4	Rybářské hospodaření	37

4.3.5	Intravilány sídel a nevyužívané plochy	37
5	Opatření pro snížení eutrofizace.....	38
5.1	Předpoklady pro snížení eutrofizace nádrží.....	38
5.2	Ochranná opatření proti vstupu erozního fosforu.....	39
5.2.1	Opatření zabraňující erozi na zemědělských pozemcích.....	41
5.2.2	Opatření zabraňující vniknutí erozního fosforu do vodních útvarů	44
5.2.3	Reálný výhled a aplikace opatření.....	45
6	Shrnutí a závěry	47
7	Uplatnění metodiky	47
8	Poděkování.....	48
9	Použité zkratky	49
10	Literatura	51

1 Úvod

1.1 Motivace

Motivace tvůrců metodiky „Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy“ spočívá ve snaze napomoci zlepšení neutěšeného stavu řady vodních nádrží v ČR.

Celé řešení lze uvést následujícími předpoklady:

- Vodní nádrže v ČR jsou z velké míry ohroženy jednak eutrofizací (tj. nadměrným růstem fytoplanktonu), jednak vnosem erozního materiálu (v některých případech toxického).
- Vlivem eroze jsou významně zaneseny zejména malé vodní nádrže (rybníky), které pak nemohou sloužit dobře produkčním ani mimoprodukčním účelům. Rychle se hromadící sediment v rybnících ztěžuje úsilí o recyklaci látek v malých povodích (těžba a aplikace sedimentu na zemědělskou půdu je nemožná nebo cenově nevýhodná).
- Eutrofizace významně omezuje základní funkce nádrží (např. rekreace), případně zvyšuje náklady na zajištění daných funkcí (např. zásobování pitnou vodou) nebo zhoršuje ekologický potenciál daného vodního útvaru či ekologický stav nebo potenciál útvaru navazujícího (např. exportem sinic či kyslíkových deficitů).
- V podmínkách ČR je proces eutrofizace podmíněn výhradně přebytkem fosforu ve vodě, zejména jeho rozpuštěných forem, a to především v období vhodném pro rozvoj řas a vodních květů sinic.
- Eroze zemědělské půdy v ČR vede k trvalému zhoršování kvality vody na úkor trvalého snižování kvality ornice.

Metodika je výsledkem čtyřletého intenzivního výzkumu v oblasti mapování intenzity erozního smyvu a transportu sedimentu v povodích významných nádrží v ČR. Základním impulsem pro propojení několika řešitelských kolektivů (ČVUT v Praze, VÚV TGM, v. v. i., Biologické centrum AV ČR, v. v. i.) byla snaha řešitelů uchopit nově problematiku významu erozního smyvu pro eutrofizaci povrchových vod a pokusit se přesněji určit význam erozního a mimoerozního fosforu v povodích.

Výzkum prováděný v rámci projektu NAZV QI102A265 prokázal významný přímý podíl eroze na zemědělské půdě na akutních projevech eutrofizace pouze u některých hodnocených nádrží zejména proto, že tzv. „erozní“ fosfor je transportován především ve formě nerozpuštěné (tzn. fosfor je vázán na částice sedimentu). Pokud hodnotíme celkový fosfor vstupující do nádrží v obou formách (rozpuštěné i nerozpuštěné), v řadě povodí eroze jako zdroj celkového fosforu v nádržích dominuje, i když erozní, tedy převážně nerozpuštěný, fosfor není spouštěčem eutrofizačního procesu. Tento fosfor je však cennou surovinou, která chybí na zemědělských pozemcích, odkud byla do nádrží transportována.

V některých nádržích hrozí rovněž jeho „opětovná aktivace“, tedy transformace zpět do rozpuštěné, biologicky dostupné, formy za vhodných podmínek.

1.2 Cíle a obsah metodiky

Tato metodika si klade následující cíle:

- Umožnit libovolnému řešiteli co nejspolehlivěji vyhodnotit transport splavenin a erozního fosforu ve velkých povodích.
- Umožnit řešiteli odhadnout význam eroze pro eutrofizaci cílové nádrže.
- Umožnit řešiteli odhadnout význam ostatních zdrojů fosforu v povodí.
- Umožnit řešiteli odhadnout další chování nádrže při současném stavu dotace fosforu z povodí.

Metodika je doporučenými metodami zaměřena především na řešení ve velkých povodích (stovky km² a větší).

Celá metodika je členěna do následujících částí:

- Kapitola 1: Teoretický úvod – vymezení významu fosforu a jeho forem pro eutrofizaci a hodnocení stavu nádrží v ČR
- Kapitola 2: Výpočet eroze, transportu sedimentu a zanášení nádrží ve velkých povodích
- Kapitola 3: Určení eutrofizačního potenciálu erozního smyvu
- Kapitola 4: Kvantifikace ostatních zdrojů fosforu a celková bilance fosforu v povodích
- Kapitola 5: Opatření pro omezení eutrofizace – snížení transportu fosforu erozního původu
- Kapitola 6: Shrnutí a závěry

Úvodní části metodiky v kapitole 1 především vymezují pojmy, shrnují dosavadní poznatky a popisují význam fosforu a jeho forem ve vodních tocích a nádržích. Počínaje kapitolou 2 začíná samotná metodická část – způsoby vyhodnocení zatížení toků a nádrží zejména eutrofizačně účinnými formami fosforu ze všech typů zdrojů, s důrazem na fosfor erozního původu. Metodika je zakončena výčtem možných opatření a jejich efektivnosti.

1.3 Význam jednotlivých forem fosforu pro eutrofizaci povrchových vod

Eutrofizace vnitrozemských vod (tekoucích i stojatých) je téměř vždy spojena se zvyšováním koncentrací fosforu. Pro eutrofizaci jezer a vodních nádrží to platí dvojnásob. Důkazy o rozhodujícím významu fosforu pro eutrofizaci jezer jsou dobře dokumentovány např. v pracích Schindlera a jeho následovníků z kanadské oblasti Experimental Lake Area (Schindler, 1974, 1975; Schindler a kol., 2008). Eutrofizace je však mimo vědeckou komunitu více než s fosforem spojována se změnami v oživení vod a jejich negativním dopadem na celý vodní ekosystém. Významně se projevuje zejména ve vodních nádržích, kde má za následek časté vegetační zákaly řas a v letním období rozvoj vodních květů sinic. I přesto tyto markantní projevy je

však role fosforu při eutrofizaci vnitrozemských vod klíčová a příměji než biologické složky dokumentuje skutečnou trofii vody. Fosfor se proto používá pro hodnocení eutrofizace nádrží jako primární indikátor a případné další ukazatele, včetně biologických, se používají doplňkově, např. při vysoké variabilitě koncentrací fosforu ve vodách.

Eutrofizačně účinný je především fosfor v rozpuštěné ortofosforečnanové formě ($\text{PO}_4\text{-P}$), ve které jej vodní mikroorganismy (řasy, sinice, bakterie) a vyšší i nižší vodní rostliny přijímají a zabudovávají do biomasy. Organofosforové sloučeniny v biomase se pak stávají součástí koloběhu ve vodním ekosystému, postupují do potravních řetězců a po odumření organismů nebo exkreci jsou biochemicky hydrolyzovány a uvolňuje se z nich opět ortofosforečnan, který může být opakovaně využit k růstu jiných organismů. Částicový fosfor ve vodním prostředí je tvořen širokou škálou organických a minerálních částic, např. řasami, sinicemi, zbytky odumřelé organické hmoty (detrit), bakteriálními vločkami, částicemi erozního původu z povodí či koryt toků a jinými plaveninami. Zatímco rozpuštěný fosfor lze celý považovat za biologicky dostupný (tzv. BAP – bioavailable phosphorus, případně SRP – soluble reactive phosphorus), u částic to možné není a je třeba hodnotit jejich „eutrofizační potenciál“, neboli schopnost částice zadržovat/uvolňovat fosfor. Tato schopnost je určena jejím složením, resp. místem původu. Obecně lze říci, že vysoký eutrofizační potenciál mají částice s velkým množstvím fosforu vázaným v organické složce (jako jsou řasy, sinice a bakteriální vločky, jež se při biochemickém rozkladu rozpadnou a uvolní fosfor) a současně obsahují v minerální složce málo vazebných partnerů pro fosfor (nejčastěji hydroxioxidů železa a hliníku). Schopnost částic uvolňovat fosfor je možné odhadnout pomocí jednoduchých ukazatelů, jako je např. obsah fosforu v sušině nerozpuštěných látek, poměr železa anebo hliníku v částicích vůči fosforu, či podobně poměr organického uhlíku a fosforu v částicích, nebo přesněji stanovit pomocí speciálních analýz, např. postupnou frakcionací sloučenin fosforu, železa a hliníku (Jan a kol., 2013) nebo sorpční izotermy pro sloučeniny fosforu. Posledně zmíněné metody jsou laboratorně poměrně náročné, poskytují však detailní informaci o zastoupení fosforu a jeho vazebných partnerů v dílčích složkách částic, ze kterých se fosfor může uvolňovat za různých situací nastávajících ve vodním prostředí, např. po změnách koncentrace kyslíku či pH ve vodním sloupci nebo v sedimentu (Borovec a kol., 2012).

1.4 Hodnocení míry eutrofizace nádrží a ohroženosti nádrží v ČR

Pro hodnocení eutrofizace jezer a vodních nádrží se nejčastěji používá léty prověřený princip závislosti na průměrné roční koncentraci fosforu, který již na konci 60. a na začátku 70. let 20. století definovali Vollenweider (1968) a Dillon s Riglerem (1974). Tyto principy byly později rozpracovány a publikovány v materiálu OECD (1982). Ten hodnotí míru eutrofizace jezer a nádrží na škále ultra-oligotrofní až hypertrofní a pro zatřídění využívá vztah koncentrace celkového fosforu ke koncentraci chlorofylu-a a průhlednosti vody v nádrži. Ačkoliv je tento princip univerzálně používán, není v něm zohledněna různorodost přírodních podmínek

povodí nad hodnocenými jezery a nádržemi, které mohou ovlivnit pozadové koncentrace živin (fosforu a dusíku) a tím i přirozený stupeň trofie vody. Není z něj tedy zřejmé, jestli je hodnocená nádrž v přirozeném stavu nebo na ni působí antropogenní tlaky. Uplatňuje se zde princip absolutní klasifikace.

Tuto logickou mezeru ve způsobu nazírání na přirozenou míru trofie nádrží mění svým přístupem Rámcová vodní směrnice – dále jen RVS (ES, 2000). Tím, že zavádí typově specifické hodnocení vodních útvarů, umožňuje relativizovat hodnocení míry eutrofizace (ale i dalších stresorů) a nastavit hodnocení stavu podle přirozených podmínek jednotlivých povodí. Při uplatnění tohoto principu se může stát, že v oblasti s přirozeně vyššími obsahy fosforu bude i eutrofní nádrž považována za neovlivněnou, zatímco v jiné oblasti bude mezotrofní nádrž hodnocena jako nadměrně zatížená.

Tento nový princip je použit i na hodnocení eutrofizace nádrží a určení míry vlivu fosforu z erozního smyvu v této metodice.

V ČR nenajdeme, až na výjimky malých ledovcových jezer a několika dalších přirozených vodních ploch, nádrže přirozeného původu. Většina vodních nádrží vznikla uměle, přehrazením vodních toků, přeměnou mokřadů nebo v důsledku těžby nerostů. Pro takové vodní útvary v krajině předepisuje RVS dosažení dobrého ekologického potenciálu. Ekologický potenciál je termín, který vyjadřuje ekologický stav útvarů povrchové vody, které byly lidskou činností změněny natolik, že je již není možné považovat za přirozené, a také vodních útvarů, které byly vytvořeny zcela uměle. Tyto útvary mohou být označeny jako silně ovlivněné nebo umělé pouze tehdy, když není možné hydromorfologické změny zvrátit z důvodu využití vodního útvaru pro celospolečensky významné rozvojové činnosti, jako je zásobování pitnou vodou, plavba, výroba elektrické energie, ochrana před povodněmi apod¹.

Prvním krokem při posouzení toho, jestli je hodnocená nádrž vystavena nadměrnému antropogennímu zatížení a hrozí její eutrofizace, je určení typově specifických koncentrací fosforu. Ty by měly být odvozeny podle kategorie útvaru povrchové vody, který se svým charakterem nejvíce blíží posuzované nádrži. Obecně jsou pro vodní nádrže logicky nejbližší kategorií jezera. Pro ty by měly být nalezeny referenční typy a na základě nich by měl být odvozen velmi dobrý ekologický stav a potažmo také maximální ekologický potenciál. V ČR však tento logický postup nebylo možné aplikovat. Důvodem je absence typově referenčních „jezer“ jak v ČR, tak i v širším regionu střední Evropy, a také velká variabilita hodnocených vodních nádrží. Bylo tedy nutné najít alternativní postup odvození cílových hodnot fosforu pro odlišení přirozených a antropogenně eutrofizovaných nádrží.

¹ čl. 4, odst. 3 RVS

Většina vodních nádrží v ČR vznikla vzdutím vodního toku, který jako útvar tekoucí vody musí mít podle RVS stanoveny typově specifické referenční podmínky. Ty mimo jiné určují také cílové koncentrace fosforu, charakterizující hranice mezi dobrým a středním ekologickým stavem. Jestliže tedy budeme předpokládat, že do nádrže vstupuje vodní tok s koncentracemi fosforu v dobrém nebo lepším ekologickém stavu, lze výsledný stav trofie v takové nádrži označit jako dobrý ekologický potenciál.

Navržený přístup využívá známé závislosti mezi koncentrací fosforu v přítoku do nádrže a charakteristikami nádrže, které ovlivňují jeho retenci. Tato závislost byla poprvé popsána již na začátku 70. let pro jezera (Vollenweider, 1976; Larsen a Mercier, 1976) a později zobecněna univerzálním modelem pro jezera i nádrže (OECD, 1982). V nedávné době byl tento univerzální model dále optimalizován s využitím rozsáhlé sady dat z nádrží a jezer Hejzlarem a kol. (2006). Výsledná koncentrace celkového fosforu u hráze nádrže je vyjádřena následující rovnicí:

$$P = 1,43 \cdot \left(\frac{P_{IN}}{1 + \sqrt{T}} \right)^{0,88}$$

Rovnice 1-1

kde: P je průměrná roční koncentrace celkového fosforu v $\mu\text{g.l}^{-1}$ na odtoku z nádrže,
 P_{IN} je průměrná roční koncentrace celkového fosforu v $\mu\text{g.l}^{-1}$ v přítoku do nádrže,
 T je teoretická doba zdržení v letech v hodnoceném roce.

V praxi to funguje tak, že hraniční koncentrace celkového fosforu mezi dobrým a středním stavem útvaru tekoucí vody je zároveň nejvyšší přípustnou koncentrací fosforu v přítoku do nádrže pro dosažení dobrého ekologického potenciálu. Podle charakteru nádrže, především celkového objemu a průměrného ročního průtoku, je cílová míra trofie nádrže nastavována individuálně, nikoliv typově specificky.

Tento celkem jednoduchý, ale velmi univerzální princip byl aplikován již v prvních plánech povodí (Duras a kol., 2007). Byl však silně limitován mírným nastavením cílových hodnot koncentrací celkového fosforu pro útvary tekoucích vod (Anon, 2007). Výsledky hodnocení vodních nádrží proto příliš neodpovídaly normativní definici dobrého ekologického potenciálu podle RSV (přílohy V). V rámci projektu NAZV QI102A265 byl proto rozpracován nový postup. Ten byl uplatněn pro všechny vodní nádrže vymezené v prvním plánovacím období a v roce 2012 byl aplikován pro všechny hodnocené nádrže na základě Metodiky hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (Rosendorf a kol., 2011). Výsledky byly publikovány ve sborníku z konference Vodní nádrže 2012 (Rosendorf a kol., 2012). Z výsledků vyplynulo, že z celkového počtu 74 hodnocených nádrží dosahuje dobrého a lepšího ekologického potenciálu z pohledu eutrofizace 27 nádrží (36,5 %).

Stejný princip hodnocení cílových koncentrací fosforu ve vodních útvech stojatých vod pro druhé plánovací období je aplikován také v nejnovější Metodice pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero (Borovec a kol., 2013).

Pro nádrže, které byly výše popsáným postupem určeny jako problematické, by měly být v dalším kroku hodnocení kvantifikovány všechny antropogenní zdroje fosforu v povodí a měl by být určen jejich podíl na zatížení konkrétní nádrže.

1.5 Základní přehled zdrojů fosforu v povodích a jejich eutrofizačního potenciálu

Metody určení významu jednotlivých zdrojů fosforu v konkrétních povodích jsou náplní následujících kapitol (kapitoly 2, 3 a 4). Cílem této kapitoly je pouze uvést čtenáře do kontextu problematiky určování významu jednotlivých zdrojů fosforu v povodích.

Eroze a následný transport sedimentu představuje z pohledu vstupu celkového fosforu do vodního prostředí jeden z největších zdrojů. Běžné bilanční studie, které kvantifikují vstup celkového fosforu z různých zdrojů v povodí, obvykle vyhodnotí erozi jako převažující s výjimkou povodí, kde je nízké zastoupení zemědělsky intenzivně obhospodařovaných ploch. Pokud ale hodnotíme vliv jednotlivých zdrojů fosforu na eutrofizaci vod s důrazem na vodní nádrže, je nezbytné se zaměřit nejen na celkové množství fosforu, které hodnocené zdroje produkují, ale také na podíly forem fosforu, které se mohou aktivně podílet na změnách biologického oživení nádrží, reprezentovaného změnami biomasy fytoplanktonu, případně dalších autotrofních složek ekosystému.

V případě erozního smyvu a transportovaného sedimentu představuje hlavní část odnosu fosfor na částicích. Ten je pevně vázán a k jeho uvolnění dochází jen velmi omezeně. Jak zjistili v rozsáhlé studii Sharpley a kol. (1992), na konvenčně obhospodařovaných plochách v USA s různými dávkami hnojení fosforem se podíl SRP v erozním odtoku pohyboval v rozmezí 3,5-19,3 %. Odpovídající podíl BAP byl o něco vyšší, vždy však v celkovém odtoku zcela jednoznačně převažoval fosfor partikulovaný. Zajímavé je, že při použití ochranných způsobů obhospodařování půdy se podíl SRP v odtoku znatelně zvýšil. Jeho celkové množství však bylo v porovnání s konvenčními plochami nízké. V ČR dokumentovali přímým měřením podíly forem fosforu při erozní epizodě v povodí Lhotského potoka (okres Louny) Fiala a Rosendorf (2009). Zjistili, že podíl SRP během celé epizody nepřekročil 3 % z celkového fosforu. Zároveň zjistili, že ačkoliv se během erozního odtoku výrazně měnil podíl partikulovaného fosforu, koncentrace SRP se po kulminaci vlny ustálila na určité rovnovážné hodnotě a příliš se neměnila.

Kromě erozních událostí přispívají zemědělské plochy formou podpovrchového odtoku fosforu také v době běžných průtoků. Celkové transportované množství fosforu z tohoto zdroje je relativně nízké a dosahuje pouze jednotek kilogramů z km²

za rok. Ve srovnání s erozním přísunem je tento vstup zanedbatelný a v některých oblastech se dokonce blíží odtoku z neovlivněných částí povodí. Vzhledem k tomu, že je tento odtok vázán na běžný hydrologický režim, může být v suchých obdobích roku odtok fosforu velmi nízký až nulový. Poměry mezi množstvím rozpuštěného fosforu a celkového fosforu v mimoerozním odtoku z čistě zemědělských mikropovodí dokumentují studie VÚV TGM, v. v. i. (Fiala a Rosendorf, 2010 a 2011). Z nich je zřejmé, že se SRP podílí na odtoku celkového fosforu přibližně v rozmezí 30-75 %, přičemž nejčastěji se hodnota pohybuje kolem 50-55 %. Mírně užší rozsah podílu SRP v rozmezí 35-60 % zjistili Fučík a kol. (2010) při sledování zemědělských mikropovodí v povodí Kopaninského toku. Richtr a kol. (2009) dokumentovali v povodí nádrže Orlík na některých orných půdách i travních porostech výrazně nižší podíly SRP v odtoku. Rozsah hodnot pro orné půdy se pohyboval mezi 12-57 %, na travních porostech od 21-56 %.

Velmi podstatnou skupinu zdrojů z pohledu přísunu fosforu do vod představují bodové zdroje. Zde se na rozhodujícím přísunu fosforu do vod podílejí především komunální zdroje a v některých oblastech také některé typy průmyslových provozů. V případě komunálních zdrojů je hlavním vstupem fosforu lidská exkrece a také fosfor v pracích a čisticích prostředcích a tabletách do myček nádobí. Podíl rozpuštěného reaktivního fosforu v odtoku z běžných komunálních bodových zdrojů dosahuje obvykle velmi vysokých hodnot. Je to dáno zejména tím, že podíl partikulovaných forem fosforu bývá snížen procesem čištění nebo prostou sedimentací v jednoduchých domovních čistírnách a septicích. Vysoké zastoupení rozpuštěných forem fosforu podporuje rozklad organické hmoty a střídání anaerobních a aerobních podmínek v systému. Vysoké zastoupení rozpuštěného fosforu pod čistírnami odpadních vod z obcí dokumentují některé studie v povodí řeky Temže. Např. ve studii Millier a Hooda (2011) byly sledovány změny koncentrací forem fosforu nad a pod vypouštěním ze dvou čistíren odpadních vod se srážením fosforu – jedné s aplikací solí hliníku a v druhé s aplikací síranu železitého. V prvním případě byl podíl rozpuštěných forem ve vodě vždy kolem 90 %, ve druhém se pohyboval kolem 65 %. Musíme mít však na zřeteli, že jde o poměry v toku pod vypouštěním, takže skutečný podíl SRP ve vypouštěné vodě mohl být pravděpodobně ještě vyšší. Velmi dobře dokumentuje rozhodující podíl SRP v bodových zdrojích také studie vypouštění ze šesti čistíren odpadních vod v povodí řeky Kennet (Neal a kol., 2005). Všechny studované čistírny (počet EO v rozmezí 130-5800) vypouštěly v průměru za sledované období 86,9-93,6 % SRP. Z uvedených studií je také zřejmé, že vysoký poměr odtoku SRP neovlivňuje příliš technologie čištění vod, mění se pouze celkové množství vypouštěného fosforu.

Velmi zajímavou skupinu zdrojů fosforu představují produkční rybníky. Jejich vliv na zvyšování koncentrací fosforu ve vodách je několikerý. První je spojen s intenzivním rozvojem řas a sinic, jejichž biomasa je fosforem bohatá. Při odtoku zejména povrchové vrstvy vody tak rybník opouští vysoké koncentrace fosforu, který je po snadné biodegradaci planktonní biomasy rychle dostupný dalším článkům

trofického řetězce. Další z vlivů souvisí s každoročním vývojem nádrže, kdy v létě s vyčerpáním kyslíku a dusičnanů nade dnem dochází ke zvýšenému uvolňování rozpuštěného fosforu do vodního sloupce ze sedimentů, často zároveň se sloučeninami železa (Pechar a kol., 2009; Potužák a kol., 2010). Vysoký odtok rozpuštěného fosforu nastává především při odpouštění vody ode dna, kdy podíl rozpuštěných forem fosforu může dosahovat 80-90 %. Rozpuštěné sloučeniny fosforu se ale, např. různými epizodickými destratifikacemi vodního sloupce, dostávají soustavně do produkční vrstvy vody. Tam se fosfor ocitá v nadbytku a vzrůstá koncentrace jeho rozpuštěných forem, které už nedokáže biomasa planktonu využít. Tehdy také stoupá podíl rozpuštěných sloučenin fosforu i při odtoku z povrchové vrstvy rybníka, a to zhruba na 30-80 %. Zcela jiný charakter má odtok fosforu v době výlovu rybníků, kdy jeho převážná část odchází ve formě partikulované, protože za oxických podmínek na podzim bývá vazba fosforu na částice sedimentu pevná a rovnovážná koncentrace fosforu mezi vodou a částicí je nízká (Potužák a kol., 2010; Potužák a Duras, 2012; Duras a Potužák, 2012; Mikšíková a kol., 2012). Podíl SRP je většinou nízký a nepřesahuje 5 % z celkového fosforu. Zatímco v prvním případě se charakter odtoku fosforu podobá emisím z menších komunálních zdrojů, v případě výlovů se odtok fosforu blíží erozním epizodám s výrazným zastoupením fosforu vázaného na částice.

Pro úplnost je nutné zmínit také vstupy fosforu do vod atmosférickou depozicí, která je většinou uvažována pouze jako vstup na volnou hladinu hodnocené nádrže, případně dalších vodních ploch v povodí. Jak uvádí Kopáček a kol. (1997, 2011), vstupy fosforu do vod atmosférickou depozicí jsou nízké (koncentrace celkového fosforu 0,015–0,050 mg.l⁻¹, depozice celkového fosforu 15–30 kg.km⁻².rok⁻¹) a podíl rozpuštěného fosforu se pohybuje kolem 50 %.

Z provedeného srovnání různých typů zdrojů plyne, že mezi eutrofizačně rizikové zdroje patří zejména vypouštění komunálních odpadních vod a v některých oblastech mohou být významným zdrojem také rybníční soustavy. V případě vysoké míry ohrožení území erozí se na eutrofizaci mohou podílet i epizodické odtoky rozpuštěného fosforu transportovaného se sedimentem. O důležitosti jednotlivých typů zdrojů v konkrétním povodí však vždy musí rozhodnout až detailní kvantifikace emisí fosforu do vod a určení příslušného podílu rozpuštěných forem fosforu z jednotlivých zdrojů. Tomuto postupu se věnují následující kapitoly.

2 Určení transportu splavenin z povodí do vodních útvarů

Ideálním postupem pro odhad celkového transportu sedimentu z povodí a pro určení pozemků, ze kterých materiál do nádrže vstupuje, by samozřejmě bylo přímé měření. Každý model transportu látek prostředím má výrazná omezení. Žádný model nepopisuje skutečný stav systému a transport sedimentu z velkých povodí je natolik komplexním jevem, že jej lze modely jen velmi přibližně aproximovat.

Měření skutečného odnosu z každého pozemku a kontinuální měření látkového toku sedimentu ve všech tocích povodí je však dosud zcela nemyslitelné.

Přesto se v posledních letech kvalita přístrojového vybavení pro přímé měření, monitoring, záznam, dálkový přenos údajů a jejich automatizované vyhodnocení dynamicky zlepšuje a zároveň dramaticky zlevňuje. Lze proto předpokládat, že získání kvalitních údajů o pohybu sedimentu v tocích a jeho nárůstu v nádržích v ČR je již pouze otázkou času.

Například státní podniky Povodí Vltavy, Povodí Moravy i Povodí Labe již disponují podrobným zaměřením aktuální úrovně dna pro řadu nádrží. Měření s přesností v řádu cm byla provedena převážně v posledních letech. Data o skutečných objemech sedimentu však obvykle nejsou dostupná. Lze předpokládat zlepšení situace v následujících letech po opakovaných měřeních. Zaměření sedimentu pro účely odbahňování se provádí řadou různých způsobů, od vpichových sond při spuštěné vodní hladině, přes vrtané nebo vpichované sondy při plné vodní hladině z loďky či z ledu nebo s využitím potápěčů; mocnost sedimentu je odhadována s využitím výkonných sonarů či georadarů.

Měření přesných vstupů sedimentu do vodního toku z pozemků se v podmínkách ČR dlouhodobě dosud nikdo nezabýval do té míry, aby bylo zmapováno kompletní povodí (či mikropovodí). V ČR probíhají měření (ať již kontinuální měření zákalu, nebo odebírání vzorků se stanovením nerozpuštěných látek) v řadě povodí – nejsou zde však rozlišena data o transportu z konkrétních pozemků. Tato data ve velmi omezené míře existují v zahraničí.

Na vodních tocích ČR probíhá již po desítky let pravidelný monitoring státních podniků povodí a ČHMÚ, jehož součástí je kontinuální měření průtoku a pravidelné stanovení obsahu nerozpuštěných látek (NL). Nejčastější časový krok těchto datových řad je 1 měsíc. Tato data proto neumožňují odhadnout celkový tok splavenin danými profily ze dvou důvodů:

- Stanovené NL neobsahují významný podíl dnových splavenin.
- Měsíční krok dat má většinu erozního smyvu – ten je převážně transportován z každého povodí IV. řádu pouze průměrně 6x ročně během krátkých erozních událostí po přívalových srážkách (výjimkou jsou profily na velkých tocích). Trvání epizod je většinou v řádu jednotek hodin.

Zaměření celkového objemu sedimentu, akumulovaného v nádrži za dobu jejího trvání a analýza anorganické složky sedimentu jsou tak často jediným „spolehlivým“ údajem o vstupu sedimentu z povodí.

Pro získání podrobnějších údajů o transportu sedimentu z dílčích částí povodí je proto nutné využít modely.

2.1 Metody výpočtu transportu sedimentu z povodí

Pro popis procesu eroze a transportu splavenin existuje celá řada metod a nástrojů. Ty lze v zásadě, podobně jako v dalších disciplínách, dělit podle řady kritérií. Nejběžnějším je členění z hlediska způsobu popisu modelované veličiny, kdy se modely dělí na empirické (např. USLE), které byly odvozeny statistickou analýzou velkého souboru měřených dat, a metody fyzikálně založené (např. EROSION-3D), které jsou postaveny na aplikaci základních řídicích fyzikálních rovnic, popisujících vlastní probíhající modelovaný proces. Poslední skupinou jsou pak modely konceptuální (např. SWAT) využívající fyzikálního popisu jevů ve velmi zjednodušené podobě. Uvedené dělení není absolutní a řada modelů stojí na pomezí výše uvedených kategorií (využívají empirické parametry i popis procesu).

Ze stejného úhlu pohledu je možno modely rozdělit na tzv. BLACK-BOX, u kterých v zásadě nevíme, jaké procesy probíhají a jak je model popisuje, nicméně na základě vstupních dat jsou výstupem fyzikálně správné výstupní hodnoty (tyto modely často odpovídají právě empiricky založeným metodám, v případě pokročilých technologií pak můžeme mluvit například o modelech na principu neuronových sítí). Druhým typem jsou modely typu WHITE-BOX, kde přesně známe, popisujeme a sledujeme probíhající procesy. Tyto modely často odpovídají fyzikálně založeným postupům. Posledním typem jsou modely typu GREY-BOX, které tvoří přechodový prvek mezi oběma výše popsány, tj. konceptuální modely.

Dalším hlediskem, podle kterého jsou modely děleny, je způsob popisu modelované oblasti. Podle něj lze modely dělit na distribuované a celistvé (tzv. „lumped“). Z hlediska použitého měřítka pak lze modely dělit na vhodné pro měřítka velká a pro detailní přístup. Pro velká měřítka by se mělo jednat o modely jednoduché, robustní a cílem modelování v takovém případě bývá posouzení stavu a rizik ve velkých oblastech. Modely vhodné pro detailní přístup naopak řeší návrh a dimenzování ochranných a kompenzačních opatření v dané lokalitě. Oba přístupy se liší jak podrobností popisu jevu, tak i nároky na vstupní data, jejich přesnost a spolehlivost. U modelů pro velká měřítka jsou v zásadě vyloučeny terénní průzkumy, odběry a analýzy vzorků a pro modelování musí být využita standardně dostupná vstupní data. U modelů pro detailní přístup naopak zpravidla nejsou dostatečně přesná vstupní data standardně k dispozici. Proto je zpracovatel odkázán na vlastní průzkumy a analýzy, přinejmenším ke zpřesnění existujících podkladů.

Posledním důležitým hlediskem je časový krok. Z tohoto pohledu se modely dělí na epizodní, které popisují izolovanou časovou událost zpravidla v řádu trvání

desítek minut až hodin, a modely kontinuální, které popisují dlouhodobé chování celého systému.

Modely pro detailní měřítko ani fyzikálně orientované epizodní modely nebudou v této metodice dále popisovány, neboť neumožňují efektivní (časově a cenově dostupné) řešení pro cílová povodí velikosti tisíců km².

Model pro určení dlouhodobě usazovaného množství sedimentu v cílové nádrži musí obsahovat tři dílčí kroky (submodely) popsané v následujících podkapitolách:

- Výpočet celkového erozního smyvu z pozemků v povodí.
- Určení transportovaného množství půdy z pozemků do vodních toků.
- Transport říční sítí - odečtení sedimentu zachyceného v dílčích tocích a nádržích.

V daném měřítku je jediným řešením aplikace modelů propojených s geografickými informačními systémy (GIS) a využití standardně dostupných geoinformačních vrstev a jiných digitálních mapových zdrojů. Primárním nástrojem popsaným v této metodice a vhodným pro daný účel je nekomerční model WATEM/SEDEM (kapitola 2.2), který integruje výše uvedené tři kroky výpočtu a umožňuje provést základní bilanci dlouhodobého transportu sedimentu v rámci velkých povodí. Alternativní postupy i základní principy modelu WATEM/SEDEM jsou popsány v následujících kapitolách. WATEM/SEDEM není jediným vhodným nástrojem pro daný účel a využití jiných metod je při správné aplikaci rovněž možné!

2.1.1 Určení celkového erozního smyvu

V zásadě všechny modely využitelné v měřítku velkých povodí počítají celkový dlouhodobý erozní smyv (tzv. ztrátu půdy) v povodí na principu Univerzální rovnice ztráty půdy, tzv. USLE (Wischmeier a kol., 1978). To platí i pro dále popisovaný model WATEM/SEDEM. Epizodní modely využitelné pro tato měřítková řešení v ČR (SWAT, AnAGNPS) v zásadě rovněž pracují s epizodní úpravou rovnice USLE, neposkytují však dostatečnou prostorovou podrobnost využitelných vstupů a výstupů a neumožňují tak analyzovat území do úrovně části zemědělského pozemku. Navíc tyto modely dosud nebyly s úspěchem pro podmínky ČR validovány.

Základní tvar rovnice USLE je:

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

Rovnice 2-1

kde:	<i>R</i>	<i>je faktor erozní účinnosti srážek,</i>
	<i>K</i>	<i>je faktor erodovatelnosti půdy,</i>
	<i>LS</i>	<i>je kombinovaný faktor sklonu a délky svahu,</i>
	<i>C</i>	<i>je faktor ochranného vlivu vegetace,</i>
	<i>P</i>	<i>je faktor účinnosti protierozních opatření.</i>

Podrobně je aplikace této rovnice a určení hodnot vstupních parametrů klasickými postupy pro podmínky ČR popsáno v certifikované metodice Ochrana zemědělské půdy před erozí (Janeček a kol., 2012). Pro výpočet ve velkých povodích je však třeba využít rovnice modifikované pro aplikaci v GIS. Tato metoda je podrobně popsána v certifikované metodice Využití dat a nástrojů GIS a simulačních modelů k navrhování TPEO (Dostál a kol., 2013).

Hlavní rozdíl aplikace USLE v GIS se týká výpočtu faktorů LS. Vstupem pro tento výpočet jsou rastrový digitální model terénu (DMT) a mapa pozemků (ve shodném rozlišení). Nejprve je třeba vždy v rámci jednoho izolovaného pozemku (erozně, resp. odtokově uzavřené oblasti) určit dílčí velikost povodí každého jednotlivého pixelu. K tomu slouží nástroj s odlišným pojmenováním (a mírně odlišnou funkcionalitou) v jednotlivých GIS software – flow accumulation (ArcGIS), runoff (Idrisi), r.watershed nebo r.terraflo (GRASS), aj. Dále je třeba určit lokální sklon v oblasti každého pixelu.

Z těchto dvou parametrů je možno vypočítat LS faktor pomocí různých vztahů (kalibrovaných pro odlišné oblasti a data). Základní porovnání odlišných přístupů používaných ve světě a v ČR a další reference publikoval Krása (2010). Pro běžné použití v ČR vyhovuje následující rovnice (Mitášová a kol., 1998):

$$LS_{(x,y)} = (m + 1) \cdot \left[\frac{A_{(x,y)}}{22,13} \right]^m \cdot \left[\frac{\sin b_{(x,y)}}{0,09} \right]^n$$

Rovnice 2-2

kde: $LS_{(x,y)}$ je faktor LS pro daný pixel o souřadnicích x, y ,
 $A_{(x,y)}$ je jednotková zdrojová plocha na vstupu do buňky ($m^2 \cdot bm$)²,
 m je kalibrační parametr (obvykle 0,6),
 n je kalibrační parametr (obvykle 1,3),
 $b_{(x,y)}$ je sklon buňky (rad).

Jednodušším a často i přesnějším řešením než programování rovnice pro LS faktor a rovnice USLE v prostředí GIS je využití některého dostupného modelu, ve kterém je již rovnice implementována (případně jiné kalibrované vztahy). Doporučit pro měřítka velkých povodí lze zejména následující nástroje:

- Nekomerčním řešením pro uživatele dostatečně orientované ve využití informačních technologií je instalace GIS GRASS, případně implementace GRASS uvnitř instalace Quantum GIS. Výpočet faktoru LS podle rovnice

² Jednotkovou zdrojovou plochu A lze zjednodušeně určit jako podíl plochy dílčího povodí daného pixelu a velikosti hrany pixelu (tedy rozlišení rastru).

Mitášové je implementován v programovém modulu r.watershed. Uživatel musí samostatně vyřešit problém členění území na jednotlivé pozemky.

- V ČR je pro výpočet faktoru LS v GIS často využíván volně dostupný nekomerční program USLE2D³ (<http://geo.kuleuven.be/geography/modelling/>), využívající formát souborů GIS Idrisi.
- Pro celý výpočet ztráty půdy, transportu sedimentu i jeho zachytávání v nádržích je možno využít rovněž nekomerční model WATEM/SEDEM, vyvinutý na stejném pracovišti (Van Rompaey a kol., 2001; Verstraeten a kol., 2002; Van Oost a kol., 2000; Krása, 2004). Tento optimální postup, včetně postupu získání vstupních dat, je podrobně popsán v kapitole 2.2.

Do všech uvedených modelů vstupuje přímo DMT a pozemky, není třeba předem vytvářet doplňující vstupní vrstvy (povodí a sklony), jako v případě přímého použití GIS a rovnice dle Mitášové. Vhodná vstupní data pro aplikaci USLE ve velkých povodích jsou identická s daty vstupujícími do modelu WATEM/SEDEM (WATEM/SEDEM vyžaduje vstupy pro metodu USLE a další doplňující vstupy). Postup přípravy těchto vstupních dat je uveden v kapitole 2.2.

2.1.2 Určení transportu smyvu do vodního toku

Velká část erodovaného materiálu se zachytí již přímo při zpětné sedimentaci na pozemcích a dále v povodí. Proto celková ztráta půdy vypočtená metodou USLE výrazně převyšuje množství splavenin. Celkové množství splavenin transportované z povodí se označuje pojmem „sediment yield“ (SY). Poměr mezi množstvím splavenin a celkovým erozním smyvem potom označujeme spojením „**sediment delivery ratio**“ (**SDR**) – **poměr odnosu splavenin**. Platí tedy:

$$SDR = \frac{SY}{G}, \text{ resp. } SY = G \cdot SDR$$

Rovnice 2-3

kde: SY je celkový transport splavenin za časový úsek (např. t.rok⁻¹),
G je celkový erozní smyv za časový úsek (např. t.rok⁻¹),
SDR je poměr odnosu splavenin pro dané povodí.

Přehled metod výpočtu SDR popisuje Bečvář (2007). V ČR byla testována, používána a je pro převážně zemědělská povodí doporučována metodikou Janečka a kol., (2012) rovnice 2-4 (Williams, 1978).

Nevýhodou vztahu je celistvý přístup. Do výpočtu není zahrnut vliv prostorového rozmístění retenčních prvků v povodí. Stejně hodnoty SDR tak dosáhnou povodí,

³ Program je využitelný pouze pro 32bitové verze operačního systému Windows, což lze vyřešit příslušnou emulací vhodného systému.

kteřá mají prvky s vysokou retencí (louky a les) na rozvodnici a orná půda zasahuje až k vodoteči, jako povodí, kde je orná půda na rozvodnici a podél vodoteče je široký pás trvalého travního porostu a lesa, za předpokladu stejného podílu plošného zastoupení. Výsledek je závislý i na zvolené velikosti dílčího povodí pro určení parametrů rovnice, běžně používané je rozmezí cca 5–10 km².

$$SDR = 1,366 \cdot 10^{-11} \cdot F^{-0,0998} \cdot RP^{0,3629} \cdot CN^{5,444}$$

Rovnice 2-4

kde: *SDR* je poměr odnosu splavenin pro dané povodí,
F je plocha povodí (km²),
RP je reliéfový poměr (m.km⁻¹) – (poměr výškového rozdílu mezi nejnižší a průměrnou výškou rozvodnice a největší délky odtokové dráhy v povodí),
CN je číslo odtokové křivky (průměrná hodnota pro povodí).

Zejména v povodích s atypickou krajinnou mozaikou nebo atypickou hustotou říční sítě proto doporučujeme využití distributivního přístupu. Jedním z modelů, který podobné řešení umožňuje, je dále popisovaný WATEM/SEDEM.

2.1.3 Výpočet zachycení sedimentu v nádržích

Pro určení množství splavenin transportovaného až do uzávěrového profilu řešeného povodí (např. do nádrže, kde je sediment zjišťován) je třeba ještě určit **poměr zachycení (trap efficiency – TE (%))** sedimentu v průtočných nádržích a sestavit schéma transportu sedimentu (v systému dílčích povodí) se zohledněním této retence.

Úloha zadržení sedimentu ve vodních nádržích je v simulačních modelech řešena různými způsoby individuálně, často jsou využity empirické přístupy sledující závislost poměru zachycení na průtokových charakteristikách a morfologii nádrže. Hlavními citovanými metodami v této souvislosti bývají Brownova metoda (Brown, 1944), metoda Bruneho křivek (Brune, 1953) a metoda popsaná Churchillem (Churchill, 1948), přičemž metoda Bruneho křivek je obvykle považována za nejvýhodnější (např. Halcrow, 2001; Šálek a kol., 1989). Metodu je možno verifikovat (resp. kalibrovat) dlouhodobým kontinuálním monitoringem transportu splavenin na vtoku a na výtoku z nádrže. Z hlediska bilance sedimentu a živin je třeba zohlednit všechny nestandardní zásahy a manipulace se sedimentem, to jest pravidelná proplachování některých nádrží, odtěžování sedimentu a u rybníků rovněž výlovy, jež mohou sediment v nemalé míře uvolňovat.

Pro aplikaci v GIS pro rozsáhlá povodí s velkým počtem nádrží doporučujeme analytické vyjádření střední Bruneho křivky, které po rozšířené kalibraci sestavil Dendy (1978) – rovnice 2-5.

Brune upozorňuje, že uvedená závislost platí pouze pro běžné nádrže, tedy ne nádrže částečně vypuštěné, nádrže s extrémním přísunem sedimentu a podobně. Vypočteným (nebo odečteným z křivky) poměrem zachycení je pak redukováno

množství sedimentu vstupující do nádrže, stanovené předchozími kroky (ztráta půdy a *SDR*).

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

Rovnice 2-5

kde: *TE* je poměr zachycení (%),
C je zásobní objem nádrže (m^3),
I je roční průměrný průtok nádrží ($m^3 \cdot rok^{-1}$).

Pro stanovení doby zdržení (poměru C/I) je třeba znát objem nádrže a dlouhodobý průměrný průtok q_a . Tyto údaje jsou pro menší nádrže v povodích často nedostupné, alternativní postup odvození potřebných parametrů je uveden v kapitole 2.3.6, popisující získání vstupních dat pro výpočet transportu splavenin.

2.2 Aplikace modelu WATEM/SEDEM

Cílem této kapitoly není suplovat manuál programu, případně sestavit tutoriál použití modelu včetně přípravy GIS datových vstupů. Cílem je naopak popsat vhodné vstupní vrstvy a jejich zdrojová data pro ČR a popsat optimální nastavení vstupních parametrů pro naše území a česká data. WATEM/SEDEM je **empirický distributivní model** erozních a transportních procesů. Model je odvozen v Belgii (Van Rompaey a kol., 2001; Verstraeten a kol., 2002; Van Oost a kol., 2000) a je volně dostupný ke stažení (<http://geo.kuleuven.be/geography/modelling/>) včetně manuálu. Podrobný popis modelu a popis všech parametrů, vstupů i výstupů uvádí pro české prostředí například Krása (2004). Vhodná verze pro výpočet transportu sedimentu z povodí je **WATEM/SEDEM 2.1**. Model je nadstavbou GIS software IDRISI a využívá jeho formátu souborů. Hlavní výhody daného modelu jsou:

- Plně automatizovaný výpočet včetně transportu říční sítí a zachycení v nádržích (při adekvátní přípravě vstupů).
- Výstupní tabulka hodnot eroze, transportu i sedimentace pro celé povodí.
- Výstupní tabulka hodnot zanášení každé dílčí nádrže v povodí.
- Výstupní tabulka hodnot vstupu sedimentu z přilehlých pozemků do každého zahrnutého úseku říční sítě.
- Podrobné mapové výstupy eroze i sedimentace v povodí.
- Snadné testování scénářů hospodaření v povodí a dopadu variant na odnos půdy a zanášení toků.

Výstupní tabulky modelu WATEM/SEDEM je možno přiřadit zpět vektorové vrstvě vodních toků a nádrží a prezentovat transport splavenin v tocích formou mapového výstupu.

2.2.1 Vstupní vrstvy a parametry modelu WATEM/SEDEM

V této kapitole je uveden stručný přehled potřebných vstupů, v následující kapitole pak vhodné datové zdroje pro jejich přípravu. Jedná se zejména o vrstvy shodné se vstupy pro výpočet podle USLE metodou GIS, tedy **R-faktor**, **K-faktor**, **C-faktor** a **DMT**.

Dalším vstupem je rastrová **mapa využití území** s rozlišenými kategoriemi zpevněných ploch, vodních toků, obdělávané půdy, trvalých travních porostů a lesů. Tato vrstva rovněž vymezuje řešenou plochu povodí.

Dále do výpočtu vstupuje rastrová **mapa vodních nádrží** s hodnotami odpovídajícími jejich poměru zachycení *TE* v procentech.

Posledním povinným rastrem je **mapa vodních toků**, kde každý úsek v odtokovém schématu je charakterizován pixely s unikátním identifikátorem pouze pro daný úsek. Číslování úseků musí souhlasit s topologickou tabulkou toků a pro zajištění správné sumarizace sedimentu v nádržích je vhodné za každým profilem nádrže začít nový úsek toku.

K mapě vodních toků je třeba zadat textový soubor - **tabulku vodních toků**, obsahující v jednotlivých sloupcích čísla úseků toku, počáteční uzly, koncové uzly a délky úseků. Tabulka může být sestavena manuálně – očíslováním uzlů všech úseků toků, v případě rozsáhlejší databáze vodních toků lze tuto tabulku vytvořit automaticky ve většině vektorových GIS tzv. vytvořením topologie souboru tvarů.

Základním kalibračním parametrem modelu je **koeficient transportní kapacity K_{TC}** , který určuje, kdy dojde na pozemku ke změně eroze na sedimentaci. Do modelu je třeba zadat dvě hodnoty koeficientu K_{TC} , jednu pro erozně náchylné povrchy a druhou pro odolné povrchy. Dále je třeba zadat do modelu mezní hodnotu C-faktoru, podle které model rozhodne, který koeficient na daném povrchu aplikovat. Obvyklá mezní hodnota C-faktoru je 0,1 (nižší hodnota znamená píceiny a trvalé kultury).

Dalšími koeficienty modelu jsou:

PTEF (parcel trap efficiency): jedná se o poměr zachycení sedimentu (odtoku) jednotlivými typy povrchu. Hodnotu je možno zadat číselně pro les, ornou půdu a TTP, nebo formou mapy.

Parcel connectivity:: tato volba odpovídá poměru zachycení na hranicích pozemků. Jedná se tedy o zahrnutí vlivu hranic pozemků na modelování množství odtoku a sedimentu. Jedná se opět o hodnoty v procentech, odlišné pro ornou půdu a les/TTP.

Pro výpočet v rozlišení 5–20 m (nejlépe 10 m) jsou v současné době doporučena následující rozmezí parametrů (Tab. 2-1):

Tab. 2-1: Vstupní parametry modelu WATEM/SEDEM – odpovídající hodnoty v ČR.

	orná půda rozmezí (doporučeno)	les rozmezí (doporučeno)	TTP rozmezí (doporučeno)
<i>PTEF</i>	0	60 – 100 (75)	50 – 100 (75)
<i>Parcel connectivity</i>	0 – 100 (40)	0 – 100 (75)	
<i>K_{TC}</i>	30 – 100 (35)	30 – 200 (55)	

2.2.2 Výstupy modelu WATEM/SEDEM

Všechny výstupy modelu v hlavním dialogu jsou celková dlouhodobě transportovaná množství v t.rok⁻¹:

- Celková ztráta půdy v zájmové oblasti (povodí).
- Celkové množství půdy sedimentující v zájmové oblasti (povodí) před vstupem do vodních toků.
- Veškeré množství sedimentu vstupující do vodních toků po odečtení depozice v nádržích.
- Celkové množství sedimentu transportované vodním tokem uzávěrovým profilem povodí (po zachycení v nádržích).
- Celkové množství sedimentu zachycené ve všech nádržích povodí.

Dalšími výstupy modelu jsou rastrové vrstvy LS-faktoru, transportu a depozice v jednotlivých pixelech a bilance eroze/ukládání sedimentu v každém pixelu povodí.

Výstupní tabulky jsou zapsány do textových souborů a podle identifikátorů je možno je připojit zpět k mapám toků v GIS. Jedná se o:

- Množství zachycovaného sedimentu ve všech nádržích povodí.
- Seznam jednotlivých úseků toků a množství sedimentu v nich.

2.3 Data pro modelování transportu sedimentu v ČR

V této kapitole jsou shrnuta doporučená data dostupná v ČR pro modelování transportu sedimentu. Samotná příprava dat z dále uvedených databází je značně náročnou geoinformační úlohou, vyžadující příslušnou odbornost v oboru zpracování dat GIS.

2.3.1 Srážky

Při určování erozní ohroženosti oběma používanými metodami jsou srážky do výpočtu zahrnuty v podobě faktoru erozní účinnosti srážek *R* (Wischmeier a kol., 1978). Do výpočtu je možno zadat průměrnou dlouhodobou hodnotu *R*-faktoru dle metodiky (Janeček a kol., 2012) 40 N.h⁻¹.rok⁻¹. Vhodnější je využít regionalizaci *R*-faktoru dle Krásky (2010). Nové vymezení hodnot *R*-faktoru pro ČR v současné době probíhá a předpokládá se jeho publikování v brzké době po uzavření této metodiky ve formě doporučených regionalizovaných hodnot, certifikované metodiky, nebo přímo na serveru SOWAC-GIS, prostřednictvím VÚMOP v. v. i.

2.3.2 Morfologie – digitální modely terénu

Doporučuje se využít digitální modely terénu poskytující podrobnost minimálně na úrovni výškopisu databáze ZABAGED (ČÚZK) a pracovat s rozlišením rastru 10 m. Využitelný je z tohoto pohledu rovněž model DMT poskytovaný firmou GEODIS. Optimálním zdrojem výškopisu v současné době je digitální model území DMR 4G (ČÚZK). S využitím vhodných nástrojů GIS je třeba zajistit hydrologickou korektnost generovaného rastrového modelu.

2.3.3 Půdy

V měřítku rozsáhlých povodí lze jako podrobný zdroj doporučit pouze databázi BPEJ (resp. přímo K-faktor z této databáze odvozený) – poskytovatelem je VÚMOP, v. v. i. Nevýhodou databáze je pokrytí pouze plochy ZPF, která ne vždy koresponduje s celým rozsahem zemědělské půdy z jednotlivých geodatabází využití území a případně je třeba vhodným způsobem doplnit chybějící lokality. Pokud je eroze určována pouze na plochách z registru půdy LPIS, jedná se o minimální plochy a k jejich doplnění postačuje automatizované rozšíření ploch K-faktoru v GIS, případně lineární interpolace mezilehlých hodnot. Pro erozně rizikové plochy v BPEJ neevidované (např. části vojenských újezdů) je třeba využít jiných půdních map, případně analyzovat odebrané půdní vzorky.

2.3.4 Využití území a C-faktor

Jediným dostatečně podrobným zdrojem pro celou ČR je v současné době polohopisná databáze ZABAGED (ČÚZK) kombinovaná s daty z registru zemědělské půdy LPIS (MZe). Pro určení dlouhodobých průměrných hodnot C-faktoru na jednotlivých typech kultur je možno využít hodnot publikovaných v metodice Ochrana zemědělské půdy před erozí (Janeček a kol., 2012). Zastoupení plodin v osevních postupech na orné půdě je možno určit vlastním terénním průzkumem a dotazováním jednotlivých farmářů nebo s využitím kombinace dat ČSÚ (k dispozici jsou každoročně sklizňové plochy jednotlivých plodin po krajích), případně s využitím klimatických regionů a jim přiřazených průměrných doporučených osevních postupů. Pro realistické výpočty je vhodné zjištění skutečných osevních postupů, ačkoli je tento postup ve velkých povodích značně komplikovaný a náročný.

2.3.5 Vodní toky

Vhodnou databází pro tuto aplikaci na území ČR je vrstva objektů DIBAVOD (VÚV TGM, v. v. i.), přičemž výhodou je zahrnutí všech kategorií toků včetně nejmenších a poměrně vysoká polohová přesnost, dále pak již vytvořená návaznost jednotlivých úseků toků v rámci zahrnuté topologie tvarů. To je klíčové pro přímé využití ve velkých územích.

V rámci struktury databáze DIBAVOD jsou datové vrstvy vodních toků zpracovány v kapitole A – základní jevy povrchových a podzemních vod a vhodnou vrstvou pro modelování je A02 – vodní tok (jemné úseky).

Jistým problémem jsou občasné chyby v topologii a nutnost zajistit jednoznačnost topologie pro různé převody vody mezi toky a povodími a dále pro veškeré obtokové

kanály a rozdělovací objekty u nádrží s obtokem. To vyžaduje významnou automatickou i ruční editaci daných dat. Podrobná atributová tabulka této vrstvy nicméně umožňuje identifikaci potřebných prvků říční sítě.

Správně připravené toky a nádrže jsou pro realistický výpočet zcela klíčovým podkladem.

2.3.6 Vodní nádrže

Největší množství polohopisně určených nádrží je evidováno v databázi DIBAVOD (VÚV TGM, v. v. i.) ve vrstvě nádrží ČR. Všechny objekty nádrží jsou zde opatřeny unikátním identifikátorem. Dle běžně publikovaných odhadů je v ČR zhruba 20 až 30 tisíc vodních nádrží. Přitom vrstva nádrží DIBAVOD, jejímž původním podkladem je polohopis databáze ZABAGED, obsahuje 70 409 objektů (verze 2010), z toho 12 772 jich je větších (dle výpočtu zakreslené plochy) než 0,5 ha a 57 637 menších. Nádrží větších než 5 ha je pouze 2 116. Pokud jsou uvažovány všechny nádrže menší než 5 ha a vypočtena jejich průměrná plocha, je tato pouze 0,3 ha, z čehož je zřejmé, že v databázi převažují minimální vodní plochy, jež průtočnými nádržemi na tocích ve své většině nejsou (jedná se o drobné stavby v intravilánech). Pokud uvažujeme nádrže větší než 0,25 ha nebo nádrže s názvem bez ohledu na plochu hladiny, databáze obsahuje 20 477 nádrží na území ČR (z toho 8 929 pojmenovaných). Celková rozloha nádrží v redukovaném souboru představuje 96 % celkové rozlohy nádrží v původním souboru. Bylo otestováno přiřazení údajů o objemech z dostupných informačních databází ČR (interní databáze TBD, a.s., Informační systémy veřejné správy - sekce voda, interní databáze Povodí Vltavy, generel rybníků a nádrží, základní vodohospodářská mapa 1:50 000). Z uvedených zdrojů se podařilo doplnit pouze 11,4 % údajů o objemech. Pro rozsáhlá řešení je tak nutno objemy nádrží odvozovat analogií na základě mapové rozlohy a odhadované hloubky. Pro detailnější řešení je třeba zjišťovat parametry nádrží v povodích individuálně.

Pro potřeby výpočtu množství sedimentu zachyceného v nádržích pomocí poměru zachycení je zapotřebí znalost údaje o průměrném dlouhodobém ročním průtoku, který spolu se znalostí objemu nádrže slouží k výpočtu doby zdržení. Tento údaj je však publikován pouze pro malou část nádrží ČR. Z tohoto důvodu byla vytvořena metodika stanovení dlouhodobého průměrného průtoku. Tato metodika byla vyvinuta s využitím regresní analýzy a byla parametrizována s využitím datasetu zahrnujícího celkem 84 malých až středních povodí s rozlohou do 170 km². Jednalo se o povodí, pro která byly k dispozici údaje o hodnotách průměrného dlouhodobého ročního průtoku odvozené z měřených průtokových řad publikované Zítkem a kol. (1965). Tato metodika nebyla odvozována pro větší povodí především z toho důvodu, že nádrže na tocích s větším povodím jsou zpravidla vybaveny měřeními průtoků a hodnotu průměrného dlouhodobého ročního průtoku je u nich možno zjistit s nižší měrou nejistoty na základě analýzy průtokových řad. Postup byl odvozován s různým množstvím vstupních parametrů a v různých formách složitosti matematické formulace výpočtu. Způsob odvození je popsán Davidem (2013), Davidem

a Davidovou (2013) a ve zprávách projektu NAZV QI102A265 (Krása a kol., 2010 a 2011).

Metodicky je výpočet formulován pro stanovení hodnoty specifického odtoku (jednotkové hodnoty průměrného dlouhodobého ročního průtoku) q_a dle empirické rovnice 2-6.

$$q_a = 80,009 \cdot A^{-0,0068} \cdot P^{0,1226} \cdot T^{-0,1582} - 118,36$$

Rovnice 2-6

kde: q_a je specifický odtok z povodí ($l.s^{-1}.km^{-2}$),
 A je plocha povodí (km^2),
 P je průměrný roční úhrn srážek (mm),
 T je průměrná roční teplota ($^{\circ}C$).

Shoda výsledků založených na takto formulovaném postupu výpočtu s hodnotami odvozenými na základě měřených dat vyjádřená pomocí koeficientu determinace R^2 činí 0,73. Hodnota směrodatné odchylky hodnot specifického odtoku v souboru použitém pro odvození a hodnot specifického průtoku určeného s využitím odvozené rovnice činí $4,75 l.s^{-1}.km^{-2}$. V relativním vyjádření se jedná o hodnotu 39 %, což je možno považovat za uspokojivé při uvážení hodnoty 30 % dané normou ČSN 75 1400 pro profily ve 4. kategorii, do nichž spadá většina menších toků.

Hodnotu průměrného ročního srážkového úhrnu pro povodí je možné stanovit prostorovou analýzou (zonální statistikou) rastrové vrstvy průměrných ročních srážek. Tu poskytuje Český hydrometeorologický ústav, ovšem náklady na její pořízení jsou vysoké. Alternativně lze použít odhad průměrných ročních srážek z map publikovaných v Atlasu podnebí Česka (Tolasz a kol., 2007), tento postup však představuje značně zvýšenou míru nejistoty výsledků. Stejným způsobem je možno stanovit hodnoty průměrné teploty na povodí.

Hodnota průměrného dlouhodobého ročního průtoku Q_a , která je vstupem pro výpočet poměru zachycení TE , se stanoví na základě rovnice 2-7.

$$Q_a = 10^{-3} \cdot q_a \cdot A$$

Rovnice 2-7

kde: Q_a je průměrný dlouhodobý roční průtok ($m^3.s^{-1}$),
 q_a je specifický odtok z povodí ($l.s^{-1}.km^{-2}$),
 A je plocha povodí (km^2).

V případě značně specifických podmínek povodí, ve kterých uvedený postup může vykazovat vyšší míru nejistoty, lze s nižší měrou spolehlivosti použít zjednodušený postup založený pouze na využití hodnot průměrných srážek a plochy povodí. V rámci tohoto postupu je průměrný dlouhodobý roční průtok stanoven pomocí rovnice 2-8.

$$Q_a = 6,18 \cdot 10^{-5} \cdot (A \cdot P)^{0,853}$$

Rovnice 2-8

kde: *A* je plocha povodí (km²),
 P je průměrný roční úhrn srážek (mm).

Spolehlivost tohoto vztahu vyjádřená pomocí koeficientu determinace činí 0,5. Směrodatná odchylka v tomto případě nabývá hodnoty 0,36 m³.s⁻¹, což odpovídá 59% chybě. Taková chyba je již značně vysoká a lze ji akceptovat pouze v případě orientačních odhadů bez vysokých nároků na přesnost.

3 Určení eutrofizačního potenciálu erozního smyvu

3.1 Výpočet celkového fosforu transportovaného erozí

Během erozní události a při transportu sedimentu z pozemků dochází spolu se smyvem částic také k transportu fosforu, který se může stát významným zdrojem zatížení nádrží. O celkovém množství fosforu transportovaného sedimentem rozhodují dva hlavní faktory: obsah fosforu v půdě a míra eroze, která rozhoduje nejen o celkovém množství odneseného materiálu, ale také o tom, v jakém poměru se erodované částice obohatí fosforem. Fosfor je transportován navázaný na povrchu půdních částic. Specifický povrch částic rychle roste s klesající velikostí částice. Z tohoto pohledu je výrazně neefektivnější erozní událost, kdy dojde pouze k plošnému povrchovému odtoku a selektivní erozi, při níž jsou odnášeny jen lehké a jemné půdní částice, které jsou nejbohatší na navázaný fosfor. V takovém případě je nejvyšší poměr obohacení a celkové množství transportovaného fosforu se může blížit události, kdy dojde i k erozi rýhové, jež má za následek podstatně větší objem transportovaného materiálu; ten je ale koncentračně na fosfor mnohem chudší.

Jedním z možných postupů jak kvantifikovat celkové množství fosforu odnášeného erozí je použít tradiční postup, kdy je na základě známých obsahů celkového fosforu v půdě, průměrné roční eroze na pozemku, poměru obohacení transportovaného sedimentu fosforem a poměru odnosu pro hodnocené povodí odvozeno výsledné množství transportovaného fosforu do vodních toků. Transportované množství je vyjádřeno jako odtok celkového fosforu.

Významný problém při použití tohoto postupu představuje absence údajů o obsahu celkového fosforu v půdách. Měřené informace o obsahu celkového fosforu v půdách pocházejí jen z několika desítek lokalit rozmístěných po celé ČR (data ÚKZÚZ – Bazální monitoring zemědělských půd). Pro věrohodné zobrazení informace o obsahu fosforu v půdách podle půdních typů a geologických celků je tato informace nedostatečná. Přesto byl podobný postup již jednou aplikován v rámci projektu VaV Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR (Rosendorf (ed.), 2001). Pro určení obsahu celkového fosforu v půdách byla použita geografická vrstva půdních typů (ČZÚ), pro kterou byly expertním odhadem odvozeny přirozené obsahy celkového fosforu navýšené o rezidua fosforu v půdách daná využitím a hnojením půd podle charakteristických zemědělských oblastí. Vrstva byla vytvořena tak, že jednotlivým půdním typům byly přiřazeny expertně odvozené hodnoty obsahu fosforu plošně pro území ČR. Rozsahy hodnot použité v tomto přístupu se pohybovaly od 240 mg.kg⁻¹ pro organozemě (rašelinné půdy) až po 1 130 mg.kg⁻¹ pro černozem pelickou a smonici.

Výše uvedenou mapu obsahu celkového fosforu v půdách je možné kombinovat s erozní mapou a aplikovat na ni poměr obohacení. Během eroze půdy totiž dochází k přednostnímu vymývání jemnější půdní frakce (hlavně půdních koloidů). Tato frakce obsahuje vzhledem ke svému velkému specifickému povrchu hlavní podíl

sorbovaného fosforu v půdě. Výsledkem erozního procesu je proto větší obsah fosforu v erodovaném materiálu než v půdě, která byla vystavena erozi. Mluvíme o tzv. obohacení sedimentu fosforem. Vztah mezi poměrem obohacení a smyvem je vyjádřen nepřímou závislostí dle Sharpleye (1985):

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

Rovnice 3-1

kde: ER je poměr obohacení,
 G je průměrná roční ztráta půdy v $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

Takto odvozená ztráta fosforu z pozemků v povodí je dále redukována poměrem odnosu, který je funkcí morfologie a vegetačního pokryvu povodí. Posledním krokem metody je odvození podílu rozpuštěných forem fosforu ve výsledném erozním smyvu.

Jak již bylo zmíněno dříve, tato metoda má mnohá omezení. Jedním z významných je paušální odvození obsahu celkového fosforu v půdách, které v současné podobě nerespektuje rozdílné obsahy fosforu v půdách stejného typu na různých geologických substrátech. Omezení představuje také použití rovnice pro poměr obohacení, která byla odvozena pro území USA a nebyla dosud ověřena v podmínkách ČR. A konečně posledním významným omezením je paušální odhad podílu rozpuštěných forem fosforu v erozním smyvu (viz. kapitola 1.5), který se může v závislosti na způsobu hospodaření v ploše ČR významně lišit.

3.2 Přímé určení množství rozpuštěného fosforu uvolňovaného z erozního materiálu

Zatímco rozpuštěný fosfor lze celý považovat za biologicky dostupný, u částic to možné není a je nutné stanovit jejich "eutrofizační potenciál", neboli schopnost částice zadržovat/uvolňovat fosfor (viz kapitola 1.3). Tato schopnost je ovlivněna složením, resp. místem původu částice. Obecně lze říci, že vysoký eutrofizační potenciál mají částice s:

- Malým obsahem vazebných partnerů pro fosfor (nejčastěji hydroxidů železa a hliníku).
- Velkým množstvím fosforu vázaným v organických částicích (řasy, sinice a bakteriální vločky, jež se při biochemickém rozkladu rozpadnou a uvolní fosfor).

Protože stanovení vazebných partnerů pro fosfor, případně jejich nasycenosti a ochoty ho zadržovat je laboratorně náročné, byla zjištěna a otestována závislost mezi zásobeností půd fosforem – výluh dle Mehlich 3 (P_{M3}) – a rovnovážnou koncentrací fosforečnanů ve vodě ($L_{A/D}$), odvozenou ze sorpčně/desorpčních vlastností erozních částic. Ze zjištěné závislosti lze vypočítat, kolik fosforu může být uvolněno z erozního materiálu s danou koncentrací P_{M3} , pokud se tento dostane do toku s danou koncentrací $PO_4\text{-P}$. Z uvedeného vyplývá, že množství fosforu uvolněného z erozních částic je nutné vždy posoudit v komplexu pro zdrojový půdní

blok – recipient, jinými slovy částice s určitou koncentrací P_{M3} mohou uvolňovat fosfor, pokud se dostanou do toku s nižšími koncentracemi $PO_4\text{-P}$ nebo naopak fosfor vázat v případě, že jsou spláchnuty do toku s koncentracemi $PO_4\text{-P}$ vyššími.

Informaci o množství fosforečnanového fosforu uvolněného erozními částicemi v toku (P_G) lze získat buď přesněji přímým stanovením sorpčně/desorpčních vlastností erodovatelných částic na daném půdním bloku (území) a jejich vztažením ke koncentracím fosforu v recipientu, nebo obecněji výpočtem z rovnic:

$$P_G = -(a \cdot P_{M3} + b)$$

Rovnice 3-2

kde:

P_G je koncentrace $PO_4\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) uvolněná z erozního smyvu, nebo sorbovaná na erodované částice

P_{M3} je koncentrace fosforu ve výluhu dle Mehlich 3 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$),

a, b jsou koeficienty závislosti vztahu na koncentraci $PO_4\text{-P}$ v recipientu pokrývající rozsah koncentrací od 0,03 do 0,8 $\text{mg l}^{-1} PO_4\text{-P}$:

$$a = 0,2248 \cdot (PO_4\text{-P})^2 - 0,6792 \cdot PO_4\text{-P} - 0,5734$$

Rovnice 3-3

$$b = -0,1043 \cdot (PO_4\text{-P})^2 + 0,3006 \cdot PO_4\text{-P} - 0,0002$$

Rovnice 3-4

Uvedeným výpočtem lze například pro dané území stanovit hraniční hodnotu P_{M3} , kterou je vhodné v půdě udržovat, aby při případných smyvech nedocházelo k uvolnění fosforu do vody. Například půdní částice s koncentrací $P_{M3} > 0,05 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ by uvolňovaly fosfor v případě, že by se ocitly ve vodě s koncentrací $PO_4\text{-P} > 0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Při sestavování bilanční rovnice (následující kapitola) může proto erozní smyv koncentraci $PO_4\text{-P}$ v toku zvyšovat, ale i snižovat, v případě sorpce. Kladné hodnoty P_G určují uvolněné množství fosforu do vody, záporné hodnoty P_G značí sorpci fosforu.

Výhodou této metody je především možnost využití existujících, prostorově velmi podrobných, údajů o zásobenosti půd fosforem (P_{M3}) stanovených pro jednotlivé půdní bloky na celém území ČR v rámci monitoringu agrochemického zkoušení zemědělských půd (ÚKZÚZ).

4 Kvantifikace všech zdrojů fosforu v povodí

Ke kvantifikaci zdrojů fosforu v povodí se používá aditivní metoda, ve které jsou odděleně vyhodnocovány všechny hlavní dílčí zdroje fosforu v povodí a kromě toho je také určován potenciál retence fosforu v tocích a nádržích přítomných v povodí. Součet látkového množství fosforu ze všech dílčích zdrojů zmenšeného o retenci je následně bilančně porovnáván s látkovým tokem (odnosem) fosforu vypočteným z reálně naměřených dat koncentrací fosforu v odtoku z daného povodí za účelem ověření správnosti podle rovnice:

$$L = L_{j-1} + L_{bod} + L_{les} + L_{pole} + L_{TTP} + L_{sídla} + L_{voda} + L_{eroz} + L_{ryb} - R$$

Rovnice 4-1

kde:

- L je látkový tok fosforu v závěrovém profilu daného bilančního subpovodí,
- L_{j-1} je látkový tok přinášený přítokem vody z vyšších subpovodí,
- L_{bod} je látkový tok fosforu ve vypouštěných komunálních a průmyslových odpadních vodách,
- $L_{les}, L_{pole}, L_{TTP}, L_{sídla}$ je mimoerozní odnos fosforu z plošných zdrojů (lesních ploch, orné půdy, luk a pastvin TTP, intravilánů sídel či nevyužívaných ploch,
- L_{voda} je depozice fosforu na vodní hladiny,
- L_{eroz} je látkový tok fosforu spojený s velikostí erozních smyvů fosforu vypočtených modelem WATEM/SEDEM nebo jinak stanovený,
- L_{ryb} je příspěvek množství fosforu z rybářského obhospodařování rybníků,
- R je retence v síti povrchových vod bilančního povodí.

Výpočet rozdělení odnosu do jednotlivých zdrojů se provádí pro průměrné roční hodnoty.

4.1 Výpočet látkového toku fosforu v závěrovém profilu povodí

Základem výpočtu látkových toků jsou hydrologická data o průtocích, která jsou potřebná pro všechny bilanční profily. Jestliže se používá ve výpočtech řetězení bilančních povodí, je třeba, aby existovala návaznost odtoku z jednotlivých subpovodí a nemohla nastat situace, že by specifický odtok (q_s) z mezipovodí výrazně svojí hodnotou vybočoval z posloupnosti hodnot od horních částí povodí k dolním částem povodí a nerespektoval závislost q_s na průměrné nadmořské výšce. Např. v povodí horní Vltavy je tato závislost exponenciální, přičemž při nárůstu průměrné nadmořské výšky o každých 200 m se odtok zhruba zdvojnásobuje (Hejzlar a kol., 2010). Protože měřená hydrologická data v síti existujících limnigrafických stanic jsou velmi často jinde než profily monitoringu jakosti vody, je třeba provést přepočty na daný profil. Nejvhodnější způsob přepočtu je použití hydrologické analogie odvozující průtok z hodnot plochy povodí a specifického odtoku v tzv. řídicím (tj. blízkém a současně klimaticky a hydrologicky příbuzném) měrném profilu podle vztahu:

$$Q_i = A_{p,i} \cdot q_{s,i}$$

Rovnice 4-2

kde: Q_i je odtok z i -tého subpovodí ($l.s^{-1}$),

$A_{p,i}$ je plocha i -tého subpovodí (km^2),

$q_{s,i}$ je specifický odtok v i -tém subpovodí ($l.s^{-1}.km^{-2}$), který se vypočte z měřených hodnot v řídícím měrném profilu podle vztahu:

$$q_s = Q_{mp} / A_{p,mp} \cdot k_{qs,i}$$

Rovnice 4-3

kde: Q_{mp} je průtok v měrném profilu ($l.s^{-1}$),

$A_{p,mp}$ je plocha povodí měrného profilu (km^2),

$k_{qs,i}$ je korekční součinitel vycházející zejména z poměru průměrných nadmořských výšek povodí měrného profilu a povodí, pro které se průtok odvozuje.

Obvykle se při bilanci vychází z průměrných měsíčních průtoků (Q_m), popř. průměrných denních průtoků (Q_d), pokud jsou k dispozici denní data o složení vody.

Pro výpočet látkového odnosu fosforu v daném profilu se používá výpočet v měsíčním kroku podle rovnice:

$$L = k \sum Q_{mi} \cdot c_{mi}$$

Rovnice 4-4

kde: L je látkový odnos ($kg.obd.^{-1}$),

Q_{mi} je průměrný měsíční průtok v i -tém měsíci ($l.s^{-1}$),

c_{mi} je průměrná hodnota koncentrace ve všech bodových vzorcích odebraných v daném profilu v i -tém měsíci ($mg.l^{-1}$),

k je převodní faktor pro přepočtení látkového toku z jednotek $mg.s^{-1}$ na kg za dané bilanční období.

4.2 Bodové zdroje

Bodové zdroje fosforu jsou především výpusti kanalizací a čistíren odpadních vod měst, obcí a průmyslových podniků. Vypouštěná množství fosforu závisejí na různých faktorech, jako jsou např. počet obyvatel připojených na kanalizaci, zatížení kanalizace balastními vodami, stupeň čištění odpadních vod a typ použité technologie či poměr koncentrací rozložitelného organického znečištění a fosforu v čištěných odpadních vodách, takže nejpřesnější hodnoty jsou hodnoty přímo naměřené ve výpustích. Pro velké zdroje znečištění nad 10 tisíc ekvivalentních obyvatel (EO) a také v případě některých zdrojů od 2 do 10 tis. EO, kde je vypouštění fosforu regulováno vodoprávním rozhodnutím, jsou údaje o měřeném vypouštění fosforu dostupné ve vodohospodářské evidenci.

Základním zdrojem měřených dat o vypouštěném množství fosforu jsou následující evidence:

- Údaje shromažďované podle vyhlášky č. 431/2001 Sb., o vodní bilanci (státní podniky Povodí, VÚV TGM, v. v. i.).
- Údaje z provozní a majetkové evidence vodovodů a kanalizací shromažďované podle zákona č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu (Ministerstvo zemědělství).
- Údaje z Integrovaného registru znečišťování (IRZ) shromažďované podle zákona č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování a integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí (CENIA).
- Údaje z Integrovaného systému plnění ohlašovacích povinností (ISPOP) shromažďované podle zákona č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování a integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí (CENIA).

Údaje ve výše uvedených evidencích a registrech se pro některé kategorie zdrojů překrývají a ani jeden ze systémů neobsahuje kompletní informace o všech vstupech fosforu z komunálních, případně vybraných průmyslových zdrojů znečištění. Chybějící údaje o produkci fosforu z evidovaných komunálních zdrojů je možné doplnit pomocí postupů specifikovaných níže.

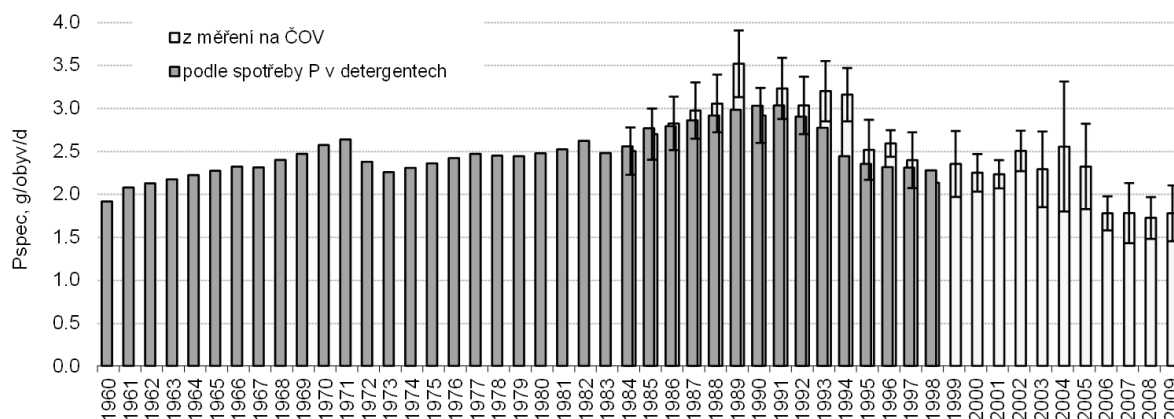
Stejně jako pro část evidovaných vypouštění, která nemají uvedeny údaje, je nutné i pro ostatní vypusti odpadních vod data doplnit. Obvykle se množství vypouštěného fosforu vypočte na základě specifické produkce na obyvatele a odhadované redukce množství fosforu podle typu čištění odpadních vod. Množství fosforu z bodových zdrojů v povodí L_{bod} (kg.obd^{-1}) pak udává rovnice:

$$L_{bod} = P_{\check{C}OV-ev} + k \cdot P_{spec} \cdot (EO_{nekan} \cdot k_{P-\acute{r}ad.t.} + EO_{kan} \cdot (1 - E_{P-\check{C}OV}))$$

Rovnice 4-5

kde:	$P_{\check{C}OV-ev}$	je množství fosforu ve všech evidovaných výpustech (kg.obd^{-1}),
	P_{spec}	je průměrná specifická produkce fosforu do odpadních vod od obyvatelstva v ČR, která se v poslední době (po roce 2007) pohybuje v průměru kolem hodnoty $1,75 \text{ g.obyv.}^{-1}.\text{d}^{-1}$, ale během posledního padesátiletí značně kolísala (viz Obr. 4-1),
	k	je převodní faktor pro přepočet látkového toku z jednotek g.d^{-1} na (kg.obd^{-1}),
	EO_{nekan}	je počet obyvatelstva v povodí, které není připojeno na splaškovou kanalizaci,
	$k_{P-\acute{r}ad.t.}$	je součinitel účinnosti přestupu fosforu od obyvatel do povrchových vod, který závisí na poloze jednotlivých sídelních jednotek vůči nejbližšímu recipientu a na řádu toku podle Strahlera tohoto recipientu. Součinitel $k_{P-\acute{r}ad.t.}$ nabývá hodnoty 0 pro sídla, jež nemají ve vzdálenosti do 0,5 km žádný tok, hodnoty 0,2 pro sídla v menší vzdálenosti než 0,5 km od toku 1. řádu a hodnoty 0,5 pro sídla v menší vzdálenosti než 0,5 km od toků 2. a vyššího řádu. Platnost těchto hodnot byla empiricky ověřena v povodí nádrže Orlík (Hejzlar a kol., 2010).
	EO_{kan}	je počet obyvatel v daném bilančním povodí, které je připojeno na splaškovou kanalizaci,
	$E_{P-\check{C}OV}$	je účinnost zachycení fosforu v čistících zařízeních spojených s danou splaškovou kanalizací. Určuje se pro jednotlivé sídelní jednotky v daném bilančním povodí samostatně a pro obvyklé typy čistících zařízení či zneškodňování odpadních vod nabývá následujících hodnot: 1 – přečerpávání odpadních vod mimo povodí; 0,6 – mechanicko-biologická čistírna odpadních vod; 0,5, biologický rybník; 0,4, septiky.

Pokud je možno do řešení zahrnout podrobnější monitoring splaškových vod, je vhodné údaje o koncentracích pod sídly zpřesnit, oficiální data pro výtoky z čistíren odpadních vod nezohledňují situace za vyšších průtokových stavů (při zapojení odlehčení).



Obr. 4-1: Vývoj specifické produkce fosforu do splaškových vod od obyvatelstva ČR 1960–2009. Řada "podle spotřeby fosforu v detergentech" (1960–1998) byla sestavena na základě statistických údajů ČSÚ o spotřebě detergentů a předpokladu fyziologické produkce fosforu $1,5 \text{ g.obyv.}^{-1}.\text{d}^{-1}$; řada "z měření na ČOV" představuje průměr $\pm$ směrodatnou odchylku z údajů pro 6 ČOV (Kaplice, České Budějovice, Horní Planá, Černá v Pošumaví, Frymburk, Lipno n. Vlt.; data ČEVAK a.s.)

4.3 Plošné zdroje neerozního fosforu

Jako plošné zdroje fosforu můžeme definovat všechny typy vstupů, které nemají charakter soustředěného vypouštění a jejich vstup je významně ovlivňován klimatickými a meteorologickými charakteristikami hodnocené oblasti. Vhodnou definici plošného znečištění nabízí např. Novotny (1995):

- Plošný (nebodový) odtok do povrchových vod je realizován plošně (nikoli v jednom místě) v nesouvislých intervalech určených meteorologickými podmínkami.
- Znečištění vzniká na rozsáhlé ploše území a před odtokem do povrchových vod nebo infiltrací do mělkých zvodní podzemních vod prochází pevnou fází (půdou, horninovým prostředím).
- Plošné zdroje znečištění je těžké nebo dokonce nemožné monitorovat v místě jejich vzniku.
- Na rozdíl od bodových zdrojů, kde úprava (čištění) je účinný způsob snižování vypouštěného znečištění, je eliminace plošného znečištění zaměřena na způsoby hospodaření s plochami a odtokem.
- Kontrolní monitoring je prováděn více na plochách než ve vodách.
- Rozsah plošného znečištění je dán jednak neovlivnitelnými klimatickými událostmi, jednak geografickými a geologickými poměry území a mění se v závislosti na místě i čase.

Kromě plošného erozního smyvu fosforu a jeho transportu do vodních toků a nádrží, který byl popsán v předchozích kapitolách, můžeme mezi plošné znečištění zařadit

také podpovrchový odtok fosforu z ploch lesa a zemědělské půdy a vstup fosforu do vod prostřednictvím atmosférické depozice.

4.3.1 Les

Lesní plochy jsou zdrojem relativně malého množství a nízkých koncentrací fosforu. Koncentrace v odtoku z lesních ploch odpovídají v podmínkách ČR velmi dobrému ekologickému stavu v tocích, takže je možné vycházet z klasifikační škály, která se pro tento účel používá. V metodice hodnocení fyzikálně-chemických složek ekologického stavu tekoucích vod (Rosendorf a kol., 2011) jsou uvedeny hraniční hodnoty pro velmi dobrý ekologický stav toků v koncentračním rozsahu 0,02–0,05 mg.l⁻¹ celkového fosforu v závislosti na nadmořské výšce (Tab. 4-1). Tyto hodnoty pocházejí z generalizace jednorázového vzorkování velkého počtu toků s převážně lesním povodím reprezentujících různé oblasti ČR.

Tab. 4-1: Hraniční koncentrace P_{celk} a $PO_4\text{-P}$ (mediány) pro dosažení velmi dobrého ekologického stavu v útvarech tekoucích vod (podle Rosendorfa a kol. 2011)

Ukazatel	Nadmořská výška, m n. m.			
	<200	200–500	500–800	>800
P_{celk} , mg.l ⁻¹	0,050	0,035	0,025	0,020
$PO_4\text{-P}$, mg.l ⁻¹	0,030	0,020	0,015	0,010

4.3.2 Zemědělská půda

Zemědělské půdy za běžných srážko–odtokových situací mohou představovat jeden z relativně stabilních zdrojů fosforu v povodí. Zvýšený odtok fosforu může být spojován s intenzivním zemědělským hospodařením, zejména s přehnojováním půd statkovými hnojivy. Soustavné aplikace hnojiv nad rámec potřeby rostlin mohou vést až k nekontrolovanému uvolňování fosforu z půd (Novotny, 1995). To však v současné době není na většině území České republiky aktuální, neboť vstupy fosforu v minerálních i organických hnojivech se pohybují v jednotkách kilogramů na hektar zemědělské půdy. V některých případech je růst rostlin dokonce zajišťován již jen čerpáním zásob fosforu z půdy – bilance aplikovaného a odčerpaného fosforu je záporná (Rosendorf ed., 2003). Tento trend potvrzují i výsledky pravidelného sledování obsahu přístupného fosforu v půdách, které provádí ÚKZÚZ. Během posledních několika cyklů agrochemického zkoušení půd vytrvale klesá podíl fosforem dobře a průměrně zásobených půd ve prospěch hůře zásobených kategorií (Klement a Sušil, 2010).

Systematické informace o tomto typu znečištění vod fosforem nebyly až na výjimky ještě nedávno pro většinu území České republiky dostupné. Systematičtěji měřené údaje pocházejí pouze z vybraných pilotních povodí některých výzkumných institucí (např. Janeček, 1976; Fučík a kol., 2010). Teprve po roce 2005 se některé instituce začaly systematicky věnovat tomuto typu znečištění. Ve VÚV TGM, v. v. i. byl v roce 2006 navržen a proveden celorepublikový screening odtoku fosforu ze 158 čistě zemědělských povodí. Povodí byla vybírána proporčně vzhledem k plošnému zastoupení nejčastějších půdních typů na území ČR a současně tak, aby byly pokryty

všechny významné zemědělské oblasti. Na základě tohoto sledování byla vybrána reprezentativní povodí, která byla sledována ve čtyřtýdenním intervalu v období let 2007–2009 pro podchycení sezónního vývoje a meziroční variability (Fiala a Rosendorf, 2010 a 2011). Územně omezené sledování obdobného typu provedli Richtr a kol. (2009) v zemědělských povodích situovaných v povodí vodní nádrže Orlík a Fučík a kol. (2010) v oblasti Českomoravské vysočiny. Výsledky všech studií potvrzují, že zatížení vod fosforem ze zemědělských oblastí v době běžných průtoků je nízké s výjimkou některých nivních půd a luvizemí, které jsou schopné emitovat i stovky mikrogramů celkového fosforu na litr vody.

Zemědělské neerozní zdroje (průsaky půdním profilem a odvod drenážemi) poskytují během celého roku relativně stabilní zdroj fosforu, přičemž maximální koncentrace bývají zjišťovány v letním období. Eutrofizační potenciál tohoto typu zdroje je relativně vysoký. Podíl rozpuštěného reaktivního fosforu se pohybuje v rozmezí 10-75 %, nejčastěji představuje přibližně polovinu měřeného celkového fosforu.

Základem pro hodnocení vstupů fosforu ze zemědělských ploch v povodí za běžných srážko-odtokových situací je určení charakteristických koncentrací pro zastoupené půdní typy nebo v případě menších povodí přímé měření koncentrací a odtoku fosforu a jeho forem ve vybraných čistě zemědělských povodích.

Hlavním zdrojem informací pro odvození charakteristických koncentrací fosforu byly údaje shromážděné během jednoročního screeningu čistě zemědělských povodí provedené v roce 2006 ve VÚV TGM, v. v. i. Tyto údaje byly v rámci projektu NAZV dále systematicky doplňovány v povodích vybraných nádrží a výsledkem je tabulka pro půdní typy na území ČR s průměrnými ročními koncentracemi celkového fosforu v odtoku. Při použití uvedených hodnot v konkrétním povodí se doporučuje provést alespoň pro převládající půdní typy doplňkový monitoring, který by potvrdil nebo upravil platnost hodnot uvedených v tabulce (hodnoty mohou být ovlivněny agrotechnickými postupy a úrovní hnojení v oblasti).

Tab. 4-2: Průměrné roční koncentrace celkového fosforu v mimoerozním odtoku pro půdní typy zastoupené na území České republiky

Č.	Klasifikace půd dle MKSP	Klasifikace půd dle FAO	Koncentrace celkového fosforu (mg.l ⁻¹)
3	Ranker (bez rozlišení subtypu)	Ranker	0,0
6	Rendzina kambizemní	Cambic Rendzina	0,04
8	Pararendzina (typická)	Calcaric Regosol	0,04
9	Pararendzina kambizemní	Calcaric Regosol	0,04
10	Pararendzina pseudoglejová	Calcaro-gleyic Regosol	0,04
13	Černozem (typická)	Haplic Chernozem	0,05
15	Černozem pelická	Verti-haplic Chernozem, Verti-haplic Phaeozem	0,05
16	Černozem hnědozemní	Luvi-haplic Chernozem	0,05
17	Černozem černicová	Haplic Phaeozem	0,05

Č.	Klasifikace půd dle MKSP	Klasifikace půd dle FAO	Koncentrace celkového fosforu (mg.l ⁻¹)
18	Černice (typická)	Fluvi-gleyic Phaeozem	0,05
20	Černice pelická	Fluvi-gleyic Phaeozem	0,05
21	Černice glejová	Fluvi-mollic Gleysol	0,05
23	Šedozem (typická)	Orthic Greyzem	0,05
24	Šedozem hnědozemní	Orthic Greyzem, Luvic Chernozem	0,05
25	Hnědozem (typická)	Orthic Luvisol	0,045
27	Hnědozem luvizemní	Luvisol	0,04
28	Hnědozem pseudoglejová	Stagno-gleyic Luvisol	0,04
29	Luvizem (typická)	Albic Luvisol	0,09
30	Luvizem arenická	Albic Arenosol	0,09
31	Luvizem pseudoglejová	Albo-gleyic Luvisol	0,09
32	Kambizem (typická)	Eutric Cambisol	0,06
33	Kambizem arenická	Cambic Arenosol	0,04
35	Kambizem eutrofní	Mollic Cambisol, Eutric Cambisol	0,08
36	Kambizem luvizemní	Luvic Cambisol	0,06
37	Kambizem pseudoglejová	Stagno-gleyic Cambisol	0,04
40	Kambizem (typická) varieta kyselá	Dystric Cambisol	0,04
41	Kambizem arenická varieta kyselá	Areno-dystric Cambisol	0,04
43	Kambizem pseudoglejová varieta kyselá	Stagno-gleyic Cambisol	0,04
44	Kambizem dystrická	Dystric Cambisol	0,035
45	Kambizem arenická varieta silně kyselá	Areno-dystric Cambisol	0,04
47	Pozdol (typický)	Ferro-humic Podzol	0,02
48	Pozdol arenický	Ferro-orthic Podzol, Lepto-orthic Podzol	0,02
49	Pozdol kambizemní	Spodo-dystric Cambisol	0,02
52	Pseudoglej primární	Dystric Planosol	0,045
53	Pseudoglej luvizemní	Plano-gleyic Luvisol	0,045
56	Glej (typický)	Eutric Gleysol	0,12
58	Glej organozemní	Histo-humic Gleysol	0,12
59	Organozem (bez rozlišení subtypu)	Eutric Histosol, Dystric Histosol	0,035
60	Fluvizem (typická)	Eutric Fluvisol	0,12
65	Fluvizem glejová	Gleyic Fluvisol	0,08

V dalším kroku by měly být charakteristické hodnoty celkového fosforu přiřazeny půdním typům podle digitální půdní mapy 1:200 000 (Němeček a kol., 1996). Z takto upravené vrstvy půdní mapy může být pomocí vrstvy zemědělských ploch (ZABAGED v kombinaci s registrem zemědělské půdy LPIS) vytvořena pracovní vrstva zemědělských půd s přiřazenými koncentracemi celkového fosforu.

Další postup výpočtu vstupu fosforu ze zemědělských půd spočívá v součinu průměrné hodnoty ročního specifického odtoku, koncentrace celkového fosforu a celkové plochy zemědělské půdy příslušného půdního typu v povodí nebo jeho části. Hodnoty specifického odtoku mohou být použity z Hydrologických poměrů ČSR, Díl III, (1970). V povodích, kde lze očekávat výraznější změny v odtoku, mohou být hodnoty specifického odtoku upřesněny podle aktuálních údajů z limnigrafických stanic.

Výsledkem výpočtu pro dílčí povodí nebo celé povodí hodnocené nádrže je roční množství celkového fosforu vstupujícího do vodních toků ze zemědělských ploch za běžných srážko-odtokových situací.

4.3.3 Atmosférická depozice

Vstup fosforu atmosférickou depozicí bývá obvykle i vzhledem k ostatním vstupům fosforu do vod zanedbáván. Důvodem je nejen jeho malý význam, ale také absence přímých měření. Na rozdíl od hojně sledované atmosférické depozice dusíku a dalších významných znečišťujících látek není depozice fosforu a jeho forem součástí pravidelného monitoringu a údaje o depozici na území ČR se omezují na několik studií, prováděných zejména Hydrobiologickým ústavem AV ČR (Kopáček a kol., 1997, 2006a a 2006b) a na starší údaje získané během prvních etap Projektu Labe řešených ve VÚV TGM, v. v. i. na začátku devadesátých let 20. století.

Kopáček a kol. (1997) uvádějí hodnoty depozičního toku na volné ploše (bulk) pro dvě lokality – VN Slapy (275 m n. m.) a VN Římov (485 m n. m.). V prvním případě byly zjištěny hodnoty v rozmezí 0,12-0,18 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ v druhém případě v rozmezí 0,12-0,31 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Vzhledem k tomu, že jde v obou případech o dlouhodobá sledování, lze tyto hodnoty považovat za reprezentativní pro širší okolí obou lokalit.

Zajímavé výsledky poskytuje také dlouhodobá studie z lesních porostů na území Spolkové republiky Německo (Ilg a kol., 2009), kde byly studovány mimo jiné i depozice fosforu na volné ploše a v podkorunových srážkách ve čtyřech typech porostů. Střední hodnoty ze sledovaných stanic byly nejvyšší ve smrkových a dubových porostech (0,12 kg.ha⁻¹.rok⁻¹) pro depozici typu bulk a pro dubové a smrkové porosty pro podkorunové srážky (0,44 resp. 0,15 kg.ha⁻¹.rok⁻¹). Maximální roční hodnoty byly naměřeny v případě některých stanic s jedlovými porosty (3,85 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ – podkorunové srážky) a pro bukové (2,79 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ – podkorunové srážky) a smrkové porosty (2,19 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ – bulk). Ve studii se také uvádí, že z prostorového ani časového hlediska nebyla zjištěna signifikantní závislost depozice fosforu na srážkách. Pokud pomineme maximální hodnoty z některých porostů, je celková depozice fosforu ve všech typech porostů velmi podobná a dosahuje hodnot od 0,1 do 0,5 kg.ha⁻¹.rok⁻¹.

V případě kvantifikace vstupu fosforu atmosférickou depozicí v této metodice doporučujeme pro všechna povodí používat jednu hodnotu pro celou plochu povodí – 0,25 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a tuto hodnotu uvažovat pouze jako vstup na vodní plochu

hodnocené nádrže a případné vodní plochy v povodí. Pro odvození podílu rozpuštěného fosforu v atmosférické depozici je vhodné uvažovat hodnotu 50 %.

4.3.4 Rybářské hospodaření

Vstup fosforu z rybářského obhospodařování rybníků do povodí hodnocených nádrží je založen na kvantifikaci bilančního rozdílu (salda) fosforu vneseného do nádrže hnojením a krmivem a odstraněného výlovem (přírůstkem) vyprodukovaných ryb (v kg.rok⁻¹).

Při výpočtu bilančního salda fosforu (L_{ryb}) se vychází z údajů o ploše obhospodařovaných rybníků a provozních údajích o použitých množstvích krmiv a hnojiv a o násadách a výlovu ryb od jednotlivých hospodařících subjektů v daném povodí podle vztahu:

$$L_{ryb} = \sum KRM_i \cdot P_{KRMi} + \sum HNO_i \cdot P_{HNOi} + \sum RYB_{nas-i} \cdot P_{RYB-i} - \sum RYB_{vyl-i} \cdot P_{RYB-i} \quad \text{Rovnice 4-6}$$

kde: KRM_i je množství (kg) použitého krmiva i ($i = 1, 2, \dots$),

P_{KRMi} je koncentrace fosforu v krmivu i ($i = 1, 2, \dots$): obilniny – 3,7 g.kg⁻¹; krmná směs KP1 – 6,2 g.kg⁻¹; krmná směs KP2 – 4,0 g.kg⁻¹ (Čermák a kol., 2008),

HNO_i je množství (kg) použitého hnojiva i ($i = 1, 2, \dots$),

P_{HNOi} je koncentrace fosforu v hnojivu i ($i = 1, 2, \dots$): superfosfát jednoduchý – 80 g.kg⁻¹; kejda prasat – 1,3 g.kg⁻¹; kejda skotu – 0,7 g.kg⁻¹; chlévská mrva – 1 g.kg⁻¹; kompost – 1 g.kg⁻¹; NPK – 60 g.kg⁻¹ (Čermák a kol., 2008),

RYB_{nas-i}, RYB_{vyl-i} je množství (kg) nasazených a množství vylovených ryb,

P_{RYB-i} je koncentrace fosforu v rybím druhu i ($i = 1, 2, \dots$): kapr – 7,8 g.kg⁻¹, okoun – 10,4 g.kg⁻¹, candát – 7,1 g.kg⁻¹, štika – 9,4 g.kg⁻¹; lín – 10,0 g.kg⁻¹ (Rothschein a kol., 2003).

V případě nedostupnosti dat pro konkrétní povodí je možné vyžádat pro orientační výpočet průměrná data o celkových úlovcích pro ČR od Českého rybářského svazu. V povodí nádrže Orlík dosahovalo průměrné roční bilanční saldo fosforu v reprezentativním výběru v období 2007–2009 $2,3 \pm 1,2$ kg.ha⁻¹ obhospodařované plochy rybníků (Hejzlar a kol., 2010).

4.3.5 Intravilány sídel a nevyužívané plochy

O koncentracích v odtoku z těchto typů krajinného krytu nejsou v literatuře pro ČR dostupné žádné údaje. Protože se jedná obvykle o relativně malé rozsahy ploch, nejsou tyto zdroje z hlediska celkového odnosu živin příliš významné. Expertně lze předpokládat, že odnos z nevyužívaných ploch může být nejspíše mezi hodnotami pro les a TTP a odnos z intravilánů sídel se pohybuje v podobném rozmezí jako mimoerozní odnos ze zemědělských ploch.

5 Opatření pro snížení eutrofizace

5.1 Předpoklady pro snížení eutrofizace nádrží

Eutrofizaci v nádržích je možné řídit prostřednictvím opatření, která jsou schopna ovlivňovat živinový režim nádrže, a tím také produkci biomasy fytoplanktonu či vodních makrofyt a její využití v potravních řetězcích vodního ekosystému.

Nejúčinnější a obecně použitelná pro všechny typy nádrží jsou taková opatření, která dokážou snížit koncentraci limitující živiny v nádrži, tj. ve většině případů fosforu, na takovou úroveň, která nepodporuje nárůst primárních producentů v míře větší, než je schopnost konzumentů v dalších článcích potravních řetězců narůstající biomasu bez větších zbytků využít, a proto k nežádoucímu hromadění biomasy nedochází. Eutrofizace je spolehlivě omezena, když koncentrace biologicky dostupného fosforu ve vstupech do nádrže nepřesahují hodnotu cca $0,03 \text{ mg.l}^{-1}$, tj. běžnou koncentrační úroveň přírodního pozadí v odtoku vody z povodí a ve srážkách.

Růst primárních producentů je teoreticky možné kontrolovat také prostřednictvím ovlivňování některých dalších nutných podmínek pro růst vodních rostlin, např. regulací světelného režimu (zastíněním hladiny či cirkulací vodního sloupce do dostatečně velké hloubky lze znemožnit růst fytoplanktonu) nebo kolísáním hladiny (periodické vysušování dna vede k omezení růstu ponořených makrofyt). Tyto typy opatření lze ale využívat jen pro některé typy nádrží a často s vysokými náklady a nároky na technické vybavení. Omezený význam mají také metody řízeného ovlivňování potravních řetězců (neboli biomanipulace), např. pomocí speciálních rybích obsádek, které jsou úspěšné zpravidla jen v mělkých nádržích a při nízkých koncentracích živin.

Snížení koncentrace fosforu v nádrži je obecně možné dosáhnout dvěma způsoby:

- Snížováním koncentrace fosforu v přítoku do nádrže.
- Zvyšováním retenční schopnosti nádrže pro fosfor.

Koncentrace fosforu v přítoku do nádrže je výslednicí vztahů mezi charakterem povodí (nadmořská výška, velikost odtoku, půdní typy, využití krajiny aj.) a velikostí antropogenních zdrojů znečištění bodového a difúzního typu a jejich rozmístění v ploše povodí. Vzdálenost určitého jednotlivého zdroje znečištění od nádrže je důležitým faktorem pro hodnocení jeho eutrofizačního významu, protože v říční síti a zejména v nádržích se fosfor částečně zadržuje a jeho koncentrace se postupně snižuje. Rozsah tohoto zadržování je přímo úměrný době zdržení vody v říční síti a nádržích a nepřímo úměrný velikosti toků, kterými voda od zdrojů odtéká. Efektivnost opatření na jednotlivých zdrojích v povodí je tedy třeba posuzovat jak z hlediska účinnosti snížení koncentrace fosforu ve vlastním zdroji, tak z hlediska míry, ve které se tato změna projeví v přítoku do nádrže, jejíž eutrofizaci je třeba snížit.

Schopnost zadržovat fosfor a snižovat tak jeho koncentraci oproti přítoku má v určité míře každá nádrž. Velikost této retenční schopnosti je v daných podmínkách poměrně stálou a charakteristickou vlastností nádrže, která souvisí s její morfologií (tvar, hloubka, expozice), hydrologickým režimem (průtočnost, hloubka výpustí, schopnost vytvářet stratifikaci), živinovým zatížením a množstvím vazebných partnerů pro fosfor (např. sloučeniny železa, hliníku, vápníku), které jsou do nádrže přinášeny přítoky nebo se uvolňují do vody při břehové erozi nádrže. Zejména hluboké, stratifikované údolní nádrže s dlouhou dobou zdržení (>1 rok) jsou schopné odolávat bez velkých příznaků eutrofizace přítokovým koncentracím fosforu i násobně vyšším, než je výše uvedený eutrofizační limit (cca 0,030 mg.l⁻¹). Naproti tomu mělké, promíchávané nádrže jsou vůči eutrofizaci mnohem zranitelnější, protože sediment je stále ve styku s produkční vrstvou a sedimentující biomasa nespotřebovaná v potravních řetězcích se rozkládá a živiny se vrací ihned do dalšího koloběhu. Eutrofizace je tak posilována v důsledku opakovaného využití fosforu neboli vnitřním zatížením nádrže.

Retenční schopnost nádrže je možné posilovat především přidávkou vazebných partnerů pro fosfor přímo do nádrže nebo do přítokové vody. Tato opatření jsou obvykle nákladná, zejména u průtočných nádrží. Jako příklady mohou sloužit Brněnská nádrž, kde se úspěšně používá proti eutrofizaci nádrže dávkování železitých solí do přítoku (Moronga a kol., 2012), a Bolevecký rybník, kde bylo pomocí srážení fosforu ve vodním sloupci pomocí hlinitých solí dosaženo výrazného snížení úživnosti a přesmyk vodního ekosystému ze zákalového stavu se sinicemi do stavu s čistou vodou a dominancí vodních makrofyt (Duras, 2010; Duras a Dziaman, 2010).

5.2 Ochranná opatření proti vstupu erozního fosforu

Ochranná opatření je možno dělit na dvě základní skupiny podle funkce a zaměření:

- Opatření zabraňující erozi na pozemcích.
- Opatření zabraňující vniknutí erozního fosforu do vodních útvarů.

Erozní fosfor se do vodních zdrojů, jak bylo uvedeno v předchozích kapitolách, dostává ve dvou podobách. A to jako fosfor:

- Vázaný na půdních částicích - partikulovaný (toho je sice větší množství, ale není bezprostředně rizikový pro rozvoj vodního květu a dalších akutních projevů eutrofizace).
- Rozpuštěný – biologicky dostupný (ten představuje jen cca 2-5 % z celkového množství fosforu transportovaného do vodních toků v souvislosti s erozními a transportními procesy, jedná se ale o formu okamžitě dostupnou pro fotosyntetizující organizmy a tedy velmi nebezpečnou z hlediska aktuálního rozvoje projevů eutrofizace).

Obě formy fosforu však mohou vlastním způsobem přispívat k celkové eutrofizaci vodního prostředí a je proto velmi žádoucí jejich vstup do vodního prostředí významně omezit.

Ideálním řešením je zabránit erozním a transportním procesům na zemědělské půdě. Toto řešení je však v praxi ne zcela splnitelné, neboť eroze jako taková je jevem přirozeným a není možno ji zcela eliminovat. K určité míře eroze a transportu splavenin bude docházet vždy a to i v případech, kdy bude vynaloženo maximální úsilí o protierozní ochranu. Navíc, praktická protierozní ochrana je aplikována prostřednictvím podmínek Cross Compliance, formulovaných do standardů GAEC. Míra ochrany těmito opatřeními garantovaná je do značné míry závislá na politické vůli vlády a na finančních možnostech státu v souvislosti s mírou finanční podpory, která může být farmářům vyplácena. V roce 2012 tak například podle zdrojů VÚMOP v. v. i. byly požadavky protierozní ochrany (pro středně a silně erozně ohrožené pozemky) v souladu se standardy GAEC vyžadovány na 10,7 % rozlohy orné půdy v ČR, reálně bylo středně až silně erozně ohroženo 52,6 % rozlohy orné půdy.

Proto nelze při ochraně vodních zdrojů spoléhat na aktivity hospodařících subjektů na zemědělské půdě v souvislosti s její ochranou a je třeba aktivně přistupovat i k přímé ochraně vodních zdrojů před vnosem erozních splavenin.

Dalším specifickým prezentovaného přístupu je, že nejde o ochranu zemědělských pozemků s cílem ochrany půdy jako takové, ale o ochranu vodních zdrojů. Zde nelze jednoznačně uplatnit stejnou metodiku jako pro ochranu půdy, kde cílem je zamezit ztrátě půdy z pozemku. Cílem ochrany vodních zdrojů před erozním fosforem je snížení jeho transportu do vodních toků. Obsah fosforu v sedimentu však není lineární. Uplatňuje se zde výše prezentovaný poměr obohacení (kapitola 3), který udává poměr mezi obsahem fosforu v půdě na pozemku a v zachyceném sedimentu. Fosfor se v půdě váže na povrch částic a poměr obohacení je proto tím vyšší, čím jemnozrnnější je zachycený sediment a čím selektivnější je na standardní půdě proces vodní eroze. Z toho vyplývá, že plošný povrchový odtok s poměrně nízkou mírou ztráty půdy může při silně selektivním působení vykazovat z hlediska zdroje erozního fosforu srovnatelné parametry jako mnohem vyšší formy eroze.

Cílem snažení by proto paušálně mělo být zachycení maximálního množství splavenin, a to včetně jemnozrnných, ještě před vstupem do hydrografické sítě.

Důležitá je rovněž prevence aplikace příliš vysokého množství fosforu v rámci zemědělského využití, respektive aplikace (např. kejdy) v nevhodném období. Jak bylo popsáno v kapitole 1.5, i ze zemědělských ploch může odtékat relativně vysoké množství rozpuštěného fosforu, pokud je tento v přebytku a není rostlinami bezezbytku využitý. Z hlediska uvolnění rozpuštěného fosforu z erozního smyvu byla prokázána významná závislost na zásobenosti půdy fosforem (stanovení dle Mehlich 3) a v povodích rizikových nádrží je proto třeba dodržovat nejen vhodné

agrotechnické postupy k ochraně půdy, ale rovněž správné způsoby doplňování fosforu na pozemky.

V následujících dílčích kapitolách budou stručně pojednána jak opatření směřující k zamezení ztráty půdy přímo na pozemku, tak opatření zabraňující vniknutí erozního sedimentu do vodních toků.

5.2.1 Opatření zabraňující erozi na zemědělských pozemcích

Jedná se o standardní soubor opatření používaných dlouhodobě na zemědělských pozemcích k ochraně půdy před působením erozních a transportních procesů. Cílem této metodiky není detailní popis navrhování uvedených opatření, proto bude v řadě případů odkazováno na dvě v současnosti relevantní a plně aktuální certifikované metodiky: „Ochrana zemědělské půdy před erozí; Janeček M. a kol., ČZU Praha, 2012“ a „Navrhování technických protierozních opatření; Kadlec V. a kol., VÚMOP v. v. i., 2013“. U všech zmiňovaných typů opatření bude nicméně akcentována otázka jejich vlivu na snížení transportu erozního fosforu do vodních toků a nádrží. Již tradičně lze protierozní opatření rozdělit do tří základních skupin podle jejich charakteru. Jedná se o opatření organizační, agrotechnická a technická. Prezentované členění je kompromisem mezi současně platnými dokumenty: metodikou Protierozní ochrana zemědělské půdy (Janeček a kol., 2012), metodikou Navrhování technických protierozních opatření (Kadlec a kol., 2013) a Příručkou ochrany proti vodní erozi (Novotný a kol., 2011).

5.2.1.1 Opatření organizační

Opatření organizační zahrnují především:

- Návrh optimálního tvaru a velikosti zemědělského pozemku.
- Návrh vhodného umístění pěstovaných plodin (delimitace kultur).
- Návrh pásového pěstování plodin.

Organizační opatření týkající se delimitace kultur a změny velikosti pozemků jsou v praxi realizovatelná reálně pouze v rámci projektů KPÚ. Jedná se o opatření efektivní za předpokladu, že erozně ohrožené pozemky budou důsledně zatravňovány a při změně velikosti jednotlivých pozemků budou mezi jednotlivými bloky vytvořeny reálné a pro povrchový odtok nepropustné hranice.

Pásové pěstování plodiny není z hlediska potenciálního transportu jemných půdních částic opatřením příliš efektivním a zejména spolehlivým – zásadní nejistotou je, zda budou vhodně zvoleny na sebe navazující pásy plodin.

5.2.1.2 Opatření agrotechnická

Opatření agrotechnická zahrnují především:

- Setí/sázení po vrstevnici.
- Ochranné obdělávání (bezorebné setí/sázení, setí/sázení do mulče, setí/sázení do mělké podmítky, setí/sázení do ochranné plodiny).
- Hrázkování.
- Důlkování.

Z uvedených typů opatření je možno doporučit jako podmíněně efektivní způsob setí a sázení po vrstevnici a zejména pak půdoochranné obdělávání ve všech jeho podobách.

Vrstevnicové obdělávání vykazuje značnou míru nejistoty a i požadavky na splnění standardů GAEC je vymezují pro lokality jen středně erozně ohrožené s mírnými až středními sklony. Jedná se v podstatě o nižší formu pásového hospodaření, které bylo citováno v kapitole 5.2.1.1 a které je rovněž založeno na vrstevnicovém obdělávání pozemků.

Půdoochranné obdělávání naopak postihuje základní princip protierozní ochrany – tedy neponechat povrch půdy nekrytý a dostupný pro účinky dopadajících vodních kapek, maximálně zvýšit jeho drsnost, což zpomalí případný povrchový odtok, a zvýšit podíl organické hmoty a hydraulickou vodivost jako vlastnosti, které významně pozitivně působí na zvýšení odolnosti půdy vůči procesům eroze. Jedná se především o vyloučení orby, ponechávání významného množství posklizňových zbytků na pozemku, využívání meziplodin, předplodin a poplodin tak, že hlavní plodina je seta vždy do zapojeného porostu ať již živé nebo umrtvené plodiny předchází.

Spektrum dostupných technologií je velmi široké a rozvoj oboru v posledních letech je překotný. Ze zahraničí jsou importovány nové technologie a celosvětově jsou půdoochranné technologie a jejich zavádění na výrazném vzestupu mimo jiné i v souvislosti s jejich výhodnou ekonomikou spočívající v menší nutné tažné síle traktoru, lehčí technice, úspoře pohonných hmot, snížení počtu pojezdů, zlepšování kvality půdy a dalších ukazatelích. Z uvedeného důvodu není pojednání o těchto technologiích v prezentované metodice rozvedeno podrobně, a autoři odkazují například na existující zdroje (například Novotný a kol., 2011), kde jsou jednotlivé systémy katalogizovány z hlediska plnění požadavků GAEC, případně na další navazující podklady postupně publikované např. na portálu farmáře⁴ (MZe ČR). Při zvažování vhodnosti jednotlivých způsobů půdoochranného obdělávání je třeba mít na paměti případnou nutnost zvýšeného používání herbicidů, jež může v některých povodích užití tohoto postupu limitovat.

⁴ <http://eagri.cz/public/web/mze/farmar/>

Opatření typu hrázkování a důlkování je poměrně specifickým typem opatření, praktikovaným spíše výjimečně a z hlediska ochrany kvality vody nemá velkého významu.

5.2.1.3 Opatření technická

Opatření technická zahrnují především:

- Terénní urovnávky.
- Protierozní meze.
- Protierozní příkopy a průlehy.
- Zatravnění drah soustředěného odtoku.
- Polní cesty s protierozní funkcí.
- Ochranné hrázky.
- Protierozní nádrže.
- Terasy.

U technických protierozních opatření je třeba registrovat, že tato opatření mají specifikum v tom, že se jedná o technická opatření investičního charakteru, z nichž řada podléhá standardnímu procesu stavebního řízení včetně kolaudace. Jedná se o opatření, která jsou navrhována na konkrétní epizodu, jsou charakterizována určitou návrhovou zabezpečeností (dobou opakování) a současně se jedná o opatření, která se velmi často navrhují jako ochrana před vedlejšími efekty povrchového odtoku a eroze (ochrana intravilánu, infrastruktury, ...) a nikoliv pouze ochrana půdy jako zdroje.

Z hlediska funkce je možno opatření technická rozdělit na opatření fungující jako přerušení délky svahu (mez, příkop, průleh, terasa, cesta, hráзка) a opatření zabraňující škodám způsobeným odtokem a transportem sedimentu (stabilizované údolnice, protierozní nádrže). Další možné členění podle funkce spočívá v rozdělení na prvky a opatření odváděcí (které zachycený povrchový odtok se splaveninami odvedu mimo chráněný pozemek – příkop, průleh, cesta, ...) a retenční (které zachycený odtok se sedimentem zachytí a převedou do infiltrace nebo ho pomalu a bezeškodně vypustí v delším časovém horizontu - vsakovací prvky, některé typy mezí a hrázek, protierozní a sedimentační nádrže a jímky). Podrobně jsou jednotlivé typy opatření, včetně jejich dimenzování i funkce, popsány v metodice Navrhování technických protierozních opatření (Kadlec a kol., 2013).

Je třeba si uvědomit, že technická protierozní opatření ve valné většině fungují tak, že vzniklý povrchový odtok zachytí a odvedou bezeškodně, případně se zpožděním, mimo chráněnou oblast a následně jsou vyústěna do vodních toků. Část nesených půdních částic (a tedy i fosforu) se v prvcích PEO zachytí (což však v dlouhodobém horizontu není žádoucí a může ohrožovat jejich samotnou funkci, pokud nejsou navrženy jako prvky sedimentační se sedimentačním prostorem), ale významná část je transportována až do recipientu. I v případě, že je část splavenin zachycena, jedná se primárně o hrubší frakci, zatímco frakce jemná, která je na erozní fosfor

nejbohatší, zpravidla pokračuje dále. U TPEO je proto jejich funkce jako opatření sloužícího k eliminaci erozního fosforu ohrožujícího vodní útvary spíše sporná, pokud tyto nejsou vybaveny dodatečnými objekty, sloužícími k efektivní eliminaci splavenin, protože se může jednat o přímé spojení povrchového odtoku s jemným sedimentem (který je na fosfor nejbohatší) s vodotečí.

Takovými objekty mohou být například:

- Důsledně zakládané a udržované travní pásy nad jakýmkoliv odváděcím prvkem TPEO.
- Retenční a sedimentační nádrže na odváděcích objektech před jejich zaústěním do recipientu.

5.2.2 Opatření zabráňující vniknutí erozního fosforu do vodních útvarů

Jedná se o opatření, jejichž cílem není přímo eliminace erozních a transportních procesů na zemědělském pozemku, ale zabránění vniku erozních produktů do hydrografické sítě, případně efektivní zachycování sedimentu přímo v hydrografické síti před vstupem do ohrožených vodních útvarů – vodních nádrží.

Efektivními typy opatření jsou především:

5.2.2.1 Retenční travní pásy podél vodních toků a nádrží

Jedná se o souvislé travní pásy podél vodních toků o šířce, která bude dostatečná pro zachycení neseného sedimentu. Opatření funguje na principu zvýšení drsnosti, což má za následek snížení rychlosti toku vody a pokles transportní kapacity. Pokles by měl být dostatečný, aby sedimentovaly i jemnozrné částice.

Vegetace by měla být udržována pravidelným sečením s odstraňováním posečené biomasy, aby byl zachován hustý a dobře zapojený drn. Pokud je tráva přerostlá, dojde při průtoku vody k jejímu polehnutí a drsnost paradoxně ještě poklesne. Pokud není vegetace sečena nebo posečená biomasa odstraňována, dojde po čase jejím nahromaděním ke vzniku podélných hrázek rovnoběžných s vodním tokem, které zabrání odtoku vody z pozemků do koryta toku. To je sice pozitivní z hlediska kvality vody, nicméně kvůli působení zamokření přilehlých pozemků je to nepřijatelné.

Šířka ochranných pásů se obecně doporučuje minimálně 10 m s tím, že s rostoucím sklonem přilehlého pozemku by se měla zvětšovat i šířka pásu.

Z hlediska správné funkce je možno pro efektivní návrh šířky travního pásu pro danou lokalitu využít matematického simulačního modelu zahrnujícího kromě erozních procesů i procesy transportní a sedimentační. Pro podmínky ČR jsou takovými doporučovanými modely WATEM/SEDEM (viz kapitola 2.2), nebo fyzikálně založený model EROSION-3D (von Werner, 2006), podrobně popsany například v metodice Využití dat a nástrojů GIS a simulačních modelů k navrhování TPEO (Dostál a kol., 2013). Model Erosion-3D je dostupný pouze v placené verzi a je možné jej zakoupit u společnosti GeoGnostics (<http://www.geognostics.de>).

5.2.2.2 Mokřadní pásy podél vodních toků

Mokřadní pásy podél vodních toků jsou využitelné především v plochých, neobdělávaných nivách, kde buď není upravená páteřní vodoteč, nebo je tato revitalizována významným snížením kapacity koryta.

Principem je vytvoření plochých zamokřených pásů na obou březích toku, které zachytí jak jemnozrnný sediment, tak i živiny přicházející spolu s povrchovým odtokem. Pásy není nutné (a technicky ani možné) příliš udržovat, jsou ponechány svému vlastnímu vývoji.

Jedná se o opatření využívané především v zahraničí v extenzivně využívaných nivách a v pramenních oblastech.

5.2.2.3 Retenční a sedimentační jímky a nádrže

Tento typ opatření obecně je zmiňován jako jeden z typů Technických protierozních opatření (TPEO) i v metodice Navrhování technických protierozních opatření (Kadlec a kol., 2013) a je běžně využíván například k ochraně intravilánů. Zde je prioritou zachycení a transformace povodňové vlny a její převod na neškodné průtoky. Z hlediska zachycení sedimentu je cílem zachytit jeho hlavní množství (což nemusí být totožné s eliminací erozního fosforu).

Nádrže navrhované pro eliminaci erozního fosforu by měly mít podstatně delší dobu zdržení tak, aby odtékající voda byla v podstatě zcela čistá, bez jemných splavenin.

Vzhledem ke koncentraci splavenin z větší plochy na jednom místě je nutno počítat s pravidelným odstraňováním sedimentů.

5.2.2.4 Ponořené stupně na vtocích do vodních nádrží

Poslední možné eliminační opatření spočívá ve vybudování nízkých poloprůtočných hrázek na vtoku do nádrže, jejichž koruna je v úrovni hladiny vody při normálním stavu. Při zvýšených průtocích je koruna hrázky v hloubce cca 0,1 m pod hladinou a díky vzniku hustotních proudů je většinou voda se sedimentem držena v nižších částech vodního sloupce a sediment je zachycován v prostoru nad hrázkou.

Jednoznačně je nutno počítat s nutností periodického odstraňování zachyceného materiálu.

5.2.3 Reálný výhled a aplikace opatření

Z hlediska reálné současné legislativy je možno ve velkých povodích vodních útvarů očekávat ze strany farmářů způsoby hospodaření odpovídající požadavkům dodržováním standardů GAEC. Ty zajistí určitou míru protierozní ochrany, vzhledem k nastaveným limitům ale nelze očekávat, že ochrana bude absolutní (dostatečná).

Významný posun lze bez ohledu na požadavky GAEC do budoucna očekávat v aplikaci půdoochranných postupů, které jsou pro zemědělce výhodné samy o sobě, a protierozní ochrana je druhotným efektem.

Velká nejistota panuje u erozní ohroženosti způsobené nevhodnou skladbou plodin – což je dáno dotační politikou státu, kdy například dotace energetických plodin působí jejich nepřírozeně vysoké zastoupení v osevních postupech.

U technických protierozních opatření je možno i do budoucna počítat s jejich implementací pouze v souvislosti s realizací projektů KPÚ, a jak bylo popsáno výše, jejich efekt co do ochrany vodních útvarů před vnikem erozního fosforu je spíše sporný. Výjimku tvoří pouze pravidelně čištěné záchytné jímky na sediment.

Z hlediska správců vodních toků tak lze jednoznačně za nejefektivnější opatření k eliminaci erozního fosforu považovat zakládání ochranných zón a pásů podél všech vodotečí tak, aby se erozní odtok s jemnými částicemi do hydrografické sítě vůbec nedostal.

6 Shrnutí a závěry

Metodika „Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy“ prezentuje postupy a data vhodná pro posouzení významu eutrofizačních zdrojů ve velkých povodích. Doporučovaná data a metody jsou kompromisem mezi maximální dosažitelnou podrobností a možnostmi pořízení a zpracování rozsáhlých datových souborů.

Dostupná data v tomto měřítku samozřejmě nejsou úplná a bez chyb, proto byla v jednotlivých částech metodiky popsána omezení vyplývající z nedostatku nebo neúplnosti datových sad.

Bilanční vyhodnocení kombinující měřené koncentrace fosforu a vypočtené vnosy z dílčích území v podrobnosti do úrovně jednotlivého pozemku i přes výše uvedené nedostatky umožňují porovnání významu jednotlivých lokalit i modelování scénářů preventivních nebo nápravných opatření pro všechny uvažované zdroje biologicky dostupného fosforu.

Modelované hodnoty transportu splavenin je vhodné ověřovat vůči akumulovaným množstvím sedimentu v nádržích, kdekoli je to možné. V lokálních studiích je dále doporučeno fyzikálně modelovat transport splavenin epizodicky a porovnat predikované koncentrace a látkové odnosy s měřenými hodnotami v tocích. Při využití dat pravidelného monitoringu je třeba dbát omezení vyplývajícího právě z epizodického průběhu erozně transportních procesů.

Eutrofizace je velmi komplexní proces, autoři této metodiky jsou přesto přesvědčeni, že odpovědné nakládání s fosforem jako s rizikovou látkou i jako s cennou surovinou může vést k účinnému potlačení eutrofizace vodních toků a nádrží a ke zlepšení produkčních schopností zemědělských půd v ČR.

7 Uplatnění metodiky

Uplatnění metodiky „Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy“ je podpořeno certifikačním osvědčením MZe č. j. 3529/2014-MZE15100.

Předpokládá se využití metodiky při aktualizaci Plánů povodí v ČR v rámci implementace Rámcové vodní směrnice (ES, 2000). Metodika může být uplatněna pro určení jednak eutrofizačního potenciálu jednotlivých zdrojů, jednak přímo pro vytipování kritických lokalit pro návrhy kompenzačních opatření a zároveň pro modelové posouzení variantního řešení formou návrhových scénářů.

V rámci projektu NAZV QI102A265 byla tato metodika postupně uplatněna pro povodí 58 významných nádrží v ČR, kromě jiných pro nádrže Nové Mlýny a Slapy, což znamenalo řešení na ploše přesahující 35 000 km². Výsledkem jsou zpracované bilance jednotlivých zdrojů, dále transport splavenin, celkového i

rozpuštěného fosforu ve vysoké podrobnosti pro celá modelová území včetně odhadu vstupu erozního materiálu i fosforu do všech dílčích nádrží, rybníků i MVN v daných povodích. Výsledky jsou zároveň připravovány pro knižní vydání formou odborné publikace s vloženým atlasem řešených povodí (Krása a kol., 2014, v tisku).

Předpokládané přínosy metodiky jsou podmíněny možnostmi realizací nápravných opatření v povodích. Ekonomický přínos nelze přímo kvantifikovat. V ČR je řada nádrží a rybníků (vodních útvarů) ohrožených eutrofizací a vnosem sedimentu a metodika je podkladem pro dlouhodobé dosažení dobrého stavu nádrží, toků i povodí. Rozsah uplatnění spočívá jak v popsanych nástrojích pro kvantifikaci zanášení nádrží i eutrofizačního účinku jednotlivých zdrojů sedimentu a fosforu v povodích, tak v navržených metodách pro eliminaci eutrofizace jednotlivých nádrží.

V ČR bylo v rámci prvního cyklu plánování v oblasti vod vymezeno 71 vodních útvarů typu „jezero“ (v národní části povodí Dunaje 16, Labe 47 a Odry 8). V povodí Labe bylo cca $\frac{3}{4}$ vodních nádrží hodnoceno v kategorii fyzikálně-chemické složky jako nevyhovující či potenciálně nevyhovující. V naprosté většině těchto případů byl ukazatel fosfor celkový (často v kombinaci s dalšími ukazateli) příčinou pro nevyhovující hodnocení vodního útvaru. U vodních útvarů typu řeka bylo téměř 96 % vodních útvarů hodnoceno negativně ve skupině fyzikálně chemických látek.

V rámci odvození metodiky bylo posouzeno dosažení dobrého ekologického stavu podle nového přístupu k hodnocení ekologického stavu 74 vodních nádrží, z nichž 27 (tj. 36,5 %) dosahuje dobrého nebo maximálního ekologického potenciálu (Rosendorf a kol., 2012)

V jednotlivých Plánech oblastí povodí schválených v roce 2009 byla navržena opatření na eliminaci bodových zdrojů znečištění za 88 mld. Kč a opatření pro plošné zdroje znečištění za více jak 9 mld. Kč. Značná část opatření na bodové zdroje znečištění byla realizována v souvislosti s plněním požadavků směrnice 91/271/EHS a nebudou v dalších plánech povodí již zahrnuta, přesto lze očekávat, že i v dalších cyklech plánů povodí budou navrhována opatření na eliminaci bodových zdrojů znečištění (zejména u obcí do 2000 EO) a opatření na eliminaci plošných zdrojů znečištění v řádu miliard Kč. Uplatnění metodiky v praxi umožní lépe cílit potřebná opatření a optimalizovat jejich účinnost. Navržená opatření nejsou zaměřována pouze na problematiku eutrofizace vodních nádrží, přesto odhadujeme, že v kombinaci s novým přístupem pro hodnocení stavu vod bude možno snížit očekávané náklady opatření o 10-25 % oproti prvnímu cyklu plánování v oblasti vod.

8 Poděkování

Metodika byla vytvořena v rámci projektu NAZV ev. č. Q1102A265 - Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod.

9 Použité zkratky

AnAGNPS	Annualized Agricultural Non-Point Source model, kontinuální verze epizodního modelu šíření znečištění z plošných zdrojů v povodích
BAP	bioavailable phosphorus, biologicky dostupný fosfor
BC AV ČR, v. v. i.	Biologické centrum AV ČR, v. v. i.
BPEJ	Bonitovaná půdně ekologická jednotka
CENIA	Česká informační agentura životního prostředí
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
ČSN	česká soustava norem, česká technická norma
ČSÚ	Český statistický úřad
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
ČVUT	České vysoké učení technické
ČZÚ	Česká zemědělská univerzita
DIBAVOD	Digitální Báze Vodohospodářských Dat (databáze spravovaná VÚV TGM, v. v. i.)
DMR 4G	digitální model území, digitální model reliéfu čtvrté generace (ČÚZK)
DMT	digitální model terénu
EO	ekvivalentní obyvatel
ES	Evropské společenství
EU	Evropská unie
FAO	Klasifikace půd dle FAO, Organizace pro výživu a zemědělství
GAEC	Dobrý zemědělský a environmentální stav, standard pro splnění podmínek kontroly podmíněnosti dotačních podpor dle legislativy EU
GIS	geografický informační systém
IRZ	Integrovaný registr znečišťování
ISPOP	Integrovaný systém plnění ohlašovacích povinností
KPÚ	komplexní pozemkové úpravy
LPIS	registr půdy, veřejný registr půdy (MZe)

MKSP	Klasifikace půd dle MKSP, Morfogenetický klasifikační systém půd
MVN	malá vodní nádrž
MZe	Ministerstvo zemědělství
NAZV	Národní agentura pro zemědělský výzkum (MZe)
NL	nerozpuštěné látky
OECD	Organizace pro ekonomickou spolupráci a rozvoj
PEO	protierozní opatření
PO ₄ -P	fosfor v rozpuštěné ortofosforečnanové formě
RVS	Rámcová vodní směrnice
SDR	sediment delivery ratio, poměr odnosu splavenin
SRP	soluble reactive phosphorus, rozpuštěný reaktivní fosfor
SWAT	Soil and Water Assessment Tool, simulační model transportu splavenin a nutrientů v povodích
SY	sediment yield, transportované množství sedimentu
TE	trap efficiency, poměr zachycení splavenin
TPEO	technická protierozní opatření
TTP	trvalý travní porost
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
USA	Spojené státy americké
USLE	Univerzální rovnice ztráty půdy
VaV	výzkum a vývoj
VN	vodní nádrž
VÚV TGM, v. v. i.	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.
WATEM/SEDEM	simulační model eroze a transportu sedimentu ze zemědělské půdy
ZABAGED	Základní báze geografických dat České republiky, digitální geografický model území České republiky (ČÚZK)
ZPF	zemědělský půdní fond

10 Literatura

- ANONYM, 2007. II. Metodický postup hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod pro první plány oblastí povodí. In: *Metodické postupy státních podniků povodí pro hodnocení chemického a ekologického stavu a rizikosti útvarů povrchových vod, ekologického potenciálu útvarů povrchových vod, chemického a kvantitativního stavu útvarů podzemních vod v prvních plánech oblastí povodí*. Povodí Labe, státní podnik, Povodí Vltavy, státní podnik, Povodí Ohře, státní podnik, Povodí Moravy, s.p. a Povodí Odry, státní podnik, Praha, září 2007. 36 s.
- BEČVÁŘ, M., 2007. *Studie eroze a transportu sedimentu v povodí Labe*. Praha, 2007. Doktorská dizertační práce. FSv ČVUT v Praze. Fakulta stavební.
- BOROVEC, J., HEJZLAR, J., JAN, J., MOŠNEROVÁ, P., 2010. Eutrofizační potenciál různých zdrojů P v povodí VN Římov. In: J. Borovec a I. Očásková (ed.), *Sborník konference Revitalizace Orlické nádrže 2010*, 12.–13. října 2010, Písek, České Budějovice: Svazek obcí regionu Písecko a Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice, s. 47–52.
- BOROVEC, J., HEJZLAR, J., ZNACHOR, P., NEDOMA, J., ČTVRTLÍKOVÁ, M., BLABOLIL, P., ŘÍHA, M., KUBEČKA, J., RICARD, D., 2013. *Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero*. Dílčí zpráva projektu SFŽP. České Budějovice: Biologické centrum AVČR, v. v. i., srpen 2013. 31 s.
- BOROVEC, J., JAN, J., HEJZLAR, J., KRÁSA, J., ROSENDORF, P., 2012. Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích. In: Kosour, D. (ed.), *Sborník konference Vodní nádrže 2012*, 26.–27.9.2012, Brno, Česká republika. Brno: Povodí Moravy, s.p., Brno: pps. 57–61.
- BROWN, C. B., 1944. *The control of reservoir silting*. Washington D.C.: United States Department of Agriculture, 1944 Misc. Pub. No 521, 166 s.
- BRUNE G. M., 1953: *Trap efficiency of reservoirs*. Trans Am. Geophys. Union. American Geophysical Union, 1953, Vol., 34,(No. 3), p. 407 — 418.
- ČERMÁK, B., CEMPÍRKOVÁ, R., JEROCH, H., KALINOVÁ, J., KOBES, M. a kol., 2008. *Krmiva konvenční a ekologická*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 326 s. ISBN 978-80-7394-141-3.
- DAVID, V., 2013. Extinct ponds: estimating average discharge values for purposes of their water balance assessment in order to improve management of water resources. In: *International Journal of Scientific Research*, 2(12),12): 161-163. ISSN 2277-8179
- DAVID, V., DAVIDOVÁ, T., 2013. Estimations of discharge values for purposes of surface runoff and sediment transport off-site effects assessment. In: *Geophysical Research Abstracts EGU General Assembly 2013*. Vienna: European Geosciences Union,
- DENDY, F.E., AND a W.A. CHAMPION, W.A., 1978. Sediment Deposition in U.S. Reservoirs. *Summary of Data Reported Through 1975*. Hyattsville, Maryland.: United States Department of Agriculture – Agriculture Research service, 1978 Misc. Pub. No 1362MP-1362. U.S. Dept. Agr., Agr. Res. Serv.
- DILLON, P.J., RIGLER, F. H., 1974. *The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes*. Limnology and Oceanography, 19 (5): 767–773.
- DOSTÁL T A KOL., 2013: *Využití dat a nástrojů GIS a simulačních modelů k navrhování TPEO*, certifikovaná metodika pro praxi, VÚMOP, v. v. i., Praha
- DURAS J., DZIAMAN R., 2010: Recovery of shallow recreational Bolevecký Pond, Plzeň, Czech Republic. *Int. conf. Ogólnopolska konferencja Limnologiczna*, X. 2010, Toruń
- DURAS, J., 2010: Biomanipulace a vodní rostliny. *Cyanobakterie 2010*, 16. - 17. 6. 2010 Brno, Česká republika, Maršálek B., Maršálková E., Vinklárová D. (Edit.), 74-79.
- DURAS, J., HEJZLAR, J. A KOL., 2007. III. Metodický postup hodnocení ekologického potenciálu útvarů povrchových vod pro první plány oblastí povodí. In: *Metodické postupy státních podniků*

povodí pro hodnocení chemického a ekologického stavu a rizikovosti útvarů povrchových vod, ekologického potenciálu útvarů povrchových vod, chemického a kvantitativního stavu útvarů podzemních vod v prvních plánech oblastí povodí. Povodí Labe, státní podnik, Povodí Vltavy, státní podnik, Povodí Ohře, státní podnik, Povodí Moravy, s.p. a Povodí Odry, státní podnik, Praha, září 2007. 14 s.

DURAS, J., POTUŽÁK, J., 2012. Látková bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících. *Vodní hospodářství*. 6: s. 210-216.

EVROPSKÉ SPOLEČENSTVÍ., 2003. *Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky*. Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Úplné znění, zahrnující text Přílohy X. (Rozhodnutí č. 2455/2001/ES Evropského parlamentu a Rady ze dne 20. listopadu 2001 ustavující seznam prioritních látek v oblasti vodní politiky a pozměňující směrnici 200/60/ES). Praha, Ministerstvo životního prostředí, odbor ochrany vod, srpen 2003, 98 s.

FIALA, D., ROSENDORF, P., 2009. Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík. In Očásková I. *Revitalizace Orlické nádrže 2009*. Písek, 6.10.2009. Písek: Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, s. 75-86. ISBN 978-80-87278-29-1.

FIALA, D., ROSENDORF, P., 2010 Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík a její eutrofizace. *Vodní hospodářství 7-2010*, s. 199-202.

FIALA, D., ROSENDORF, P., 2011. Variabilita odnosu fosforu ze zemědělské půdy v měřítku mikropovodí. *Vodní hospodářství, VTEI 6/2011*, s. 27-31.

FUČÍK, P.; KAPLICKÁ, M.; ZAJÍČEK, A.; KVÍTEK, T., 2010. Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko-lesním povodí: diskrétní a kontinuální přístup. *Vodní hospodářství 8/2010*, s. 213-217.

HALCROW WATER, 2001: Sedimentation in Storage Reservoirs, Final Report, Department of Environment Transport and the Regions, 2001, *Sedimentation in Storage Reservoirs.pdf* [online], dne: 15.12.2010, URL: <http://mahabghodss.net/NewBooks/www/web/digital/booklatin/engineering/30/Sedimentation%20in%20Storage%20Reservoirs.pdf>

HEJZLAR, J., BOROVEC, J., MOŠNEROVÁ, P., POLÍVKA, J., TUREK, J., VOLKOVÁ, A., ŽALOUDEK, J., 2010. Bilanční studie zdrojů živin v povodí nádrže Orlík: 1. principy, metodika, výsledky. In: J. Borovec a I. Očásková (ed.) *Sborník konference Revitalizace Orlické nádrže 2010*, 12.-13. října 2010, Písek, Svazek obcí regionu Písecko a Biologické centrum AC ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice, s. 53-66.

HEJZLAR, J., ŠÁMALOVÁ, K., BOERS, P., KRONVANG, B., 2006. Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 2006, 6: 487-494.

CHURCHILL M. A., 1948. Discussion of 'Analysis and use of reservoir sedimentation data', by L. C. Gottschalk. *Proceedings of the Federal Inter-Agency Sedimentation Conference*, Denver, Colorado, 1948, pp. 139-140.

JAN, J., BOROVEC, J., KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., 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*, 2013, 47 (2): 547-557.

JANEČEK M. a kol., 2012: *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Certifikovaná metodika, ČZÚ v Praze.

JANEČEK M., 1976: Vliv zemědělského obhospodařování na plošné znečištění povrchových vod. *Rostlinná výroba*, 1976, 22(11): 1211-1224.

KADLEC V., DOSTÁL T., VRÁNA K., KAVKA P., KRÁSA J., DEVÁTÝ J., NOVOTNÝ I. A KOL., 2013: *Navrhování technických protierozních opatření*, certifikovaná metodika, VÚMOP, v. v. i., Praha.

- KOLEKTIV AUTORŮ, 1970: *Hydrologické poměry Československé socialistické republiky, díl III*. Praha: Hydrometeorologický ústav.
- KOPÁČEK J., TUREK J., HEJZLAR J., KAŇA J., PORCAL P., 2006a. Element fluxes in watershed-lake ecosystems recovering from acidification: Čertovo Lake, the Bohemian Forest, 2001–2005. *Biologia, Bratislava*, 61/Suppl. 20: s. 413 – 426.
- KOPÁČEK J., TUREK J., HEJZLAR J., KAŇA J., PORCAL P., 2006b. Element fluxes in watershed-lake ecosystems recovering from acidification: Plešné Lake, the Bohemian Forest, 2001–2005. *Biologia, Bratislava*, 61/Suppl. 20: s. 427 – 440.
- KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., VRBA, J., STUHLÍK, E., 2011 Phosphorus loading of mountain lakes: Terrestrial export and atmospheric deposition. *Limnology and Oceanography*, 2011, 56 (4): 1343–1354.
- KOPÁČEK, J., PROCHÁZKOVÁ, L., HEJZLAR, J., BLAŽKA, P., 1997. Trends and seasonal patterns of bulk deposition of nutrients in the Czech Republic. *Atmospheric Environment*, 1997. 31(6): 797-808.
- KRÁSA, J., 2004. *Hodnocení erozních procesů ve velkých povodích za podpory GIS*. Doktorská dizertační práce. ČVUT v Praze, Fakulta stavební
- KRÁSA, J., 2010. *Empirické modely vodní eroze v ČR - nástroje, data, možnosti a rizika výpočtů*. Habilitační práce, ČVUT v Praze, Fakulta stavební.
- KRÁSA, J. A KOL., 2010. *Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod*. Dílčí zpráva projektu NAZV ev. č. QI102A265. ČVUT v Praze. Praha.
- KRÁSA, J. A KOL., 2011. *Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod*. Dílčí zpráva projektu NAZV ev. č. QI102A265. ČVUT v Praze. Praha.
- KRÁSA, J. A KOL., 2014. *Eroze zemědělské půdy a její význam pro eutrofizaci nádrží v České republice*, ČVUT v Praze, Fakulta stavební, v tisku
- LARSEN, D. P., MERCIER, H. T., 1976. Phosphorus retention capacity in lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 1742–1750.
- MASSEY H. F. - JACKSON, M. L., 1952. Selective erosion of soil fertility constituents. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 16, 353-356.
- MIKŠÍKOVÁ, K., DOSTÁL, T., VRÁNA, K., ROSENDORF, P., 2012. Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. *Vodní hospodářství*. 6/2012: 203-209.
- 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: 1210-1214.
- MITASOVA H., MITAS L., BROWN W.M., JOHNSTON D.M., 1998. *Multidimensional soil erosion/deposition modeling and visualization using GIS*, Geographic Modeling and Systems Laboratory, University of Illinois at Urbana-Champaign, for U.S. Army Construction Engineering Research Laboratories, Final report 1993 – 1998, Urbana, Illinois, December 1998
- MORONGA J., SLÁDEK R., PALČÍK J., 2012. Realizace opatření na Brněnské údolní nádrží. *sborník konference Vodní nádrže 2012*, 26. - 27. 9., Brno, Česká republika, Kosour D. (edit.), str. 109. - 114.
- NEAL, C., JARVIE, H. P., NEAL, M., LOVE, A. J., HILL, L., WICHAM, H., 2005. Water quality of treated sewage effluent in a rural area of the upper Thames Basin, southern England, and the impacts of such effluents on riverine phosphorus concentrations. *Journal of Hydrology*. 304: 103-117.
- NĚMEČEK J., 1996. *Digitální mapa půd v měřítku 1:200 000*. Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita, Praha

- NOVOTNÝ I. A KOL., 2011. *Příručka ochrany proti vodní erozi*. Ministerstvo zemědělství, ISBN 978-80-7084-996-5.
- NOVOTNY, V. (ed.), 1995. Nonpoint pollution and urban stormwater Management - *Water management library - Volume 9*, Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster - Basel, 429 p.
- OECD, 1982. *Eutrophication of Waters – Monitoring, Assessment and Control*. Final report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters. Vollenweider, R. A. and Kerekes, J (eds.). Organisation for Economic Development and Co-operation. Paris. 332 p.
- PECHAR L., CHMELOVÁ, I., POTUŽÁK, J., ŠULCOVÁ, J., 2009. Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících. In: *Sborník příspěvků Konference Revitalizace Orlické nádrže*. 6. - 7. října 2009. Písek.
- PETERS, R. H., 1981. Phosphorus availability in Lake Memphremagog and its tributaries. *Limnol. Oceanogr.*, 26(6): 1150-1161.
- POTUŽÁK, J. ; DURAS, J. ; BOROVEC, J, RUCKI, J., 2010. Rybníky Dehtář a Hejtman - látkové bilance. 2010. *Sborník příspěvků konference Revitalizace Orlické nádrže 2010*, Písek, 12.-13.10. 2010.
- POTUŽÁK, J.; DURAS, J., 2012. Výlov rybníků – kritické období z pohledu emisí fosforu? *Vodárenská biologie 2012*, 1.-2.2.2012, Praha, Říhová Ambrožová, J.; Veselá, J. (Edit). str. 52-59.
- REYNOLDS, C. AND DAVIES, P., 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews*, 76(1): 27-64.
- RICHTER J., HEJZLAR J., SEMANČÍKOVÁ E., 2009. Koncentrace a formy fosforu v odtoku z malých zemědělských povodí v povodí nádrže Orlík. In Očásková I. *Revitalizace Orlické nádrže 2009*. Písek, 6.10.2009. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 2009, s. 65-74.
- ROSENDORF P. (ed.), 2003. „Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR“, projekt Rady vlády ČR pro výzkum a vývoj VaV/510/4/98, souhrnná závěrečná zpráva za období řešení 1998-2002, 271 s.
- ROSENDORF P., DURAS J., HEJZLAR J., 2012. Jak stanovit kritéria dobrého ekologického potenciálu pro vodní nádrže z pohledu eutrofizace? *sborník konference Vodní nádrže 2012*, 26. - 27. 9. 2012, Brno, Česká republika, Kosour D. (edit.), str. 42. - 50.
- ROSENDORF, P., TUŠIL, P., DURČÁK, M., SVOBODOVÁ, J., BERÁNKOVÁ, T. A VYSKOČ, P., 2011. *Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích*. Závěrečná zpráva dílčí části projektu SFŽP č. 02671012 (MŽP). VÚV TGM, v. v. i., prosinec 2011, 20 s.
- ROTHSCHEIN, J., ZELINKA, M., HELAN, J., 1983. Kolobeh fosforu a ryby vo vodárenských nádržiach. *Vodní hospodářství*, 1983, B33, 9–13.
- SHARPLEY, A. N., SMITH, S.J., JONES, O.R., BERG, W. A., COLEMAN, G. A., 1992. The Transport of Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff. *Journal of Environmental Quality* 21: 30-35.
- SHARPLEY, A.N., 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1527-1534.
- SCHINDLER, D. W., 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. *Science*, 1974, 184: 897-899.
- SCHINDLER, D. W., 1975. Whole-lake fertilization experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *Int Ver Theor Angew Limnol Verh*, 1975, 19: 3221-3231.
- SCHINDLER, D. W., HECKY, R.E., FINDLAY, D. L., STANTON, M. P., PARKER, B. R., PATERSON, K. G., BEATY, K. G., LING, M., KASIAN, S. E. M., 2008. Eutrophication of lakes

cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS*, 105 (32): 11254-11258.

ŠÁLEK J. - MIKA Z. - TRESOVÁ A., 1989. *Rybníky a účelové nádrže*. SNTL Praha.

TOLASZ R. A KOL., 2007. *Atlas podnebí Česka*. Český hydrometeorologický ústav, 255 pp.

VAN OOST K. - GOVERS G. - & DESMET P. J. J., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 2000, 15, 577-589.

VAN ROMPAEY A. - VERSTRAETEN G. - VAN OOST K. - GOVERS G. - POESEN J., 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*. 2001. 26 (11), 1221-1236.

VERSTRAETEN G. - VAN OOST K. - VAN ROMPAEY A. - POESEN J. - GOVERS G., 2002. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management*. 2002. 18, 386-394.

VOLLENWEIDER, R. A., 1968. *Scientific fundamentals of the eutrofication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrofication*. OECD, Paris, , DAS/CSI/68.27, 192 pp.

VON WERNER, M., 2006. *Erosion-3D User manual*, Ver. 3.1.1. Berlin.

WILLIAMS J. R., 1977. *Sediment delivery ratio determined with sediment and runoff models*, in. JANEČEK a kol., 2012

WISCHMEIER W. H. - SMITH D. D., 1978. *Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning*. Agr.handbook no. 537. Us dept.of agriculture, Washington, 1978

Titul: Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy

Autoři: Josef Krása, Pavel Rosendorf, Josef Hejzlar, Jakub Borovec, Tomáš Dostál, Václav David, Libor Ansorge, Jindřich Duras, Barbora Janotová, Miroslav Bauer, Jan Devátý, Luděk Strouhal, Karel Vrána, Daniel Fiala

Obálka Výřez atlasu transportu splavenin vodními toky a ročního zanášení nádrží v povodí VN Slapy (výstup projektu QI102A265). Podkladová data © ČÚZK (ZABAGED), © VÚV TGM, v.v.i. (DIBAVOD), © VÚMOP, v.v.i. (BPEJ), © MZe (LPIS a DMT) a data vytvořená v rámci NAZV QI102A265.
Fotografie na zadní straně - VN Orlík © Daniel Fiala a Pavel Rosendorf.
Fotografie na titulní straně © Josef Krása.

Vydalo: ČVUT v Praze, Fakulta stavební, vydání první, 2013,

ISBN: 978-80-01-05428-4



VII/2008



VII/2009



X/2010

