

**Metodický postup pro snížení rizika vyplavení fosforu
ze zemědělských půd do povrchových a podzemních vod pomocí
agrotechnických opatření s využitím metody
P-indexu**

CERTIFIKOVANÁ METODIKA

**Renata Duffková a Gabriela Mühlbachová
& kolektiv**



VÚMOP, v.v.i. VÚRV, v.v.i. Agropodnik Košetice, a.s.



2016

Metodický postup pro snížení rizika vyplavení fosforu ze zemědělských půd do povrchových a podzemních vod pomocí agrotechnických opatření s využitím metody P-indexu

Uplatněná certifikovaná metodika

Autoři:

Ing. Renata Duffková¹, Ph.D., Ing. Gabriela Mühlbachová², Ph.D., Ing. Petr Fučík¹, Ph.D., Mgr. Antonín Zajíček¹, Ph.D., Ing. Tomáš Hejduk¹, Ph.D., Ing. Martin Káš², Mgr. Ing. Petr Diviš³, Mgr. Jan Skála¹, Ing. Jindřich Štyx⁴

¹ Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

² Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i

³ Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21

⁴ Agropodnik Košetice, a.s.

Recenzovali:

doc. Ing. Jakub Brom, Ph.D., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta

Ing. Michaela Budňáková, Ministerstvo zemědělství ČR, odbor rostlinných komodit

Metodika vznikla na základě řešení projektu TAČR TA02020337.

Metodika byla schválena pro využití v praxi Ministerstvem zemědělství ČR –osvědčením č. 3320/2016-MZE-17220 a bude uplatněna podnikem Povodí Vltavy, s.p.

V roce 2016 vydaly VÚMOP, v.v.i. a VÚRV, v.v.i. v nákladu 55 ks

Tisk: Powerprint, Praha 6 – Suchdol, 1. vydání

ISBN: 978-80-87361-51-1, 978-80-7427-193-9

© Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2016

© Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., 2016

Obsah

I. Cíl metodiky.....	7
II. Vlastní popis metodiky	7
1. Úvod - popis problematiky.....	7
2. Osvědčené postupy pro zmírnění ztrát P ze zemědělských půd	14
3. Materiál, metody.....	22
3.1 Popis pilotní plochy, prováděné aktivity	22
3.2 Laboratorní rozbor (půda, voda, rostlinná biomasa).....	30
3.3 Bilance P, potřeba hnojení P	32
3.4 Separace odtoku, koncentrace a odnos P v drenážních vodách ..	34
4. Výsledky	34
4.1 Zásoba půdního P na pilotní lokalitě	34
4.2 Využití fosforečných hnojiv s dlouhodobým účinkem	35
4.3 Bilance fosforu v zemědělském podniku a na pilotní lokalitě	41
4.4 Vyplavení půdního P na pilotní lokalitě.....	46
4.5 Koncentrace a odnosy fosforu v drenážních vodách pilotní lokality	53
4.6 Vymezení kritických zdrojových lokalit metodou P-indexu	62
4.7 Interpretace a diskuze výsledků P-indexu.....	80
5. Závěr.....	81
6. Summary.....	87
III) Srovnání „novosti postupů“	87
IV) Popis uplatnění Certifikované metodiky	88
V) Ekonomické aspekty	88
VI) Seznam použité související literatury	89

Nejdůležitější zkratky

Al_{oxal} – amorfni forma hliníku

BMPs – osvědčené postupy hospodaření (Best Management Practices)

C_{fw} – průtokově vážené koncentrace

C_{ox} – obsah půdního organického uhlíku

CSA – kritické zdrojové lokality (Critical Source Areas)

DPS – stupeň nasycení fosforem (Degree of Phosphorus Saturation),
vztažen k podílu $Fe_{oxal} + Al_{oxal}$, který je nasycen fosforem (s faktorem α)

Fe_{oxal} - amorfni forma železa

KVK – kationtová výměnná kapacita

P - fosfor

P_{oxal} – fosfor vázaný na Al_{oxal} a Fe_{oxal}

PP – partikulární (nerozpuštěný) fosfor

P_{vod} - vodorozpustný fosfor

P_{KVK} – přístupný fosfor extrahovaný octanem amonným

P_{Meh} - obsah přístupného fosforu extrahovaný činidlem Mehlich III

PSC – celková sorpční půdní kapacita pro fosfor (Phosphorus Sorption Capacity, tj. $P_{oxal} + SPSC$)

PSR – stupeň nasycení fosforem (Phosphorus Saturation Ratio), vztažen k celkovému obsahu Fe_{oxal} a Al_{oxal} (bez faktoru α)

RRP – rozpuštěný reaktivní fosfor

SOE – významné srážko-odtokové epizody

PSCr - zbytková sorpční kapacita pro fosfor (Remaining P Sorption Capacity)

SPSC – půdní zásobní kapacita pro fosfor zohledňující environmentální hledisko (zpravidla nižší než PSCr)

I. Cíl metodiky

Cílem metodiky je poskytnout metodický postup pro stanovení kritických zdrojových lokalit vymezujících potenciální riziko vyplavení fosforu (P) do vod ze zemědělské půdy metodou indexu fosforu (P-index). Součástí metodiky je návrh postupů zemědělského hospodaření snižujících riziko vyplavení P a postupů pro zvýšení efektivity hospodaření s fosforečnými hnojivy, které byly vytvořeny na základě výsledků zemědělského hospodaření a stanovení půdních indikátorů rizika vyplavení P na pilotní lokalitě projektu, rovněž i studiem literatury. Dopad rozdílné aplikace fosforečných hnojiv na pilotní lokalitě s variabilními hydropedologickými podmínkami je dokumentován koncentracemi a odnosy P v drenážních vodách.

II. Vlastní popis metodiky

1. Úvod - popis problematiky

Níže jsou stručně popsány aspekty eutrofizace vod, formy a dynamika půdního fosforu a procesy odnosu a vyplavování P do vod v různých půdních, geomorfologických a zemědělských podmínkách. Tyto jevy spolu souvisejí, částečně se vzájemně ovlivňují a jejich poznání je nezbytné pro vytipování kritických zdrojových lokalit a návrh jejich managementu.

Eutrofizace vod

Zemědělská půda je z hlediska vyplavování živin považována za plošný zdroj znečištění povrchových i podzemních vod, který spolu s emisemi komunálních a průmyslových odpadních vod, rybničním hospodařením a atmosférickou depozicí přispívá k eutrofizaci vod, tj. k jejich nadměrnému obohacování živinami, zejména fosforem a dusíkem (N). Následkem eutrofizace je nežádoucí rozvoj fytoplanktonu (řas a sinic), tzv. vodního květu, který silně odčerpává kyslík z vody a při následném rozkladu produkuje toxiny s negativním dopadem na vodní organismy i na zdraví člověka. Eutrofizace vod N a P je problém globálního významu, který vede ke zhoršení kvality vody a zároveň snižuje vodní biodiverzitu.

Vzhledem k tomu, že optimální N:P ve vodě pro rozvoj fytoplanktonu je relativně nízký (7:1) a vyvolávají ho již velmi nízké koncentrace P (0,035 – 0,100 mg biodostupného nebo celkového P/l, Jarvie et al. 2010, Madison et al. 2014), je obsah N ve vodě pro jeho rozvoj většinou dostatečný. Ztráty P ze zemědělské půdy mohou tudíž být zanedbatelné z hlediska agronomického (ekonomického), ale významné z hlediska environmentálního. Limitujícím prvkem eutrofizace sladkých vod je P (u slaných vod N), jehož přísun do povrchových vodních útvarů by měl být redukován (Schindler et al. 2012). Nařízení vlády č. 23/2011 Sb. uvádí v požadavcích na užívání vody pro vodárenské účely i koupání osob maximální průměrný roční obsah celkového P 0,050 mg/l a jako normu environmentální kvality (NEK) pro útvary povrchových vod 0,15 mg celkového P/l (NEK pro celkový N 6 mg/l a pro N-NO₃ 5,4 mg /l). Liška a Duras (2011) např. uvádějí, že pro stabilizaci podmínek ve vodní nádrži Švihov bude třeba snížit zatížení nádrže P zhruba o 30 % oproti současnému stavu. Závažnost eutrofizačního rizika se odvíjí od ročního období a druhu vodního útvaru povrchových vod (tekoucí vs. stojatá voda, Stamm et al. 2014). Nejvyšší ekologická citlivost a požadavky fytoplanktonu na živiny jsou na jaře a v létě. V tekoucích vodách je období eutrofizačního rizika plně synchronizováno s kontinuální dostupností P v základním odtoku (odtok podzemní vody), naopak ve stojatých vodách o eutrofizaci rozhoduje celková roční zátěž P pocházející zejména z významných srážko-odtokových epizod (SOE). Klimatické změny, které se projevují zvyšováním průměrných teplot vzduchu, četnosti i intenzity extrémních povětrnostních jevů (silné přívalevé deště, delší období sucha), přispívají k závažnosti problematiky vyplavení P z půd (Sharpley et al. 2015).

Procesy odnosu a vyplavování fosforu z půd

Fosfor ze zemědělských půd je považován za významný faktor urychlující eutrofizaci jezer a vodních toků (Bomans et al. 2005, Madison et al. 2014), který je spolu s N vyplavován do vod z intenzivně obhospodařovaných ploch s vysokými dávkami hnojiv a/nebo s vysokým rizikem eroze (svažité pozemky). Vysoké riziko odnosu N a P do

povrchových vod je spojeno s průběhem počasí (půdní vlhkost, SOE) a s faktory, které zvyšují hydrologickou spojitost (Gächter et al. 2010).

Riziko vyplavení P z půd do vod souvisí s přístupností P pro rostliny, která je kontrolována půdními fyzikálně-chemickými vlastnostmi a biogeochemickými procesy. Největším zdrojem eutrofizace je rozpuštěný P, který je pro řasy a sinice okamžitě dostupný ve srovnání s nerozpuštěným - partikulárním P (PP) vázaným na půdní koloidní částice o velikosti 1 nm – 1 μm s vysokou sorpční kapacitou (Heathwaite et al. 2005). Rozpuštěný P v minerální formě (ortofosfát, <0,025 μm) je označován jako rozpuštěný reaktivní fosfor - RRP (tj. kolorimetricky detekovatelný molybdenanem) na rozdíl od rozpuštěného organického P, který je nereaktivní. Biodostupnost RRP je 100 % na rozdíl od organického rozpuštěného P, která je výrazně nižší (0-55 %, Ekholm a Krogerus 2003). Fosfor aplikovaný v minerálních hnojivech (RRP) může být sorbován na povrchy půdních koloidů a tak chráněn proti vyplavení (McGechan et Hooda 2010, Madison et al. 2014). Půdní sorpce RRP může být rychlá a reversibilní (na povrchy malých půdních částic nebo jílových koloidů), podporující mobilitu a dostupnost P pro rostliny a mikroorganismy přechodem do půdního roztoku nebo téměř nereverzibilní (difúze pod povrch půdních částic). V relativně suché půdě se pohybuje pouze voda s rozpuštěným P v malých pórech půdní matrice. Ve velmi vlhkých podmínkách při významných SOE jsou pohyblivé i koloidy, které jsou odnášeny nejen povrchovým odtokem, ale i zaplavenými meziagregátovými prostory a makropóry. Partikulární P (> 0,45 μm) je obecně pro fytoplankton méně dostupný než RRP. Braskerud et al. (2005) uvádějí podíl biologicky dostupného PP 6-10 % a Ekholm a Lehtoranta (2012) zmiňují dokonce 20-30 %. Tato variabilita souvisí s půdním typem. Partikulární P z jílovitých půd je více biodostupný než z půd písčitých, neboť jílovité částice vážou organickou hmotu a labilní P. Změnou redox podmínek v sedimentech se dostupnost PP dále zvyšuje (Braskerud et al. 2005 uvádí 34-55 %) poté, co se v anoxických podmínkách po vyčerpání nitrátů uvolní P ze sedimentovaných oxyhydroxidů železa. Ztráty biodostupného PP pak mohou být na stejné nebo dokonce vyšší úrovni než ztráty RRP ze zemědělských ploch.

V kyselých půdách je P (minerální i organický) obsažen především ve sloučeninách oxidů, hydroxidů a oxyhydroxidů železa (Fe) a hliníku (Al). Jedná se o organické nebo minerální komplexy s půdními částicemi v amorfních formách či ve formách s různými stupni krystalizace (Jan et al. 2015). Amorfní formy těchto komplexů jsou považovány za aktivní, mají větší specifický povrch než formy krystalické a vyšší sorpční kapacitu pro P. Na druhou stranu však také uvolňují P snadněji než krystalické formy. Chakraborty et al. (2011) zjistili, že organické komplexy Fe a Al (v hlubších půdních vrstvách) vázaly P ve větším množství, ale slabší vazbou než minerální komplexy Fe a Al v povrchové půdní vrstvě. V zásaditých půdách se P váže s vápenatými uhličitany.

Vysoká saturace půd P hnojením podmiňuje zpětnou desorpci RRP do půdního roztoku pro potřeby rostlin a mikroorganismů, zároveň však zvyšuje riziko vyplavení P v závislosti na geomorfologii terénu (Kleinman et al. 2011). Tento proces probíhá přirozeně za účelem dosažení rovnováhy mezi RRP v půdním roztoku a množstvím P sorbovaným půdními částicemi (Schoumans et al. 2014). Půdy těžší (jílovité a hlinité) mají obecně vyšší sorpční kapacitu pro P než půdy lehčí (písčité), ze kterých však může být vyplaveno méně celkového P než např. z hlinitojílovitých odvodněných půd s výskytem makropórů (Chakraborty et al. 2011, Reid et al. 2012, Ulén et al. 2014). Drenážní odtok z těchto půd a rovněž povrchový, půdu erodující odtok během SOE, je zdrojem převážně PP vázaného na půdní koloidy (Ulen et al. 2011), naopak v podpovrchovém odtoku z půdní matrice (bez nebo s minimálním výskytem makropórů), podchyceném během SOE drenážními systémy, převažuje RRP (Reid et al. 2012). Vliv odvodnění na znečištění vody P je v některých půdních a geomorfologických podmínkách závažný, jak prokázali v hlinito-jílovitých půdách rovinatého státu Illinois Algoazany et al. (2007) nebo v hlinitých půdách jižního Švédska Ulén et al. (2014), kdy drenážní systémy v důsledku velkého odtoku exportovaly více P než povrchový odtok. Rovněž Bergström et al. (2015) zjistili, že dlouhodobé odnosy celkového P z vybraných povodí Švédska (0,1 – 1,9 kg P/ha) byly vyšší v případě jílovitých, resp. odvodněných půd. Nízkou sorpční kapacitu pro P mají také půdy špatně odvodněné nebo s vysokou hladinou podzemní vody a nízkým pH.

Nasycení půd P, resp. riziko vyplavení P, ovlivňuje rovněž historický i současný land-use a management (Delgado a Scalenghe 2008, Madison et al. 2014). Změny land-use ovlivňují transportní cesty a množství odnášených látek, ale s určitým zpožděním na základě infiltrační schopnosti půd a sorpční půdní kapacity (Honisch et al. 2002). Rizikový z hlediska vyplavení je organický P z exkrementů hospodářských zvířat (pastva) nebo z organických hnojiv (hnůj, kejda), který je buď vázaný koloidně, zpřístupňovaný rostlinám mineralizací, nebo obsažený v přístupné rozpuštěné formě (Delgado a Scalenghe 2008). Obě formy jsou vysoce mobilní. Častou aplikací hnoje dochází k akumulaci dostupného P v půdě bez adekvátního zvýšeného čerpání P plodinami (Vanden Nest et al. 2016). Koloidně vázaný P se následně objevuje v povrchovém nebo makropórovém odtoku, rozpuštěný, který není sorbován půdou, snadno prochází i půdní maticí (McGechan a Hooda 2010, Möller a Müller 2012) a byl po aplikaci hnoje identifikován i v drenážních systémech (Hernandez-Ramirez et al. 2011). Riziko spojené s organickým P se týká i zaorávek jetele, vojtěšky či meziplodin, které většinou spadají do období bez nebo s omezenou spotřebou živin porostem, kdy může docházet i k uvolňování P z rostlinných zbytků účinkem mrazu nebo po užití totálního herbicidu (Delgado a Scalenghe 2008, Stenberg et al. 2012, Liu et al. 2013, Madison et al. 2014). Organická hmota rovněž redukuje adsorpční místa pro P v důsledku sorpce organických kyselin na půdní částice a blokuje srážení P do nerozpustných (méně rizikových) forem (Bachmann et al. 2011, Reid et al. 2012, Madison et al. 2014, Vanden Nest et al. 2015), na druhou stranu zvyšuje možnost sorpce RRP a zlepšení půdní struktury.

Kritické zdrojové lokality – charakteristika a metody vymezování

Z předchozího vyplývá, že vysoký eutrofizační potenciál vykazují půdy, resp. enklávy silně nasycené (hnojené) P a náchylné k urychlenému, zejména tzv. saturačnímu, povrchovému a/nebo podpovrchovému odtoku vody a erozi. Lokality s těmito vlastnostmi bývají označovány jako tzv. kritické zdrojové lokality (**Critical Source areas CSA** nebo **Hydrologically Sensitive Areas**), což jsou vedle ploch s výskytem povrchového odtoku půdy mělké, písčité, promyvné nebo těžší (jílovité) odvodněné s výskytem makropórů (Beauchemin et al. 1998).

Hydrologická a hydrochemická role CSA se projevuje zejména v souvislosti s významnými SOE (Delgado a Scalenghe 2008, Reid et al. 2012, Fučík et al. 2014, Smethurst et al. 2014, Ulén et al. 2014). Z CSA pravděpodobně pochází převážná část plošného znečištění P z povodí; např. Sharpley et al. (2009) uvádějí, že 80 % ztrát P pochází z 20 % ploch povodí. Vymezení CSA je důležité pro nastavení optimálního managementu, tzv. Best management practices (BMPs), osvědčených postupů hospodaření, které budou snižovat jejich rizikovost z hlediska vyplavení P a rovněž pro zavádění remediačních opatření (ochranné, tzv. buffer zóny, břehové zóny, sedimentační nádrže a mokřady) v oblastech hydrologicky navazujících na CSA (Sharpley et al. 2015). Tím, že jsou remediační strategie navrhovány pouze do území, ve kterém jejich potenciál má maximální účinnost, jsou i ekonomicky výhodné a akceptovatelné pro hospodařící subjekty. Z hlediska uplatnění BMPs pro omezení vyplavení P z CSA je důležité na jedné straně účelně hospodařit se zdroji P, tj. fosforečnými hnojivy (vč. hnojiv organických), na druhé straně omezovat přílišnou akumulaci a mobilizaci P v půdách a transport P do vod. Míra a rychlost účinnosti BMPs závisí na hydrologické spojitosti území, tj. na geomorfologických a půdních podmínkách, přítomnosti odvodňovacích staveb, vzdálenosti k povrchovému vodnímu útvaru, dále na časových a procesních změnách fosforu, které ovlivňují jeho formu a dostupnost (RRP, PP), a bodových a plošných zdrojích P uvnitř povodí. Po aplikaci BMPs je nutný dlouhodobý monitoring, neboť zpětná vazba BMPs (resp. snížení zdrojů P) na kvalitu vod je závislá na velikosti povodí a může trvat několik let až několik desítek let, než budou zdroje P vyčerpány (Meals et al. 2010). Nelze obecně přenášet účinnost BMPs v polním měřítku na celé povodí (Sharpley et al. 2013).

Vhodnou metodou pro vymezení CSA, která stanovuje, resp. kategorizuje potenciální riziko kontaminace vod P a zároveň je nástrojem pro zmírnění ztrát P do povrchových vod, je **tzv. index fosforu (P-index)** vyvinutý v USA (Lemunyon a Gilber 1993). Tato metoda však není nástrojem pro kvantifikaci ztrát P. P-index propojuje zdrojové faktory P (půdní test P, dávky, distribuce, druhy a způsoby zapravení P hnojiv) a transportní faktory P (eroze, povrchový i podpovrchový odtok, hydrologická spojitost, vzdálenost od toku, topografie území, drenážní systémy)

v detailním plošném rozlišení a v různých simulačních scénářích (klíma, land use, zpracování půdy), které mohou být využity k redukci ztrát P (Hilborn a Stone 2005, Delgado a Scalenghe 2008, Drewry et al. 2011). Pro definování/kalibraci/validaci P-indexu je účelné využít data o kvalitě vody a propojit je s půdními vlastnostmi, odtokovými poměry, osevními postupy, režimy hnojení a způsoby zpracování půdy (Sharpley et al. 2015). P-index v průběhu času doznal značných změn. Vyjádření komplexního působení faktorů na hodnotu P-indexu se postupně vyvíjelo od aditivní struktury po multiplikativní, rozrůstal se počet transportních faktorů, revidovaly se váhy vstupních proměnných a zaváděly se nové BMPs (Sharpley et al. 2003, Reid et al. 2013). Williams et al. (2015) zjistili, že hodnoty P-indexu pro Ohio nejvíce ovlivnily tři proměnné – hydrologická spojitost, potenciál povrchového odtoku a půdní test P, které vysvětlily 78–81 % variability hodnot P-indexu. Reid et al. (2012) a Bergström et al. (2015) poukázaly na zohlednění dvojího účinku drenážních systémů pro účely P-indexu; odvodnění jednak redukuje povrchový odtok a zvyšuje infiltraci, a jednak podporuje transport P pomocí drénů přímým napojením na recipient. P-index užitý v Norsku (Bechmann et al. 2007) je inspirován pensylvánským P-indexem a zohledňuje i bilanci P (množství P aplikované - množství P odvezené ve sklizni). Je zde uvažováno s půdně specifickým povrchovým odtokem modifikovaným svažitostí, přítomností drenážního systému a s podpovrchovým odtokem vyšším z půd s výskytem makropórů (hlína, jíl). Hydrologická spojitost je v norském P-indexu modifikována faktem, zda propojení hydrologické cesty do toku je bez či s travními pásy nebo břehovými ochrannými pásy.

Pro odhad potenciálního vyplavení půdního P do vod slouží různé **indikátory** založené na laboratorních analýzách. K vymezení eutrofizačního rizika spojeného s překročením kritické koncentrace P v roztoku $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ (Breeuwsma a Silva 1992, Nair et al. 2004) byla navržena tzv. půdní zásobní kapacita pro fosfor zohledňující environmentální hledisko (Soil Phosphorus Storage Capacity, SPSC), která zahrnuje rizika z aplikace hnojiv a nízké sorpční kapacity půd (Breeuwsma a Silva 1992). Originální metoda SPSC vychází z obsahu málo krystalických či amorfních forem P, Fe a Al extrahovatelných

oxalátovým roztokem (P_{oxal} , Fe_{oxal} , Al_{oxal}) v minerálních i organických komplexech. Kladné hodnoty SPSC indikují, že půda je schopná P sorbovat, naopak záporné znamenají potenciální eutrofizační riziko. Mezi další indikátory půdní saturace fosforem patří dvě různé formy stupně nasycení P - Degree of Phosphorus Saturation (DPS, van der Zee et al. 1987, Kleinman et al. 2003) a Phosphorus Saturation Ratio (PSR, Maguire a Sims 2002, Nair a Harris 2004) – a dále vodorozpustný P nebo půdní test P (např. Mehlich I, III, Olsen). Půdní testy P kladně korelují s koncentracemi RRP v povrchových a drenážních vodách, jak dokládají některé studie (Madison et al. 2014). Z hlediska rizika vyplavení P je účelné zohlednit i kationtovou výměnnou kapacitu (KVK), která je dobrým indikátorem půdní textury díky citlivosti k množství jílu a organické hmoty (Drewry et al. 2011). $KVK > 10 \text{ cmol.kg}^{-1}$ je žádoucí pro nízké riziko vyplavení P. Na druhou stranu jemně zrnitá půda mívá vyšší povrchový odtok než hrubě zrnitá a také větší riziko tvorby půdních preferenčních cest. Tyto indikátory (viz Materiál, metody) však na rozdíl od jednoznačnosti SPSC environmentální riziko spíše odhadují.

Metoda P-indexu, představená v této metodice, byla kalibrována a validována na základě detailních hydropedologických analýz vybraného odvodněného mikropovodí – pilotní lokality, obsahující jeden půdní blok o dvou dílech, který byl monitorován po celou dobu řešení projektu (březen 2012 – říjen 2015). Plošná distribuce hodnot P-indexu byla konfrontována s indikátory vyplavení P a výsledky kontinuálního monitoringu jakosti a množství drenážních, lyzimetrických (průsakových) a povrchových vod pilotní lokality.

2. Osvědčené postupy pro zmírnění ztrát P ze zemědělských půd

Pro maximalizaci potenciálu BMPs, který spočívá ve snížení akumulace a mobilizace P v půdě CSA, je účelné přizpůsobit jejich výběr specifickým místním podmínkám (Sharpley et al. 2015). Nelze tedy nastavit univerzální strategii, která by omezila určité riziko vyplavení P v různých podmínkách a prostorových měřítcích. Komplex BMPs, účinný na jednom místě, nemusí přinést stejné výsledky v jiném prostředí. Z toho vyplývá, že jednotlivá BMPs mají velká rozpětí účinnosti (tab. 1), a to

právě z důvodu rozmanitosti podmínek daného území (topografie, hydrologie, klima, půda, předchozí land use, velikost a tvar půdních bloků, zdroje P). V každém případě je účelné směřovat BMPs do CSA pro dosažení jejich maximální účinnosti (vč. ekonomické). Sharpley et al. (2015) uvádějí „4R“ pravidlo uplatnění BMPs: správná forma, správný čas, správné místo a správné množství (right form, right time, right place, right amount).

Správný výběr BMPs může mít multiplikativní účinek, tj. vyšší než by odpovídalo pouhému součtu účinků jednotlivých BMPs. Z hlediska geomorfologie lze zobecnit, že ve svažitých oblastech převládají ztráty P půdní erozí povrchovým odtokem (partikulární P), v rovinatých oblastech je hlavním zdrojem znečištění povrchových vod P vyplavovaný přes půdní matici a odvodňovací stavby. Proto je při výběru BMPs nutné rozlišovat mezi půdami náchylnými k erozi a půdami náchylnými k podpovrchovému vyplavení P.

Tabulka 1. Výběr BMPs ke zmírnění rizika vyplavení půdního fosforu do povrchových vod a rozsahy jejich účinnosti (Sharpley et al. 2009).

Opatření	% účinnosti
Dávka podle odběru P plodinami x dávkování nad tuto dávku	15-47
Podpovrchová aplikace vs. povrchová aplikace (naširoko)	8-92
Prizpůsobení se plánu hospodaření s živinami	0-45
Bezorebná technologie vs. konvenční orba	35-70
Krycí plodiny	7-63
Vrstevnicová orba a terasování	30-75
Konverze k trvalým plodinám	75-95
Zamezení vstupu pasených zvířat do vodních toků vs. trvalé intenzivní pasení	32-76
Řízená pastva vs. trvalé intenzivní pasení	0-78
Přerušovací pásy	4-67
Sedimentační nádrže	65
Břehové nárazníky	40-93
Mokřady	0-79

Z hlediska strukturování různých typů BMPs lze vytvořit rámec čtyř systémů (Schoumans et al. 2014):

- 1) *na úrovni zemědělského podniku* (management hnojení, chov hospodářských zvířat, související legislativní požadavky)
- 2) *na úrovni půdního bloku* (potřeba hnojení, zpracování půdy, plodiny)
- 3) *na úrovni krajiny a hydrologického režimu území* (transportní kapacita pro P, ochranné „buffer“ pásy)
- 4) *na úrovni trofie povrchových vod* (odnosy živin do vod)

Ad 1) Opatření na úrovni zemědělského podniku

Aplikace hnojiv by měla být ve shodě s požadavky plodin a půdním testem P, který zohledňuje výsledky předchozího hnojení, čerpání P plodinami a hydrologické podmínky (Schoumans et al. 2014).

Širokořádkové plodiny, plodiny s omezenou distribucí kořenů a plodiny, které rychle reagují na hnojení, zvyšují výnosy a efektivitu využití hnojiv, pokud je hnojivo aplikováno do úzkého pásu podél řádků ve srovnání s plošnou aplikací. Účinnost využití hnojiv je zvýšena správným načasováním (vč. zohlednění předpovědi bezsrážkového počasí) a dělením dávek a způsobem aplikace (hnojení do pásů, podpovrchová aplikace hnojiv, okamžité zapravení hnoje).

Celkový obsah P v krmivech často přesahuje potřeby hospodářských zvířat a jeho redukce je žádoucí pro snížení obsahu P v exkrementech (a následně v aplikovaném hnoji) a ke snížení rizika vyplavení P (Bomans et al. 2005). Např. doporučená hodnota pro dojnice podle National Research Council se pohybuje mezi 0,34-0,36 % P v sušině a veškerý P tuto hranici přesahující je vyloučen v exkrementech. Z krmiv je pro potřeby hospodářských zvířat využito méně jak 30 % P (Sharpley et al. 2015). Snížení obsahu P v exkrementech hospodářských zvířat lze dosáhnout krmením ve shodě s růstovou fází zvířete, přidáním enzymu fytázy do krmiva (drůbež, prasata) pro zvýšení schopnosti trávení fytátu nebo užitím krmiv s nižším obsahem fytátu.

Pokud existuje v rámci podniku přebytek hnoje (resp. P ve hnoji), lze ho prodat, využít v bioplynových stanicích nebo spálit za účelem produkce energie.

Ad 2) Opatření na úrovni půdního bloku

a) hnojení: Účelná aplikace fosforečných hnojiv je stanovena na základě potřeby hnojení a příp. dělenými dávkami, lokalizovaná ke kořenům a s užitím pozvolna působících hnojiv (nemusí však být vhodné z hlediska časového zpřístupňování živin pro plodiny). Celková dávka P v hnojivech by měla mírně přesahovat odnos P v plodinách, aby nedocházelo k nežádoucímu snížení půdního P testu (Bergström et al. 2015). Snížení zdrojů P z organických hnojiv lze dosáhnout tím, že stanovení dávek nebude podle požadavků plodin na N (běžná praxe), ale podle požadavků na P, tzn., že tímto přístupem dojde ke snížení dávek hnoje, kdyby apod. Zapravení hnoje po aplikaci má z hlediska snížení ztrát P závažný význam v jílovitých půdách se sklonem k tvorbě preferenčních cest, zatímco v písčitých půdách jsou ztráty P zmiňovány jako přibližně stejné bez ohledu na to, zda hnůj byl či nebyl zaorán. Zapravení hnoje (i prasečí kejdy) podporuje vazbu labilních forem P na půdní částice a přerušuje kontinuitu preferenčních cest.

b) zpracování půdy: Způsoby zpracování půdy a pěstování plodin mohou představovat účinná opatření pro omezení rizika vyplavení P. Obecně je třeba zvyšovat infiltraci vody (redukce povrchového odtoku a eroze), posilovat odolnost půdy proti rozplavení (zlepšení půdní struktury), chránit povrch půdy proti erozivním účinkům rostlinnými zbytky. Velký potenciál z tohoto hlediska představují bezorebné systémy s ponecháním rostlinných zbytků na povrchu půdy a s přímým setím do nezpracované půdy (do mulče, strniště), dále systémy s minimálním zpracováním půdy a vrstevnicové obdělávání půdy a terasování, které omezují ztráty zejména PP vodní erozí především na svažitých, prachovitých, hlinitojílových i jílovitých půdách s nízkým obsahem půdní organické hmoty (Sharpley et al. 2015). Tyto systémy je vhodné využít pro založení porostů v oblastech, kde zimní období představuje vysoké riziko ztrát P; případně lze provést orbu až na jaře (s výjimkou těžkých jílovitých půd, kde jarní orba zhoršuje půdní strukturu ve srovnání s orbou podzimní).

Ponechané rostlinné zbytky mají kladný vliv na biologickou aktivitu, stabilitu půdních agregátů a obsah půdní organické hmoty. Avšak jejich akumulace na půdním povrchu zvyšuje obsah rozpuštěného P v povrchových vrstvách půdy s rizikem vyplavení P povrchovým odtokem, preferenčními cestami či trubkovou drenáží. Půdoochranné technologie téměř neredukují podpovrchový (hypodermický) odtok, který může být velmi významný v oblastech s preferenčními cestami, půdami náchylnými k tvorbě trhlin a prasklin (jílovité půdy) a s nepropustnou jílovou vrstvou, půdami odvodněnými a s nízkou sorpční kapacitou pro P. Konvenční orba způsobuje zvýšení rizika mobilizace půdních částic (tj. povrchového odtoku a odnosu PP), na druhé straně však může narušit preferenční cesty, omezit transport půdních částic a rozpuštěných látek a díky míchání půdních vrstev s různým obsahem P odstraňuje vertikální stratifikaci půdního profilu, čímž dochází k sorpci P na méně sorbované částice ze spodních vrstev a snížení podpovrchového odnosu P (Smith et al. 2007, Kleinman et al. 2011). Periodické provedení orby v rámci půdoochranných technologií je vhodným kompromisem mezi povrchovým a podpovrchovým odnosem P. Partikulární P v erodovaných půdních částicích může být v delším časovém měřítku uvolňován do rozpuštěných forem s eutrofizačním účinkem.

Půdoochranné systémy mohou svým protierozním účinkem na jedné straně snížit odnos PP, ale na straně druhé zvýšit odnos RRP (saturovaná povrchová vrstva, nízká sorpční kapacita). Např. Smith et al. (2015) zjistili, že bezorebný systém snížil sice vyplavení celkového P o 223 g/ha, na druhou stranu však vyplavení rozpuštěného P bylo dvojnásobné ve srovnání s půdou zpracovanou před setím kukuřice. Půdoochranné systémy jsou tedy účelné zejména na pozemcích ohrožených vodní erozí. Je třeba vždy najít rovnováhu mezi redukcí PP vodní erozí a zvýšením rizika ztrát RRP.

c) vegetační pokryv: Vegetační pokryv snižuje ztráty P povrchovým i podpovrchovým odtokem tím, že přímo chrání povrch půdy před destruktivním působením dopadajících dešťových kapek a zpomaluje rychlost povrchového odtoku nebo nepřímo působí na půdní vlastnosti, zejména na pórovitost a propustnost, včetně omezení možnosti zanášení pórů jemnými půdními částicemi a mechanickým zpevněním půdy

kořenovým systémem. Čím je pokryv hustší a kryje povrch půdy po delší dobu, tím účinnější je z hlediska omezení vyplavení P. Tudiž pěstování úzkořádkových plodin, ozimů, pícnin na orné půdě, meziplodin a krycích plodin je z hlediska vyplavení P účinnější než pěstování širokořádkových plodin nebo ponechání černého úhoru. Pěstování meziplodin je však uváděno jako opatření s nejednoznačným vlivem na vyplavování P. V severských státech Evropy je považováno za rizikové z důvodu vyššího uvolňování organického P následkem opakujících se period mrazu a tání a ztráty P mohou být vyšší než na pozemku s ponechaným strništěm (Bechmann et al. 2005). Vanden Nest et al. (2014) uvádějí nižší vyplavení P s pěstováním meziplodin ve srovnání v černém úhorech (díky imobilizaci P). Rovněž Schoumans et al. (2014) zmiňují rozporuplné působení meziplodin jejich příjmem rozpuštěného P na jedné straně, avšak na straně druhé je adekvátní množství P poutaného povrchy půdních částic zpětně do půdního roztoku desorbováno. Snížení vyplavení rozpuštěného P může být dosaženo pouze dlouhodobým pěstováním meziplodin. Naopak z hlediska čerpání N je jejich účinek jednoznačný (příjem N kořeny). Na erozi však mají meziplodiny jednoznačně kladný (snížující) vliv.

Účinné zachycení erodovaných částecí lze realizovat pomocí zatravněných pásů v drahách soustředěného odtoku nebo pomocí ochranných zatravněných pásů přerušujících odtokové linie v kombinaci s vrstevnicovou orbou. Účelné však je navrhování a realizace zatravněných pásů na základě reliéfu terénu, velikosti půdních bloků a délek svahů (tj. ne fixních, Dahlke et al. 2012).

Li et al. (2011) uvádějí jako další možnost retence P v půdě pěstování plodin účinně využívajících P z půdy z hlubších vrstev a méně rozpustných forem (např. bobovitě). Rovněž šlechtění plodin pro vyšší vnitřní účinnost využití P představuje potenciál pro lepší využití P v pěstebních systémech (Sharpley et al. 2015).

d) vápnění: Vápnění jílovitých půd podporuje pórovitost a stabilitu půdní struktury (půdních agregátů) a tím posiluje odolnost půdy proti vodní erozi při SOE a omezuje vyplavení zejména PP, rovněž má pozitivní vazbu na výnosy (Bergström et al. 2015, Sharpley et al. 2015).

Ad 3) Opatření na úrovni krajiny a hydrologického režimu území

Redukce plošného zemědělského znečištění neoddělitelně souvisí s hydrografií v povodí, a to zejména v souvislosti s ukládáním a zachycením vody, sedimentů a živin uvnitř ochranných „buffer“ zón podél vodních toků, příjmem vody a rozpuštěných živin vegetací a biotou, biogeochemickou transformací a ředěním podzemní vodou, které mají za následek snížení/změnu povrchového odtoku a/nebo podpovrchového odtoku. Povrchový odtok může být snížen vsakovacími systémy (příkopy), zatravněnými pásy a sedimentačními nádržkami.

Podpovrchový odtok, který způsobuje odnos živin hlavně v rovinnatých oblastech s vysokou hladinou pozemní vody, může být v některých případech redukován odstraněním záchytných příkopů nebo zhoršením jejich funkce, čímž dojde i ke zlepšení kvality vody. Efektivnost těchto opatření je vyhodnocena především hydrologickým modelováním.

Správně řízenou pastvou lze dosáhnout rovněž snížení vyplavení P (ohradníky bránící vstupu do vodních toků, umístěné min. 1-3 m od břehové čáry, přesouvání napájecích míst a příkrmíšť, lávky přes vodní tok apod.). Břehové zóny (vegetační ochranné pásy, mokřady, vlhké louky) mají především sedimentační účinek.

Ad 4) Opatření na úrovni trofie povrchových vod

Tato opatření zahrnují obnovu (příp. údržbu) jezer a nivních a záplavových oblastí a obnovu, výstavbu a údržbu mokřadů s cílem zlepšit kvalitu tekoucích vod. Zadržení (retence) sedimentů a PP v povrchových vodách probíhá na základě sedimentace a sorpce a zvyšuje se úměrně s dobou zdržení vody ve vodním útvaru. V jezerech může být pomocí inaktivační techniky (srážení pomocí Fe, Al nebo Ca) zpomalen uvolňování P ze sedimentů. Mokřady efektivně konvertují v anaerobních podmínkách PP do trvalých/udržitelných zdrojů rozpuštěného a biodostupného P, a to sezónním uvolňováním RRP redukčním rozpouštěním sloučenin železa (Sharpley et al. 2013). Výstavba mokřadů probíhá buď v malých příkopech, v návaznosti na malé vodní toky, v lokálních nivních depresích, na patách svahů, pokud je to možné v návaznosti na drenážní výust'. Pro severské státy je roční retence v mokřadech cca 1-50 g P/m², účinnost se pohybuje v rozpětí 1-88% pro

celkový P a -19-89 % pro RRP a je závislá na poměru plochy mokřadů vůči celkové ploše povodí, době zdržení vody, řešení obtoku velkých vod a rovněž ke stáří mokřadu (životnost mokřadů se pohybuje mezi 10-50 roky) a jeho údržbě.

V praxi jsou opatření zpravidla navrhována a realizována v kombinacích, resp. souborech. Jako příklad účinného komplexu BMPs, který snížil vyplavení P, lze uvést pěstování ozimů a píce plodin na orné půdě, nižší zatížení pastvin hospodářskými zvířaty a nižší dávky hnoje, především na podzim. Dále pozitivní vliv na ztráty P mělo vápnění podporující strukturu (snížení vyplavení celkového P o 39 – 50 %), výstavba mokřadů (snížení vyplavení P o 36 %) a zapravení kejdy prasat ve srovnání s povrchovou aplikací (snížení vyplavení P o 50 %) (Bergström et al. 2015).

Podmínky hospodaření vázané na poskytování dotačních titulů v České republice

V České republice je vyplácení zemědělských přímých podpor, některých podpor Programu rozvoje venkova a některých podpor v rámci společné organizace trhu s vínem podmíněno v rámci tzv. kontroly podmíněnosti (Cross compliance) plněním Povinných požadavků hospodaření a standardů udržování půdy v Dobrém zemědělském a environmentálním stavu (DZES 1-7). DZES zajišťují zemědělské hospodaření ve shodě s ochranou životního prostředí (v rámci tématických okruhů voda, půda a zásoby uhlíku, krajina, minimální úroveň péče) a jsou definovány v nařízení vlády č. 309/2014 Sb., o stanovení důsledků porušení podmíněnosti poskytování některých zemědělských podpor.

Podmínky pro zachování DZES půdy jsou řešeny v rámci sedmi standardů:

1. ochranných pásů podél vodních toků
2. zavlažovacích soustav
3. ochrany podzemních vod před znečištěním
4. minimálního pokryvu půdy
5. minimální úrovně obhospodařování půdy k omezování eroze

6. zachování úrovně organických složek půdy, včetně zákazu vypalování strnišť
7. zachování krajinných prvků a opatření proti invazním druhům rostlin

Žádné z těchto opatření není cíleně směřováno na snižování rizika vyplavení fosforu, nicméně DZES 4 a 5 jsou cíleny na snížení erozních smyvů. DZES 4 působí proti vodní erozi, omezuje povrchový odtok vody a zvyšuje retenci vody tím, že na pozemcích se sklonitostí přesahující 5° zajišťuje ponechání strniště, podmítnutého strniště a pěstování mezipločin. DZES 5 ukládá v rámci protierozních opatření na mírně erozně ohrožených pozemcích dodržovat pěstování erozně nebezpečných plodin s využitím půdoochranných technologií (bezorebné setí, setí/sázení do mulče, mělké podmínky, do ochranné plodiny, do podsevu, pokrytí povrchu půdy rostlinnými zbytky). Na silně erozně ohrožených pozemcích nelze erozně nebezpečné plodiny pěstovat vůbec (tj. kukuřice, brambory, řepa, bob setý, sója, slunečnice a čirok). Porosty ostatních obilnin a řepky olejné jsou na silně erozně ohrožených pozemcích pěstovány s využitím půdoochranných technologií.

3. Materiál, metody

3.1 Popis pilotní plochy, prováděné aktivity

Pro účely metodiky byly použity údaje o kvalitě půdních vod (lyzimetry, sukční kelímky), drenážních vod, půdních parametrech/indikátorech a odnosu fosforu plodinami z **pilotní lokality**, tj. z půdního bloku s ornou půdou o výměře 34,50 ha obhospodařovaného Agropodnikem Košetice a.s. (č. PB 1801/4), který se nachází jihozápadně od Košetice (obr. 1) a na kterém byly mezi lety 2012 - 2015 testovány různé druhy plodin s variantním hnojením (tab. 2 a 3) a sledováno množství a jakost vod.

Z hlediska erozní ohroženosti byla značná část výměry pozemku považována za neohroženou (32,15 ha) a menší část pozemku za mírně erozně ohroženou (2,35 ha). Průměrná sklonitost je 2,5° a maximální délka odtokové linie 622 m. Na základě podrobného pedologického průzkumu a zrnitostních analýz bylo vymezeno zastoupení jednotlivých

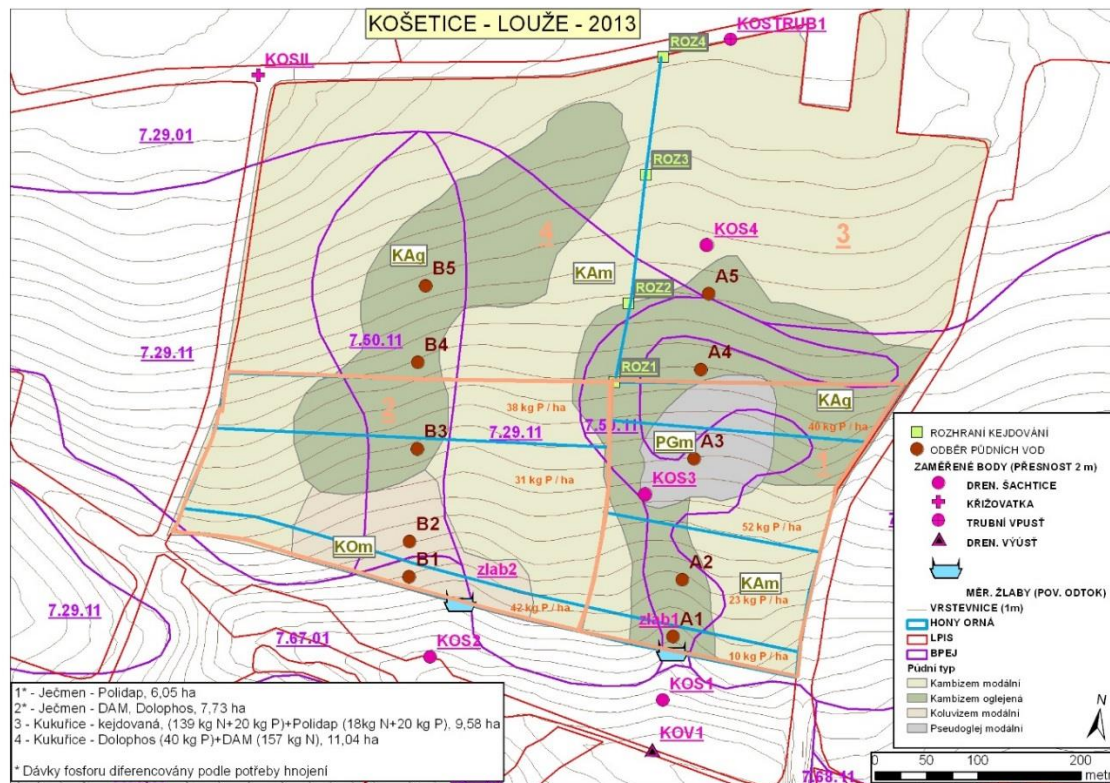
půdních typů a druhů (obr. 1, tab. 3). Převažujícím půdním typem byla kambizem modální, a v terénních depresích se vyskytující kambizem oglejená (mírné až středně výrazné znaky mramorování v půdním profilu) a pseudoglej modální (periodické provlhčení půdního profilu, hlavní půdotvorné procesy oglejení a illimerizace). V jihozápadní části pozemku byla prokázána koluvizem modální, která vznikla akumulací erozních smyvů z vyšší části pozemku. V roce 1963 zde byla vybudována (dosud fungující) stavba drenážního odvodnění s dvěma drenážními skupinami (obr. 2), které jsou vyústěny do recipientu vzdáleného od jižní hranice pozemku 70 - 100 m. Vymezení dvou pokusných variant bylo plošně závislé na uložení drenážních skupin, do kterých byla jímána voda z hydrologicky návazného území vyúsťující do drenážních šachtic KOS 1 a KOS 2 (obr. 1).

Výnosy suché hmoty pěstovaných plodin byly zjišťovány odděleně podle pokusných variant; na každé z nich byla vymezena linie 5 odběrových bodů (A1-5, B1-5, obr. 1). Linie A (1-5) se vyznačovala vyšší hydrologickou spojitostí, což dokládá i výskyt pseudogleje modálního na této linii. Hydrologická spojitost linie B (1-5) byla nižší (kap. 4.4). Z obou linií byly na všech 5 odběrných bodech z hloubky 0-30 cm a 30 – 60 cm několikrát během roku (3-4 x) odebrány půdní vzorky pro stanovení fyzikálních a chemických půdních vlastností (pH/KCl, zrnitost, obsah organického uhlíku C_{ox} , vodorozpuštěného fosforu P_{vod} , obsahy amorfních forem P, Al a Fe - P_{oxal} , Al_{oxal} , Fe_{oxal} , přístupný P extrahovaný octanem amonným P_{KVK} , obsah přístupného P podle Mehlicha III, kationtová výměnná kapacita KVK), z kterých dále byly počítány různé indikátory vyplavení P. Půdní vzorky byly odebírány v intervalech tak, aby byla zachycena situace před a po aplikaci hnojiv a následně změna obsahu přístupného P v půdě v průběhu/na konci vegetační sezóny.

Na všech odběrných místech bylo odebíráno 8 kusů kukuřice, příp. obilné snopky z 3 x 0,5 m nebo 4 x 0,25 m² jetelotravní směsi pro stanovení výnosu zelené a suché hmoty, obsahu a odnosu celkového P s přepočtením na 1 hektar ideálního výsevu. Na základě rozdílu mezi množstvím P aplikovaným v hnojivech a odběrem P plodinami byla pro pilotní lokalitu stanovena tzv. bilance fosforu za dané období.

Na čtyřech z pěti odběrných míst byly ve vegetačních obdobích v obou liniích instalovány vždy dva malé drenážní lyzimetry (obr. 3) a jeden sukční kelímek pro jímání půdní vody. Lyzimetry byly určeny pouze pro sběr nekapilární (gravitační) půdní vody, tzn., že voda jimi procházela volně, ovlivňována pouze gravitačními silami, včetně vody z preferenčních cest. Lyzimetr se skládal ze zásobní nádržky s utěsněnou nálevkou vystlanou geotextílií a ze svislé plastové trubičky pro vysávání vody. Objem nálevky byl vyplněn granitovým šterkem. Při zpětném ukládání půdy bylo dodrženo její původní vrstvení. Sukční kelímky byly instalovány za účelem sběru kapilární vody z půdní matrice, pomocí vakuové pumpy byl nastaven negativní tlak 50 kPa, který překonával kapilární půdní síly. Obě zařízení byla instalována do hloubky 40 cm. Rovněž byla odebírána voda z drenážních šachtic (KOS 1, KOS 2, obr. 1), do kterých byly vyústěny drenážní skupiny. Ve všech vzorcích vody pravidelně odebíraných 1x za 14 dní byly stanovovány obsahy dusičnanů, RRP a celkového P. V drenážních šachticích KOS 1 a KOS 2 byly nainstalovány měrné přelivy, ultrazvukové sondy na měření výšky hladiny a průtoků vody a čidla na měření teploty vody a vzduchu. Údaje byly v desetiminutových intervalech ukládány do měřicí stanice. Obě šachtice byly také vybaveny automatickými přenosnými vzorkovači vody (ISCO Compact) s 24 půllitrovými lahvemi pro odběr vzorků při významných SOE. Ze vzorků odebraných během SOE (max. 24) bylo vybráno cca 6-8 vzorků s podrobnějším zachycením vzestupné větve hydrogramu (3-4) a ojedinělými vzorky z poklesové větve hydrografu (cca 2 vzorky). Jeden vzorek byl také odebrán při maximálním průtoku.

Na morfologicky spodní hranici pozemku (v závěru lokálních údolnic) byl na každé z pokusných variant pozemku instalován měrný žlab pro kontinuální měření množství povrchového odtoku pomocí hladinoměrného ultrazvukového čidla a pro jímání vzorků vody. Žlaby byly lichoběžníkové, s plochým dnem a široce otevřené proti svahu a naopak zúžené na konci výusti (obr. 4). Z boku byly opatřeny deseti odběrnými výškově odstupňovanými otvory, na které byly napojeny silikonové hadičky ústící odděleně samospádem do sběrných PE nádob.



Obrázek 1. Pilotní lokalita v r. 2013 s vyznačenými způsoby hospodaření (1-4) a půdními typy. Odběrná místa A1-5 tvoří linii A, B1-5 linii B; KOS 1, KOS 2 - drenážní šachty; zlab 1, zlab 2 - měrné žlaby.

Tabulka 2. Přehled plodin a dávek hnojení (N, P v kg/ha) na pilotní lokalitě (2012 – 2015).

Rok	Plodiny	díly půdního bloku <u>1</u> a <u>3</u> na obr. 1, tzv. linie A	díly půdního bloku č. <u>2</u> a <u>4</u> na obr. 1, tzv. linie B
2012	Ječmen jarní	Polidap (27 N+30 P)	DAM (27 N), Fosmag (30 P)
	Brambory	NP 20-20 (60 N+26 P)	NP 20-20 (60 N+26 P)
	Kukuřice	Kejda (105 N+25 P), Polidap (18 N+20 P)	DAM (123 N), Fosmag (45 P)
2013	Ječmen jarní	Polidap (9-46 N+10 -52 P*)	Dolophos, DAM (33 N+31-42 P*)
	Kukuřice	Kejda (139 N+20 P), Polidap (18 N+20 P)	DAM (157 N), Dolophos (40 P)
2014	oves, hrách, JTS	-	-
	Ječmen jarní	Polidap (10 N+10 P)	Polidap (10 N+10 P)
2015	Jetel luční	-	-
	Kukuřice	DAM, Polidap (182 N+29 P)	Kejda (149 N+24 P), Polidap (17 N+19 P)

*Hnojeno variabilně na základě potřeby hnojení

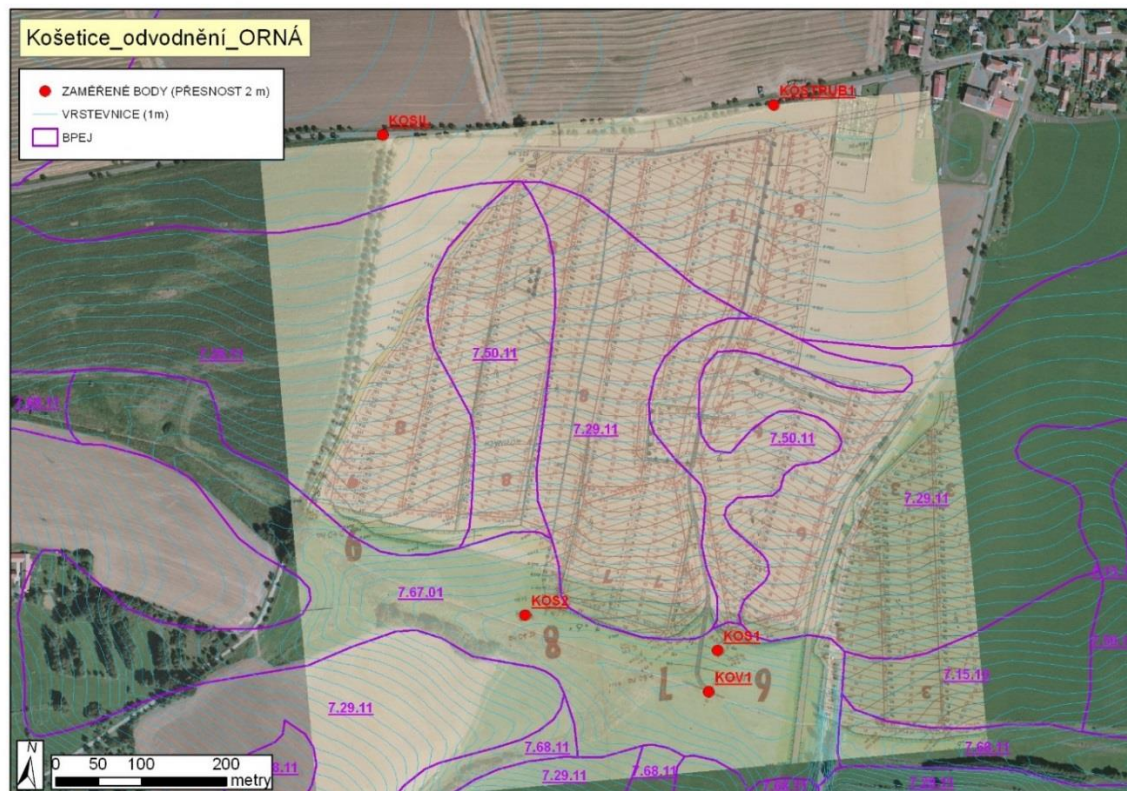
Tabulka 3. Půdní typy a druhy, vážené koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu a celkového P (mg/l) v lyzimetrech a sukčních kelímcích na odběrných místech pilotní lokality (2012 – 2015). Odběrná místa A1-5 tvoří linii A, B1-5 linii B (obr. 1).

Odběrná místa	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
Půdní typ	KAg	KAg	PGm	KAg	KAg	KOm	KOm	KAg	KAg	KAg
Půdní druh 0-30 cm	ph	ph-h	ph-h	ph-h	ph-h	ph-h	ph-h	ph	ph	h
Půdní druh 30-60 cm	ph-h	ph-h	h	ph-h	ph-h	ph-h	hp-ph	hp	hp	hp-h
Lyzimetry RRP	0,134	n	0,075	0,108	0,062	0,077	n	0,182	0,074	0,025
Lyzimetry P-celk.	0,230	n	0,146	0,203	0,178	0,151	n	0,256	0,181	0,098
Sukční kelímky RRP	0,114	n	0,022	0,071	0,067	0,028	n	0,021	0,111	0,111
Sukční kelímky P-celk.	0,151	n	0,060	0,105	0,100	0,064	n	0,056	0,146	0,165

KAg – kambizem oglejená, PGm – pseudoglej modální, KOm – koluvizem modální

ph – půda písčitohlinitá, h – půda hlinitá, hp – půda hlinitopísčitá

n - nebyly instalovány



Obrázek 2. Rozložení drenážních skupin na pilotní lokalitě s vyznačením sledovaných drenážních šachtic KOS 1 a KOS 2 (rektifikace)



Obrázek 3. Drenážní lyzimetr použitý k jímání půdních vod.



Obrázek 4. Měrný žlab pro měření a vzorkování povrchového odtoku

3.2 Laboratorní rozborů (půda, voda, rostlinná biomasa)

Fosfor vázaný na málo strukturované nebo amorfní formy Fe a Al (P_{oxal}) byl extrahován v oxalátovém pufru o pH 3 (Buurman et al. 1996). Fosforečnany byly ve výluhu změřeny na průtokovém automatickém fotometru Skalar a Fe_{oxal} a Al_{oxal} na atomovém absorpčním spektrometru.

Fosfor vodorozpustný (P_{vod}) byl stanoven fotometricky na průtokovém automatickém fotometru Skalar po 10 minutové extrakci (třepání) destilovanou vodou (1:5 - w/V).

Přístupný fosfor dle Mehliche III (P_{Meh}) byl stanoven po extrakci kyselým roztokem, který obsahuje fluorid amonný, dusičnan amonný a EDTA (kyselina etylendiaminotetraoctová), kyselinu dusičnou a octovou a jeho koncentrace změřena na přístroji ICP-AES.

Stupeň nasycení fosforem (Degree of phosphorus saturation, **DPS**) byl vztažen k podílu $\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}}$ se schopností **sorbovat P** (%; van der Zee a Van Riemsdijk 1988, Breeuwsma et al. 1995, Schoumans 2000):

$\text{DPS} = (\text{P}_{\text{oxal}}/\text{PSC}) \times 100$, kde PSC je celková sorpční kapacita pro P (phosphorus sorption capacity, mmol/kg) závisající na obsahu jílovitých složek, organických látek, obsahu Al, Fe, Ca a pH:

$\text{PSC} = \text{PSCr} + \text{P}_{\text{oxal}}$, kde PSCr je zbytková sorpční kapacita pro P (remaining phosphorus sorption capacity):

$\text{PSCr} = 2,75 \times \text{Fr}$, kde Fr je experimentálně stanovená sorpční kapacita pomocí standardizované jednobodové krátkodobé izotermní metody (Bache a Williams 1971): Do 100 ml PE lahvíček se naváží 3 g vzorku (jemnozem I), přidá se 60 ml roztoku KH_2PO_4 roztoku obsahujícího 75 mg P/l v 0,01M CaCl_2 (roztok 3) a několik kapek chloroformu a třepe se 18 hodin. Poté se vzorky zfiltrují (Whatman 602) a měří se kolorimetricky zbytkový P. Sorbovaný fosfor Fr se vypočítá jako rozdíl mezi přidaným P (75mg/l) a zbytkovým P v roztoku. Násobení faktorem 2,75 bylo použito pro dosažení shody s dlouhodobou (252 denní) sorpční kapacitou pro P, která lépe odpovídá skutečným půdním podmínkám (Maguire et al. 2001).

Z PSC lze vypočítat faktor α určující podíl obsahu Fe_{oxal} a Al_{oxal} , který může potenciálně sorbovat P:

$$\alpha = \frac{\text{PSC}}{\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}}}$$

PSC lze pak také vyjádřit: $\text{PSC} = \alpha (\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}})$

a následně DPS (%): $\text{DPS} = \alpha \frac{\text{P}_{\text{oxal}}}{(\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}})} \times 100$

Stupeň nasycení fosforem vztažený k celkovému obsahu $\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}}$ (Phosphorus saturation ratio **PSR**, %):

$$\text{PSR} = \text{P}_{\text{oxal}} / (\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}}) \times 100$$

Půdní zásobní kapacita pro fosfor (soil phosphorus storage capacity **SPSC**) **zohledňující environmentální hledisko** indikuje schopnost půdy sorbovat (kladná SPSC)/desorbovat (záporná SPSC) P (Chrysostome et al. 2007, Chakraborty et al. 2011):

$$\text{SPSC} = (\text{prahová PSR} - \text{PSR}) \times (\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}}),$$

kde prahová PSR (tzv. „change point”) je odvozená na základě vztahu mezi P_{vod} a PSR a odpovídá náhlému (zlomovému) zvýšení P_{vod} se zvyšujícím se PSR. Prahovou PSR lze tudíž využít pro odvození potenciální zvýšené ztráty P z půd, resp. rizika eutrofizace, neboť po přesažení prahové PSR jakýkoliv přídavek P výrazně zvyšuje riziko ztrát P

povrchovým odtokem nebo vyplavením. Na tomto principu byla prahová PSR odvozena podle Chakraborty et al. (2011) následujícím postupem: Do 8 zvážených (bez víčka) 100 ml PE lahvíček bylo naváženo 4g vzorku, přidáno 60 ml KH_2PO_4 o koncentraci 0-900 mg P/kg a třepáno 24 hodin. Poté ponecháno 1 hodinu usadit a zfiltrováno přes hustý filtr (modrá páska) a změřeno množství P. Z rozdílu přidaného P a P v roztoku bylo zjištěno množství P sorbovaného půdou. Ke zbylé usazenině přidáno 40 ml destilované vody, třepáno 1 hodinu, zfiltrováno (hustý filtr) a ve filtrátu stanoven P. Z grafického znázornění sorbovaného P a P ve filtrátu byl odvozen „change point“.

Výměnné pH bylo stanoveno potenciometricky v suspenzi půda v 0,2 M KCl (1:2,5 w/V) (Zbíral 2010).

Obsah organického uhlíku (C_{ox}) byl stanoven oxidací kyselinou chromovou za nadbytku kyseliny sírové při zvýšené teplotě a následnou jodometrickou titrací (modifikace ISO 14235 :1998).

KVK a **P_{KVK}** byly stanoveny po extrakci půd v roztoku 0,5M octanu amonného a 0,005M fluoridu amonného při neutrálním pH v poměru půda:roztok 1:20 (Matula, 2007) přístrojem ICP, který detekuje celkový rozpustný P a rovněž kolorimetrií redukované fosfomolybdenanové modři na průtokovém automatickém fotometru Skalar. Rozdíl obou stanovení představuje podíl organického rozpustného P.

Zrnitostní složení bylo stanoveno pipetovací metodou po sedimentaci ve válci (ISO 11277).

Obsah RRP ve formě ortofosforečnanů (P-PO_4) a celkového P ve vodě byly stanoveny fotometricky na průtokovém fotometru Skalar. Celkový P byl převeden na P-PO_4 UV digescí.

Obsah živin v **rostlinné biomase** byl stanoven po usušení a rozemletí vzorků. **Obsah P** byl stanoven po mineralizaci v kyselině dusičné a peroxidu vodíku v mikrovlnném zařízení MLS 1200. Pro stanovení **obsahu dusíku** byly vzorky mineralizovány v kyselině sírové s přikapávaným peroxidem dusíku na horké plotně. Obsah P v mineralizátu byl stanoven na ICP-OES a obsah dusíku byl analyzována kolorimetricky na průtokovém fotometru Skalar.

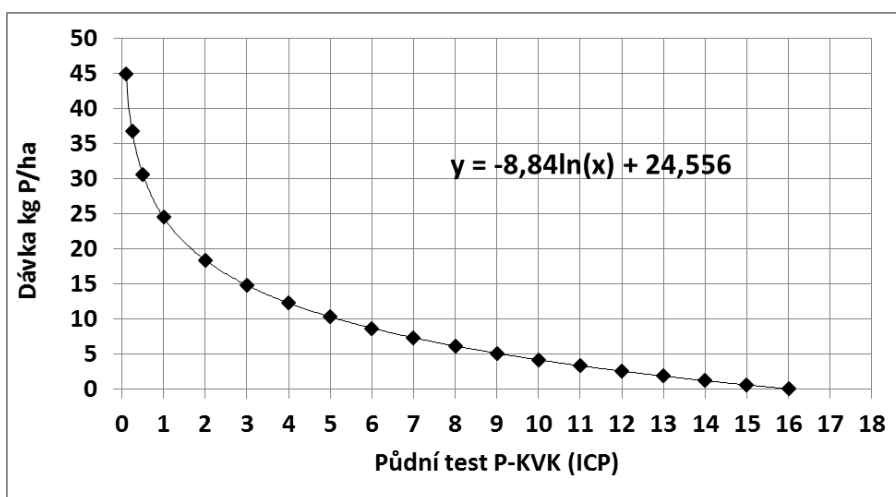
3.3 Balance P, potřeba hnojení P

Bilanci fosforu lze v zemědělském podniku zjišťovat rozdíl mezi množstvím P aplikovaným v hnojivech a množstvím P odebraném

plodinami za dané období. Pro bilanci P v podniku jsou podstatné údaje o sklizených plodinách, výměrách, na kterých byly pěstovány, hlavních i vedlejších výnosech sklizených plodin. Dále je třeba zahrnout údaje o hnojení minerálními a statkovými hnojivy. Pro propočet bilance plodin a průměrných odběrů P jednotlivými plodinami byly využity normativy dle certifikované metodiky Klír a kol. (2007). Pro propočet bilance statkových hnojiv byly využity normativy vyhl. č. 377/ 2013 Sb. (příl. 3). Pro bilanci P nejsou uvažovány meziplodiny jako zelené hnojení, protože jsou zaorány a jimi odebraný P se vrací zpět do půdy. Posklizňové zbytky ponechané na poli nejsou také v bilanci uvažovány a podobně jako zelené hnojení se vrací zpět do půdy.

Bilance P byla rovněž zjištěna pro pilotní lokalitu, a to na základě množství P aplikovaném v hnojivech a odběru P plodinami. Obsahy P v plodinách a kejdě byly stanoveny laboratorně.

Potřeba hnojení P na pilotní lokalitě byla vypočtena podle Matuly (2007) na základě základních půdních charakteristik (zrnitost, KVK, obsah Cox) a naměřených obsahů PKVK (graf 1). Potřeba hnojení P je tedy platná pouze pro pilotní lokalitu. Při posuzování dostatečnosti půdní zásoby P přístrojem ICP-OES by se průměrné hodnoty PKVK měly pohybovat od 5 do max. 16,5 mg P/kg. Z hlediska praktičnosti je vhodné stanovit minimální dávku hnojení fosforem na 10 kg P/ha (23,25 kg P₂O₅/ha).



Graf 1. Stanovení potřeby hnojení P na pilotní lokalitě

3.4 Separace odtoku, koncentrace a odnos P v drenážních vodách

Pro hodnocení koncentrací a odnosů P v drenážních vodách byla použita základní popisná statistika, jednoduchá regresní analýza, jednofaktorová analýza rozptylu ANOVA (Kruskall-Wallisův test) a vícefaktorová ANOVA (s kovariátou “průtok”) pomocí nástrojů MS Excel a Statgraphic Centurion XV Professional. Vzhledem k faktu, že obě drenážní skupiny pilotní lokality se vyznačovaly rozdílnou velikostí a složením odtoku, byly zjištěné koncentrace přepočítány na tzv. *průtokově vážené měsíční koncentrace* (C_{fw}) dle vzorce (Fučík et al. 2010):

$$C_{fw} = \frac{\sum (C_i * Q_i)}{\sum Q_i}$$

kde, C_{fw} je průtokem vážená koncentrace, C_i je koncentrace během i – tého odběru, Q_i průtok koncentrace během i – tého odběru.

Pro zjištění zastoupení jednotlivých složek odtoku byla provedena separace odtoku na tři složky za pomoci digitálních filtrů Grayson a Nathan - Mc Mahon (separují základní odtok) a početních metod MPGM a GROUND (separují přímý odtok). Podíl podpovrchového (hypodermického) odtoku byl získán odečtením základního odtoku (průměr Grayson a Nathan - McMahon) od výsledku separace získaného metodami MPGM a GROUND. Metody jsou uvedeny v publikacích Doležal et al. (2001) a Kulhavý et al. (2001).

4. Výsledky

4.1 Zásoba půdního P na pilotní lokalitě

Jak již bylo uvedeno, zásoba P_{KVK} mezi 5 a 16,5 mg P/kg půdy je přijatelná pro růst rostlin a zároveň riziko vyplavení P do vod se snižuje na minimální míru. Maximální hodnotu P_{Meh} z hlediska přijatelného rizika vyplavení P do vod doporučil Matula (2012) na 90 mg P/kg (ICP). Vzhledem k analytickým možnostem stanovení P metodou Mehlich III nelze stanovit minimální hranici pro obsah P v půdě.

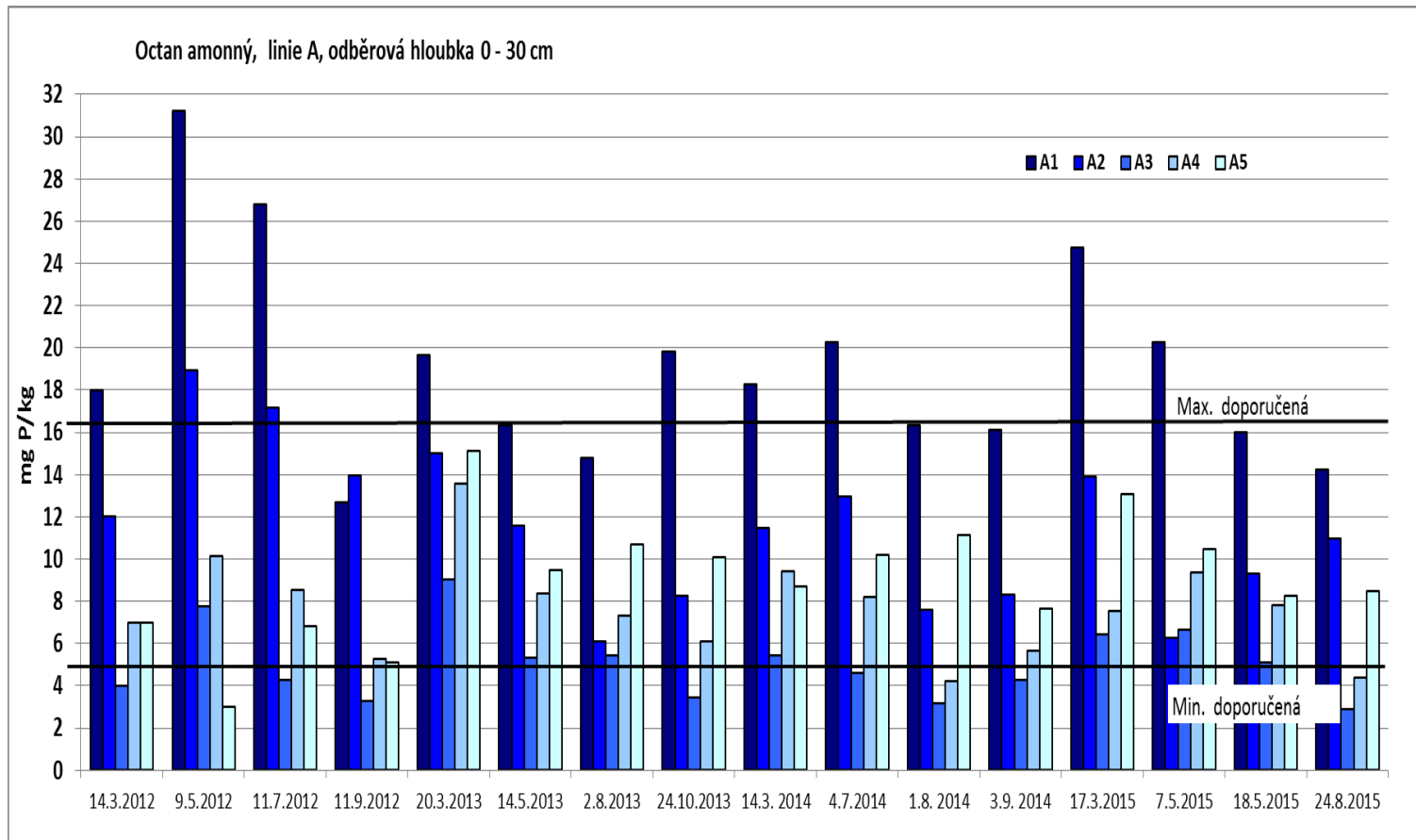
Na pilotní lokalitě byly prokázány rozdíly mezi obsahem P v různých úrovních svažitého terénu a zvláště přímo na linii A se zřejmou soustředěnou dráhou odtoku. Na linii A byla po celou dobu sledování (2012-2015) pozorována akumulace P v níže položených částech daného půdního bloku (grafy 2 a 3), a to převážně vyšší než je doporučený obsah P v půdě podle Matuly (2012). Vyšší obsahy P v půdě v odběrných místech A1, příp. A2 souvisely s pohybem a akumulací P v důsledku vyšší hydraulické spojitosti linie A ve srovnání s linií B (grafy 4 a 5). Hydraulická spojitost byla dána půdními typy spjatými s výskytem periodického převlhčení (pseudoglej modální, kambizem oglejená), čímž docházelo k významnému pohybu směrem dolů po svahu, a tím i vyššímu riziku vyplavení P. V důsledku toho část P pak nebyla přijata pěstovanými plodinami. V daném případě je na místě upravit způsob hnojení a zacílit celkovou dávku do vyšších částí svahu a ve spodní části (25-50 m od spodní hranice pole) omezit nebo vynechat hnojení P při současné pravidelné kontrole výživného stavu půd. Podle výživného stavu půd ve vyšších částech daného půdního bloku a předpokládané potřebě P u daných plodin lze buď hnojiva (zejména minerální) ušetřit, nebo distribuovat ušetřené hnojivo na horní části pozemku. Toto opatření předpokládá diferencované hnojení v rámci daného půdního bloku.

4.2 Využití fosforečných hnojiv s dlouhodobým účinkem

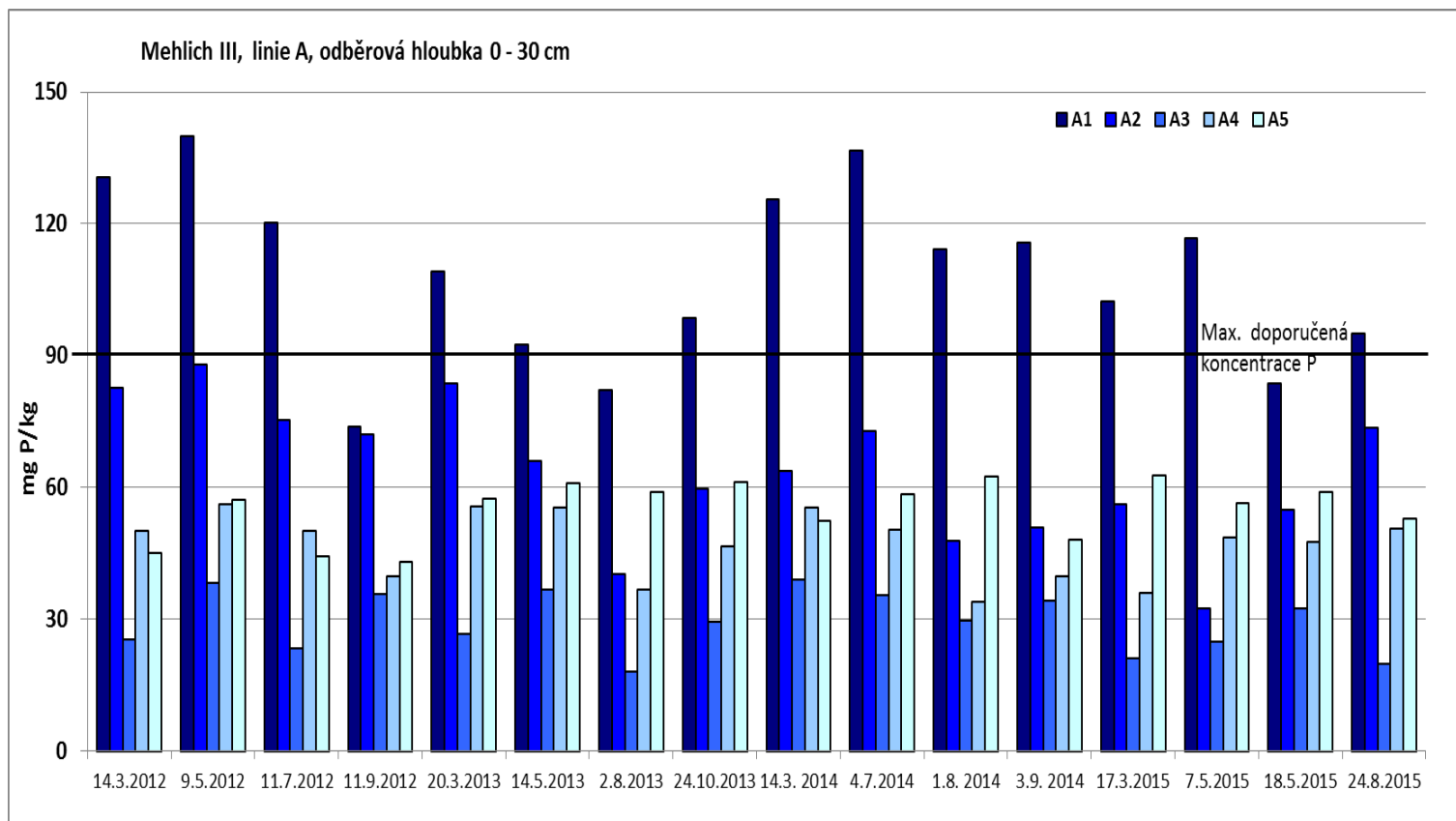
Aplikace fosforečného hnojiva s dlouhodobou účinností (Dolophos) na linii B ukázal, že P byl rostlinám k dispozici ve vyšší míře až 3-4 měsíce po aplikaci ve srovnání s dobře přístupným hnojivem Polidap na linii A. Obě minerální hnojiva byla aplikována před setím odstupňovanými dávkami hnojení stanovenými na základě rozboru z března 2013. Na linii A nebyly ve vrstvě 0-30 cm, s výjimkou mírně překročené hranice u bodu A1 v květnu 2013 (grafy 2 a 3) prakticky překročeny maximální doporučené koncentrace P v půdě. Počátkem srpna po sklizni ječmene jarního a následně se koncentrace P v půdě stanovené octanem amonným v srpnu 2013 nezvyšovaly. Na linii B byly obsahy přijatelného P ve vrchní vrstvě 0-30 cm během jara 2013 nízké a až na výjimky se pohybovaly pod dolní doporučenou hranicí 5 mg P.kg⁻¹ (Matula 2012).

Teprve v srpnu 2013 se v horní vrstvě obsahy přijatelného P zvýšily (grafy 4 a 5). Po aplikaci jiných hnojiv tento trend nebyl pozorován, proto lze nárůst koncentrací přístupného P v půdě přičíst působení hnojiva Dolophos s dlouhodobou účinností.

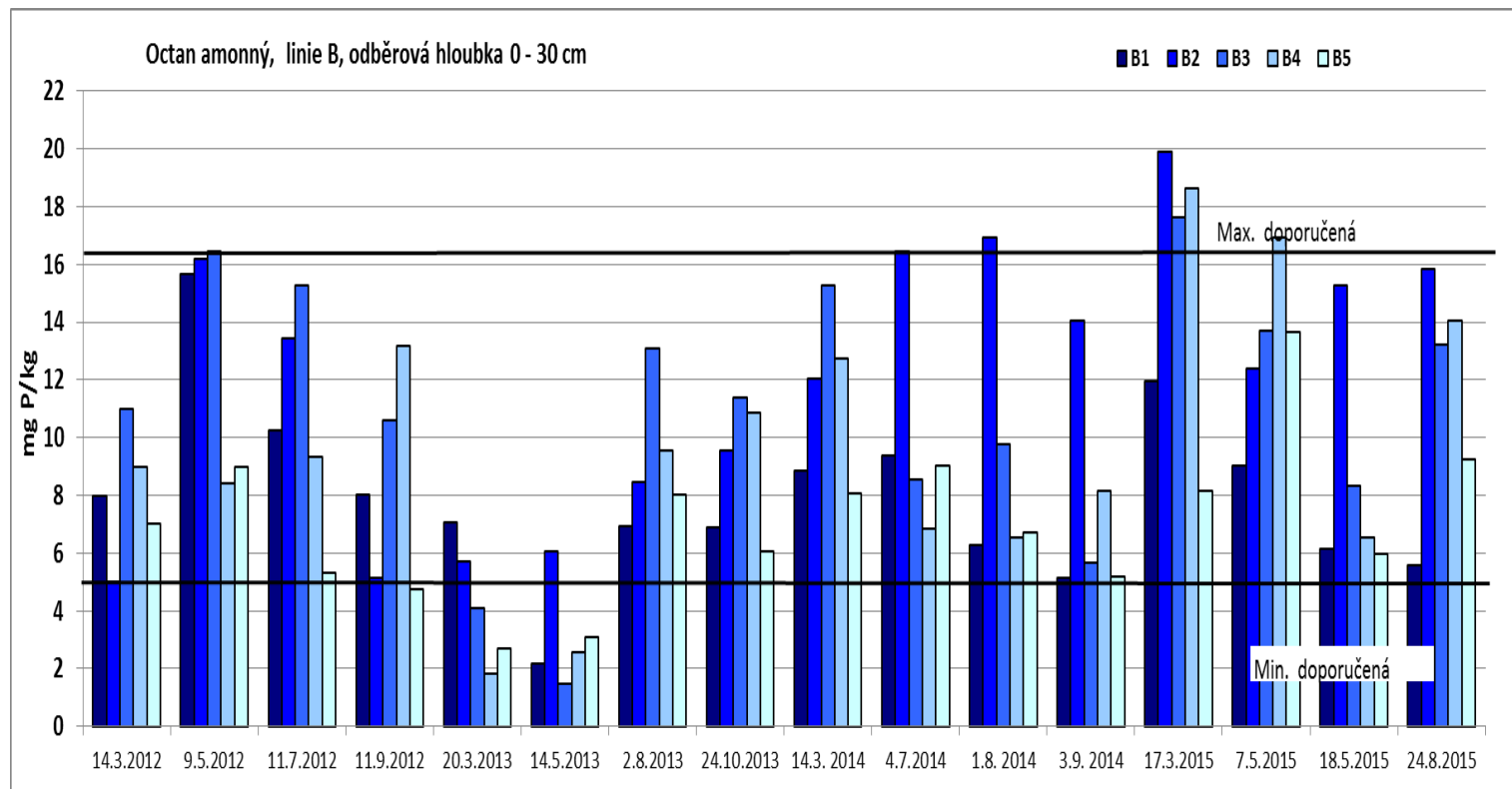
Podle dosažených výsledků je použití hnojiva s pozvolně se uvolňujícím P vhodné v podzimním období, kdy se pro rostliny stane přístupné až na jaře následujícího roku. Je ovšem třeba zvláště u ozimů částečně přihnojit i přiměřenou dávkou snadno přístupného P pro správný růst rostlin v podzimním období. Při směsném využití obou typů hnojiv a jejich správném zapravení do půdy lze nicméně docílit vyššího využití P rostlinami jak při růstu v podzimním období. Hnojivo s pozvolně se uvolňujícím P je pak naopak již nevhodné aplikovat v jarním období, protože ho již rostlina většinou nemůže plně využít. Jak vyplynulo z výsledků roku 2014, kdy na linii B byly zjištěny vyšší koncentrace P v níže položených částech sledovaného půdního bloku, je pravděpodobné, že část P pocházejícího z dlouhodobě se uvolňujícího hnojiva přetrvávala v půdě ještě více než rok po aplikaci a navíc v průběhu roku došlo k postupnému posunu P směrem ke spodním částem svahu.



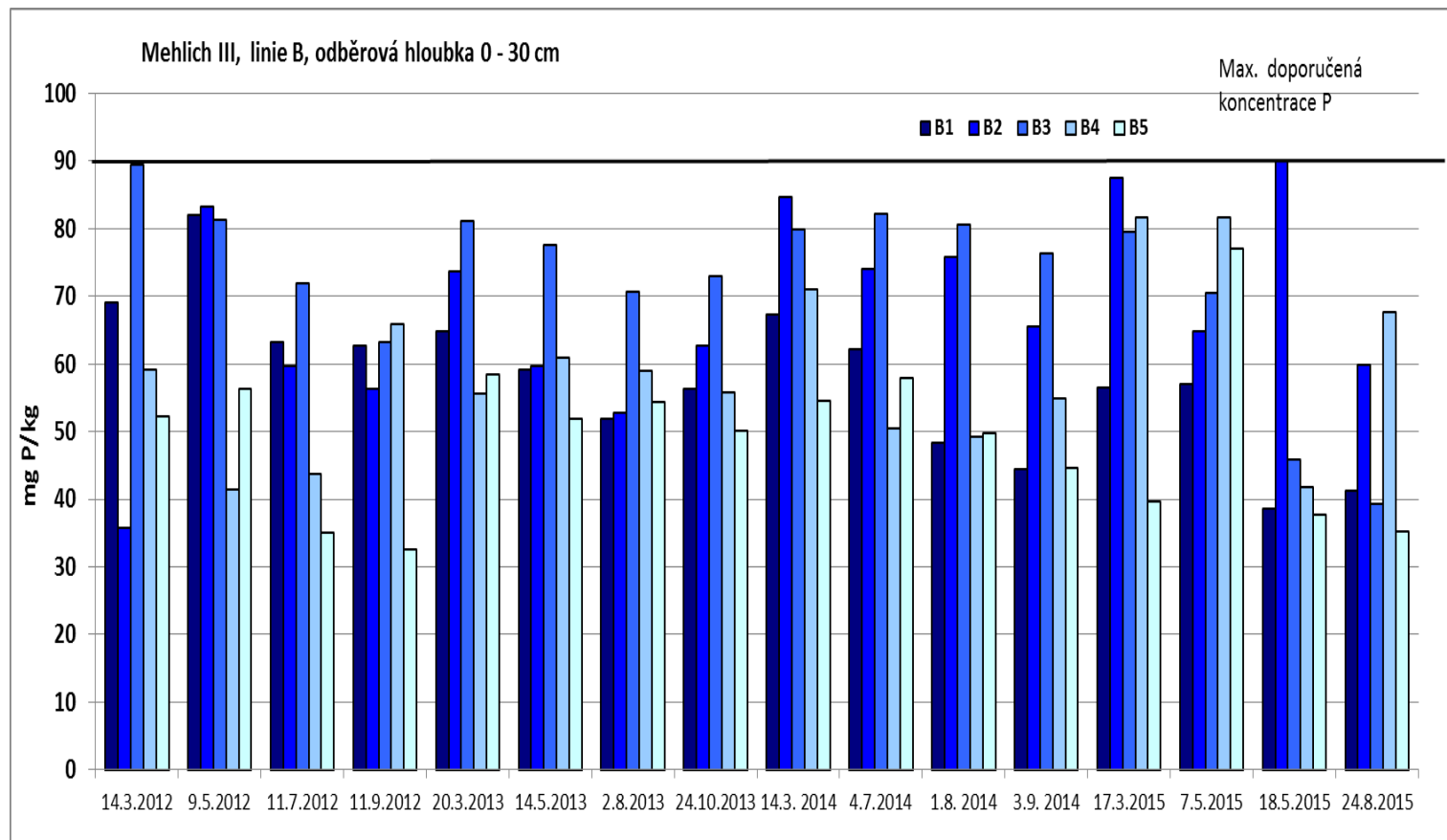
Graf 2. Obsah P_{KVK} v půdě linie A v letech 2012-2015 ve vrstvě 0-30 cm



Graf 3. Obsah P_{Meh} v půdě linie A v letech 2012-2015 v hloubce 0-30 cm



Graf 4. Obsah P_{KVK} v půdě linie B v letech 2012-2015 ve vrstvě 0-30 cm



Graf 5. Obsah P_{Meh} v půdě linie B v letech 2012-2015 v hloubce 0-30 cm

4.3 Bilance fosforu v zemědělském podniku a na pilotní lokalitě

Vyrovnaná bilance P mezi hnojením půd a odběrem živin rostlinami v zemědělském podniku je potřebná pro přiměřený vývoj rostlin, zachování půdní úrodnosti a snížení rizika vyplavení P do podzemních a povrchových vod. V zemědělském podniku s živočišnou výrobou je nutné P ve statkových hnojivech započítat do celkové bilance živin dodávaných do půdy a s ohledem na pěstovanou plodinu tomu přizpůsobit (snížit) užití minerálních hnojiv. Plné hnojení P je třeba zachovat na půdních blocích, kde v daném roce hnojení statkovými hnojivy neproběhlo, zvláště pokud se jedná o plodinu na P náročnou (řepka), předplodina byla kompletně sklizena a půda je průměrně zásobena P. Stejně tak je třeba počítat s faktem, že využitelnost P z hnojiv rostlinami není 100 %. Posklizňové zbytky poskytují P následným plodinám úměrně rychlosti jejich rozkladu. Vzhledem k tomu, že část P ze všech zdrojů (hnojiva, meziploidy, posklizňové zbytky) je vždy vyplavena povrchovým a podpovrchovým odtokem do vod, je vhodné v zemědělském podniku udržovat mírně pozitivní bilanci P. Na blocích s vysokou zásobeností P (tab. 4, Kunzová 2009) je vhodné hnojení P omezit a na půdách s přiměřenou zásobou tento obsah udržovat P bilančním hnojením. Pro zpřesnění bilance P jsou vhodné pravidelné rozborů hnoje a kejdy, protože obsahy živin se u těchto hnojiv v jednotlivých letech mohou lišit. Pokud rozborů hnojů a kejdy nejsou k dispozici, lze využít vyhlášku č. 377/2013 Sb. Příklady propočtů obsahu P v organických hnojivech a odběru P celkovou sklizní je v tab. 5 a 6.

Tabulka 4. Kritéria hodnocení P_{Meh} v ČR pro ornou půdu P.

Obsah	Přístupný P mg.kg ⁻¹	Hodnocení
Nízký	do 50	potřeba výrazného dosycení + 50%
Vyhovující	51 – 80	potřeba mírného dosycení + 25%
Dobrý	81 - 115	potřeba nahrazovacího hnojení
Vysoký	115 – 185	potřeba vypustit do dosažení obsahu dobrý
Velmi vysoký	nad 185	hnojení je zbytečné až nepřípustné

Tabulka 5. Příklad propočtu množství P v organických hnojivech (původní hmota) dle Přílohy 3 vyhl. č. 377/2013 Sb.

Druh hnojiva	Hnojená plocha (ha)	Průměrná dávka (t/ha)	Aplikováno celkem (t)	kg P₂O₅/t	Množství P v aplikovaných hnojivech (kg P₂O₅)
Hnůj	250	40	10 000	4,0	40 000
Močůvka, hnojůvka, technologické vody	100	31	3 100	0,2	620
Kejda skotu	600	30	18 000	1,6	28 800
Zelené hnojení	500	-	-	-	-
Zaoraná sláma obilnin	100	-	-	-	-
Organické hnojení celkem	1 550	33	31 100	2,2	69 420

Tabulka 6. Příklad propočtu celkové sklizně a odběru P u vybraných plodin.

Plodina	Celková výměra (ha)	Průměrné výnosy hlavního produktu (t/ha)	Celkově sklizeno (t)		Odběr P – hlavní produkt			Odběr P -vedlejší produkt		
			Hlavní produkt	Vedlejší produkt	Klír a kol. 2007 (kg P/t)	kg P	kg P ₂ O ₅	Klír a kol. 2007 (kg P/t)	kg P	kg P ₂ O ₅
Pšenice ozimá	500	6,8	3 400	993	3,3	11 220	26 093	0,9	894	2 078
Ječmen ozimý	65	6,0	390	218	3,4	1 326	3 084	0,9	196	456
Ječmen jarní	300	5,5	1 650	485	3,5	5 775	13 430	1,0	485	1 128
Oves	10	4,8	48	24	3,9	187	435	1,5	36	84
Brambory	250	28,5	7 125		0,5	3 563	8 285	0,2	0	0
Řepka ozimá	250	4,0	1 000		7,0	7 000	16 279	1,3	0	0
Hořčice bílá	5	1,2	6		7,7	46	107	1,7	0	0
Kukuřice – zrno	10	8,5	85		3,5	298	692	1,1	0	0
Kukuřice - siláž	350	35,0	12 250		0,6	7 350	17 093			
Jetel	150	8,8	1 320		0,5	660	1 535			
Oves s pods. jet.	100	7,7	770		0,6	462	1 074			
Celkem	1 990	116,8	28 044	1 720	34,5	37 887	88 108	8,6	1 611	3 746

Bilance fosforu na pilotní lokalitě (2012-2015) byla s výjimkou odběrového bodu A1 pozitivní (tab. 7). Plodiny ve čtyřletém cyklu dle provedených analýz a propočtů na celkovou hmotu rostlin (v případě směsi ovsa a jetele byly brány v úvahu dvě seče, pokud byl plodinou ječmen byla uvažována celá rostlina včetně slámy, u kukuřice celé rostliny) odebraly v průměru méně fosforu, než bylo dodáno hnojiv. U bodu A1 byly obsahy fosforu v průběhu sledování vyšší a zcela dostatečné pro potřeby rostlin než u ostatních výše položených odběrových bodů v důsledku transportu P z výše umístěných částí pozemku. Hnojení fosforem bylo na základě provedených půdních rozborů odstupňováno tak, že na bod A1 byl aplikován nejnižší objem fosforečných hnojiv, což vyústilo v negativní bilanci P.

V suchém roce 2015 byl u kukuřice zjištěn poměrně nízký (v jarním období nepředpokládaný) výnos, což ovlivnilo i bilanci fosforu (A 4, 5 a B 4, 5). Při běžném průměrném výnosu rostlin by odběr P byl vyšší.

Na základě provedené bilance podpořené půdními analýzami lze hnojení fosforem upravit, příp. na patách svahů zcela vynechat. Tím mohou být omezeny ztráty P z odtokových linií s návazností na drenážní systémy a vodní toky.

Tabulka 7. Bilance fosforu na pilotní lokalitě v letech 2012-2015.

Odběrná místa	Spotřeba hnojiv kg P/4 roky	Plocha ha	Odnos P plodinami 2012 kg/ha	Odnos P plodinami 2013 kg/ha	Odnos P plodinami 2014 kg/ha		Odnos P plodinami 2015 kg/ha		Odnos kg P/4 roky/ha	Bilance P/ 4 roky/ha
					1. seč	sklizeň/2.seč	1. seč	sklizeň/2.seč		
A1	80,5	0,54	25,5	42,3	12,3	6,5	10,4	7,5	104,6	-24,1
A2	108,5	2,05	32,3	37,9	7,2	4,7	10,3	5,7	98,3	10,2
A3	133,2	3,46	29,1	34,5	4,5	4,6	8,8	7,8	89,3	43,9
A4	145,5	9,58	20,7	37,0		39,6		17,7	115,0	30,5
A5	145,5		16,6	39,5		40,0		18,2	114,4	31,1
B1	112,5	0,99	25,4	7,5	10,1	12,4	9,1	9,5	74,0	38,5
B2	116,5	4,3	30,2	32,2	7,5	6,5	10,2	8,0	94,6	21,9
B3	123,5	2,44	33,7	32,1	9,3	9,1	9,6	11,4	105,3	18,2
B4	159,1	11,04	16,4	26,6		46,3		18,5	107,9	51,2
B5	159,1		18,8	36,6		56,3		20,1	131,8	27,3

4.4 Vyplavení půdního P na pilotní lokalitě

Indikátory rizika vyplavení P zahrnují jak vliv hnojení (zdrojů P), tak i vliv hydropedologických a geomorfologických podmínek. Fosfor je v půdě s $\text{pH} < 7$ poután především pomocí slabě krystalických (amorfních) oxidů či hydroxidů Fe a Al. Stupeň nasycení půdy P (DPS, PSR) vypovídá o potenciálním riziku vyplavení P z půd souvisejícím s eutrofizací, ale je rovněž indikátorem dostupnosti P pro výživu rostlin. Hodnoty DPS v rozmezí 20 – 30 % dokládají dobrou zásobu dostupného P v půdě, ale zároveň $\text{DPS} > 25 \%$ byl v Nizozemí stanoven pro indikaci potenciálního rizika vyplavení P z kyselých půd, neboť existuje riziko, že koncentrace RRP ve vodách přesáhne 0,1 mg/l (Breeuwsma et al. 1995).

Vliv půdních vrstev na vyplavení P

Hodnoty $\text{PSR} > 10 \%$ jsou dle Chakraborty et al. (2011) považovány za rizikové z hlediska vyplavení P z povrchové půdní vrstvy pro podmínky propustných písčitých půd a pro hlubší půdní horizont je prahová hodnota snížena na 5 %. Pro pilotní lokalitu byly při zjišťování SPSC na základě koncentrací sorbovaného P a P_{vod} po přidání různého množství P (Chakraborty et al. 2011, kap. 3.2) odvozeny prahové hodnoty PSR pro vrstvu 0-30 cm 7 % a pro 30 – 60 cm pouze 4 %, což vypovídá o slabších vazbách, resp. vyšší náchylnosti P k vyplavení v hlubší půdní vrstvě. Průměrné hodnoty půdních parametrů/indikátorů ve vrstvě 0-30 cm byly: P_{oxal} 9,2 mmol/kg, PSC 37,2 mmol/kg, SPSC 1,22 mmol/kg, DPS 25,4 %, PSR 6,5% a ve vrstvě 30-60 cm: P_{oxal} 4,9 mmol/kg, PSC 33,5 mmol/kg, SPSC 0,30 mmol/kg, DPS 14,4 %, PSR 3,8 %. Celková sorpční kapacita byla nižší ve 30-60 cm v důsledku nižšího Al_{oxal} (40,5 mmol/kg), Fe_{oxal} (89,0 mmol/kg) a zrnitosti I (26,4 %, tj. zastoupení jílnatých částic $< 0,01$ mm) ve srovnání s 0-30 cm (Al_{oxal} 50,3, Fe_{oxal} 98,0 mmol/kg, zrnitost I 31,8 %). Vyšší riziko vyplavení P v 30-60 cm indikované nižší prahovou PSR (4 %) odpovídalo zjištění Chakraborty et al. (2011), že P ve spodních horizontech je vázán spíše s organickými komplexy Fe a Al, jejichž vazba s P je méně pevná než vazba P v anorganických komplexních sloučeninách kovů (kovové oxidy), které převládají ve svrchních horizontech.

Tabulka 8. Korelační koeficienty ($> \pm 0,3$, statisticky průkazné na hladině významnosti 0,05) mezi půdními parametry a indikátory vyplavení P v jednotlivých vrstvách půdního profilu pilotní lokality.

Para- metr	vrstva cm	C _{ox}	Fe _{oxal}	Al _{oxal}	Al _{oxal} +Fe _{oxal}	zrn I ¹	písek ²	P _{oxal}	PSCr	PSC	P _{vod}	DPS	P _{KVK} (ICP)	P _{KVK} (Skalar)	P _{Meh} (ICP)	KVK	PSR
C _{ox}	0-30		0,62	0,39	0,63	0,71	-0,79									0,90	-0,34
	30-60		0,36	0,47	0,44	0,53	-0,42	0,36					0,47	0,53	0,49	0,62	
PSCr	0-30	0,57	0,67	0,44	0,68	0,69	-0,77						-0,39	-0,54	-0,49	0,44	-0,58
	30-60		0,67	0,44	0,68	0,62	-0,72									0,39	
PSC	0-30	0,65	0,73	0,48	0,74	0,68	-0,80							-0,43	-0,36	0,47	-0,43
	30-60	0,35	0,77	0,47	0,77	0,61	-0,73	0,53								0,39	
P _{vod}	0-30					-0,43		0,47	-0,46	-0,33			0,83	0,91	0,85		0,74
	30-60													0,34	0,39		0,38
DPS	0-30					-0,46	0,38	0,62	-0,75	-0,55	0,65		0,54	0,66	0,66		0,79
	30-60	0,31	0,37		0,36			0,90			0,38		0,31	0,35	0,54		0,78
SPSC	0-30	0,31	0,61	0,55	0,66	0,45	-0,40	-0,40	0,57	0,44	-0,57	-0,72	-0,53	-0,62	-0,61	0,37	-0,96
	30-60			0,31				-0,63	0,30		-0,34	-0,75		-0,37	-0,38		-0,93

¹ Zrnitost I = % podíl jílnatých částic, tj. částic $< 0,01$ mm, ² obsah písku = podíl částic 0,25 – 2,0 mm v %

To odpovídalo i zjištění, že v 30 - 60 cm z celkového P_{KVK} bylo 38 % ve formě organického rozpuštěného P a ve vrchní vrstvě pouze 26 %. Nízké hodnoty DPS (< 25 %) v hloubce 30-60 cm tedy nepředstavují záruku nízkého rizika ztrát půdního P. V hloubce 30-60 cm byly prokázány vyšší korelační koeficienty mezi C_{ox} a P_{KVK} , P_{oxal} , resp. P_{Meh} (tab. 8).

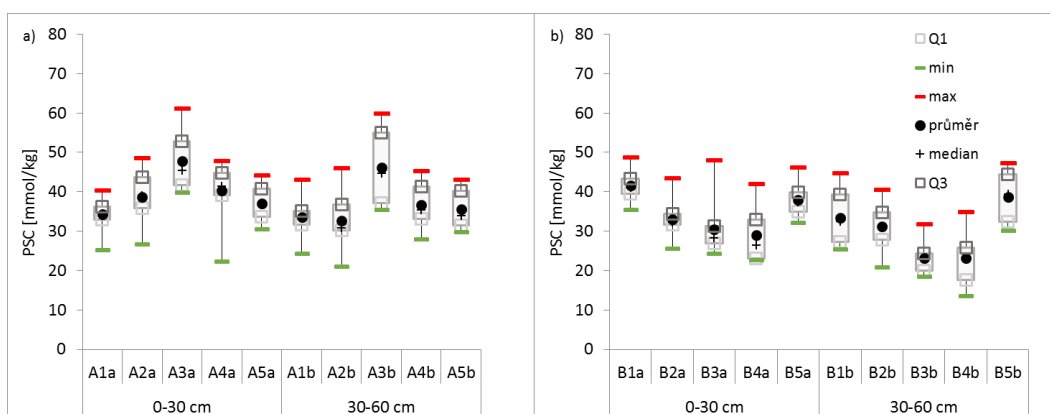
Vliv hydropedologických podmínek na vyplavení P

Půdní retenční kapacita pro P (PSC, PSCr, grafy 6 a 7) se zvyšuje s vzrůstajícími C_{ox} , Fe_{oxal} , $Fe_{oxal}+Al_{oxal}$, zrnitostí I a KVK, naopak významně klesá s obsahem písku (tab. 8). V nejnižší části pozemku pilotní lokality (A1, kambizem oglejená, obr. 1) s výraznou hydrologickou spojitostí s výše umístěným svahem (vlhká pseudoglej modální, A3, obr. 1) byla v hloubce 0-30 cm prokázána vysoká zásobenost P a rovněž překročení nasycenosti půdy P z hlediska eutrofizačního rizika (DPS > 25 %, graf 8), a to nejen v letech po aplikaci kejdy (2012 - 36,1 %) či minerálního hnojiva (2013 - 35,4 %), ale i v letech 2014 – 2015 (jetel luční) bez aplikace hnojiv (průměr obou let 30,3 %). Rovněž další ukazatel nasycenosti P (PSR) byl vysoký, přesahující prahovou hodnotu 7 % (graf 9). Obsahy různých forem půdního P uvedené v grafech 10 - 13 (P_{Meh} , P_{oxal} , P_{vod} a P_{KVK}) byly na A1 rovněž zvýšené. Obsahy přístupného P_{Meh} a P_{KVK} v 0-30 cm přesáhly limity z hlediska zvýšeného rizika vyplavení P uváděné Matulou (2012) pro P_{Meh} 90 mg P/kg a P_{KVK} 16,5 mg P/kg (grafy 10 a 13). Všechny uvedené parametry P byly zvýšené jako důsledek vyplavení a transportu P z výše umístěných částí svahu (A3). Naopak sorpční kapacita pro P (PSC a PSCr) byla nízká (grafy 6 a 7). Výhradně záporné hodnoty SPSC na A1 (graf 14) vypovídají o vysokém eutrofizačním riziku. Naopak půda výše položeného svahu (A3), z které byl P vyplavován, měla v hloubce 0 - 30 cm nízké hodnoty indikátorů nasycení P (DPS – graf 8, PSR - graf 9) a rovněž hodnoty půdních testů (P_{KVK} - graf 13, P_{Meh} – graf 10, P_{vod} – graf 12). Sorpční kapacita pro P (grafy 6 a 7) zde byla zvýšená oproti nejnižší části pozemku (A1). Obdobné relace v části A1 i A3 byly zjištěny i v hloubce 30 – 60 cm.

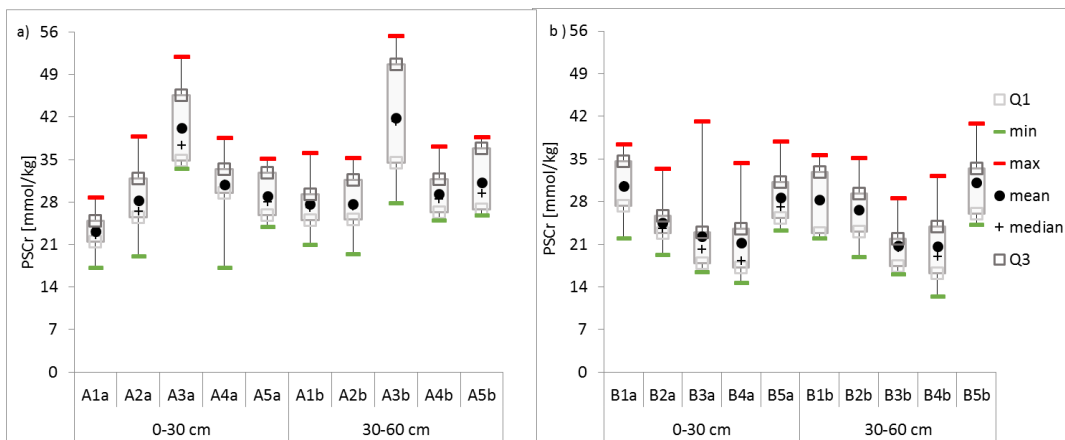
Další zvýšené riziko vyplavení P bylo potvrzeno na místech B3 a B4 s písčitolhinitou půdou v 0-30 cm a hlinitopísčitou půdou v 30 – 60 cm (tab. 3, obr. 1) se zvýšenými hodnotami indikátorů nasycení P (grafy 8 a 9) a P_{vod} (graf 12) a sníženými hodnotami sorpční kapacity pro P (grafy 6 a 7), které měly souvislost se sníženým obsahem $Fe_{oxal}+Al_{oxal}$ (0-30 cm: 104-107

mmol/kg, 30 – 60 cm: 65-74 mmol/kg) a zvýšeným obsahem písku (0-30 cm: 31 - 38 %, 30-60 cm: 36 – 47 %) ve srovnání s půdou hlinitou a písčitohlinitou na B1, B2 a B5 ($\text{Fe}_{\text{oxal}} + \text{Al}_{\text{oxal}}$: 0-30 cm: 136 – 160 mmol/kg, 30 – 60 cm: 117 – 152 mmol/kg, obsah písku – 0 - 30 cm: 15,7 – 24,4 %, 30 – 60 cm: 23-34 %). Zvýšené riziko vyplavení bylo doloženo i zvýšenými průměrnými koncentracemi RRP a celkového P, váženými množstvím lyzimetrických vod a vod ze sukčních kelímků (tab. 3), a to jak v případě nejnížší části lokality (A1), tak v případě hlinitopísčité půdy (B3, B4).

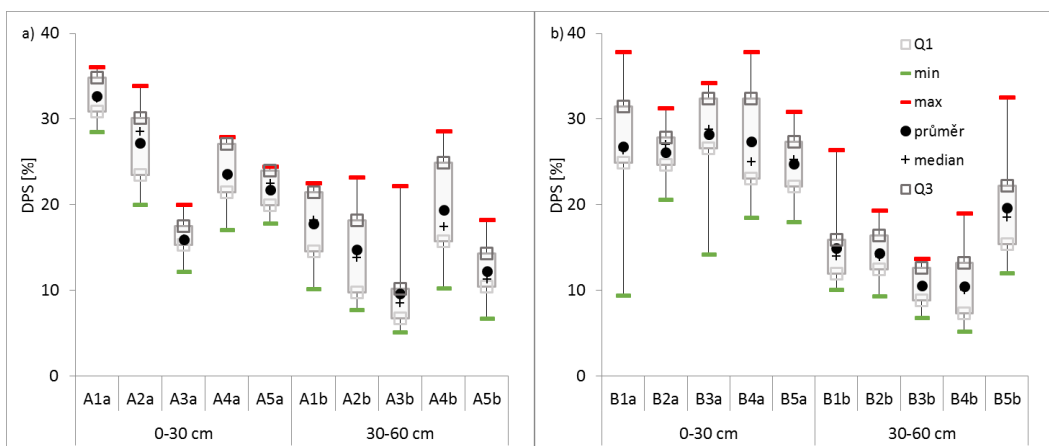
Z uvedeného vyplývá nutnost zvýšené opatrnosti hnojení na spodních částech pozemku, kde je pravděpodobný přísun P z výše položených částí. Z tohoto důvodu mohou být spodní segmenty svažitých pozemků plně nasyceny fosforem a jeho postupné čerpání odběrem plodin je dlouhodobé. Paradoxně nízké hodnoty parametrů P a indikátorů jeho vyplavení nevypovídají vždy o schopnosti půdy P sorbovat, ale naopak o tom, že půda sorbuje P málo, protože P je soustavně vyplavován. Půdy písčité s nízkou sorpční kapacitou pro P je vhodné hnojit fosforem méně než půdy hlinité, a to optimálně v dělených dávkách.



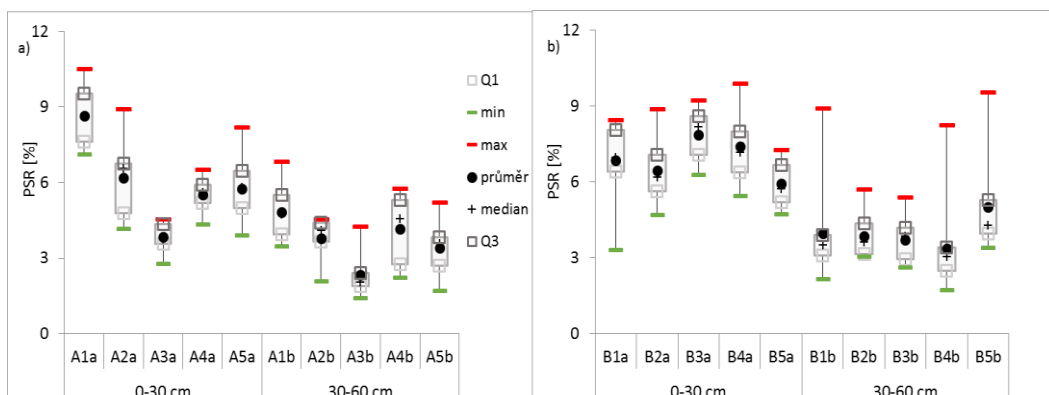
Graf 6. Sorpční kapacita pro fosfor (PSC) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



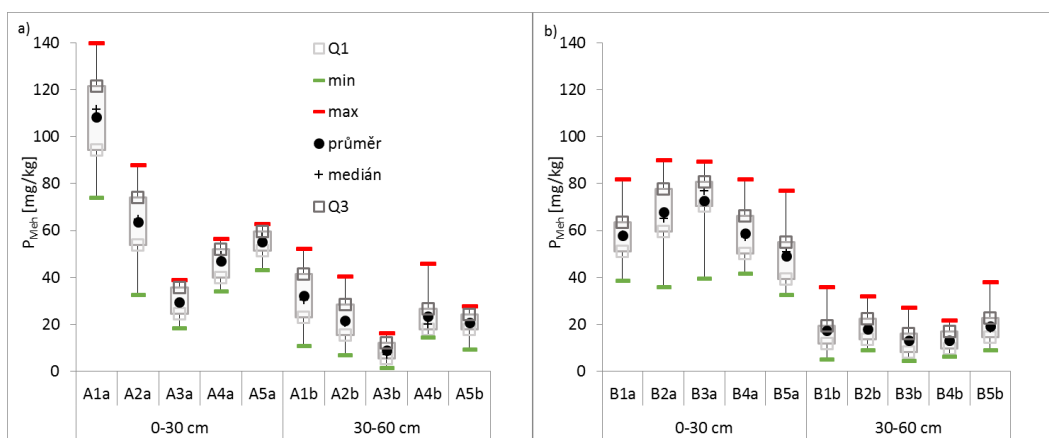
Graf 7. Zbytková sorpční kapacita pro fosfor (PSCr) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



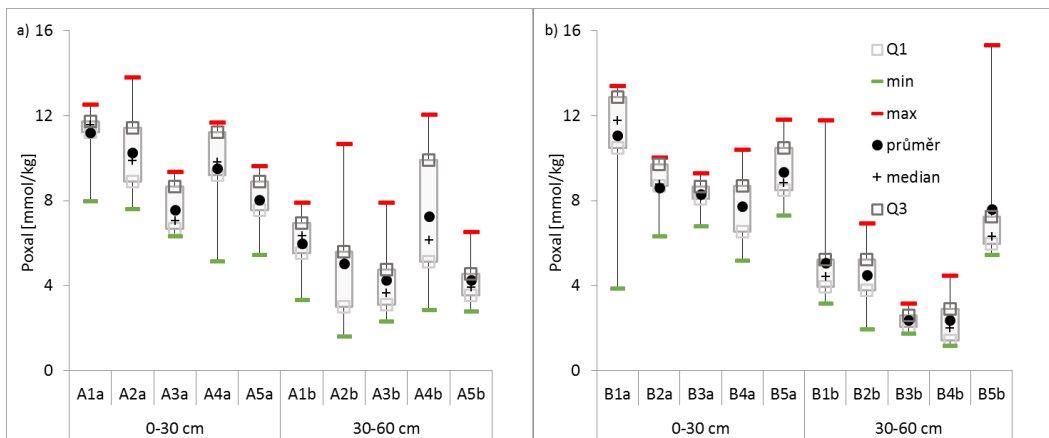
Graf 8. Stupeň nasycení fosforem (DPS) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



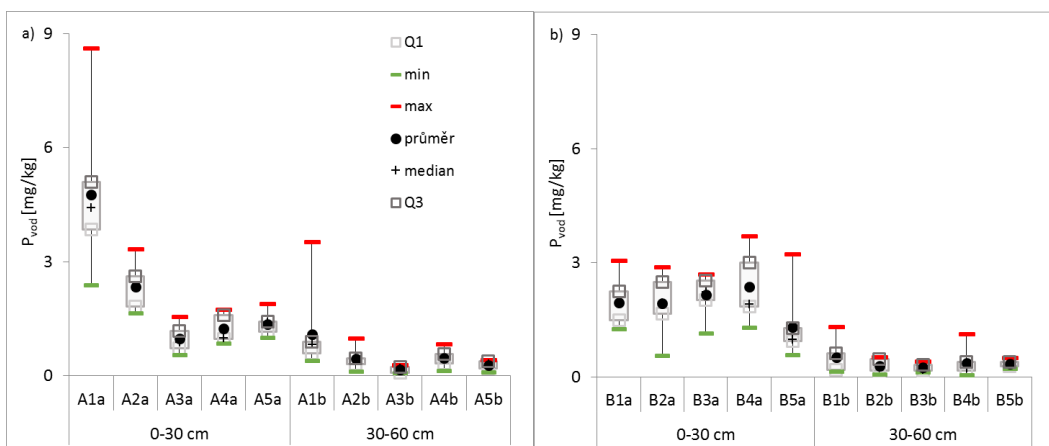
Graf 9. Míra nasycení fosforem (PSR) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



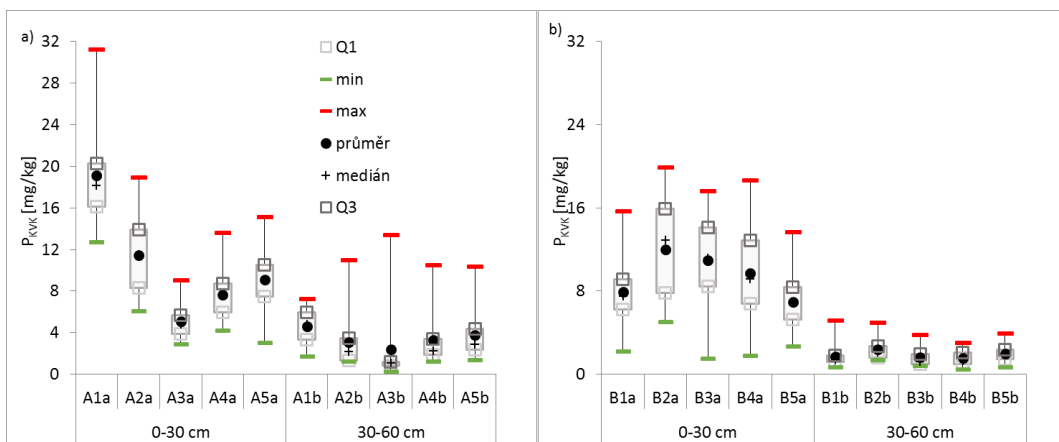
Graf 10. Obsah přístupného fosforu (P_{Meh}) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



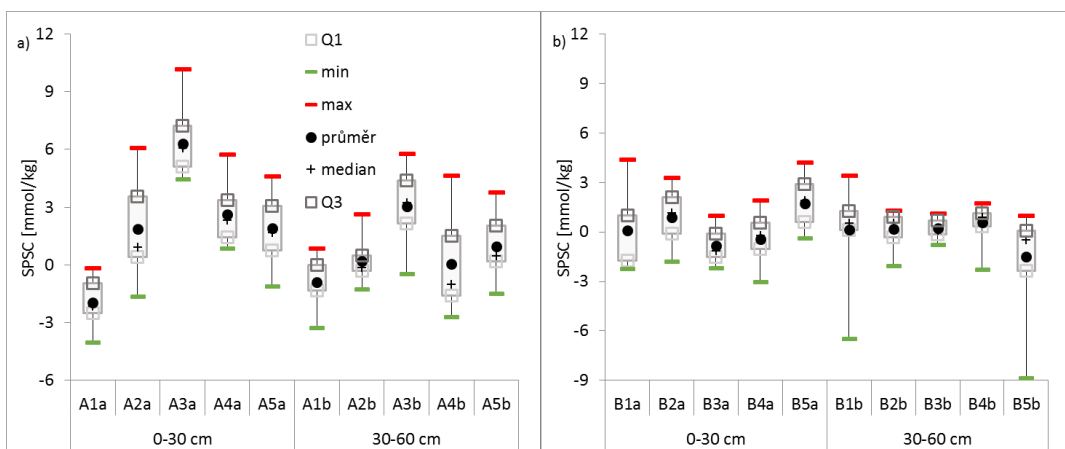
Graf 11. Obsah fosforu vázaného na amorfnné formy hliníku a železa (P_{oxal}) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



Graf 12. Obsah vodorozpustného fosforu (P_{vod}) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



Graf 13. Obsah přístupného fosforu (P_{KVK}) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)



Graf 14. Půdní zásobní kapacita pro fosfor zohledňující environmentální hledisko (SPSC) pilotní lokality v linii A (a) a linii B (b)

4.5 Koncentrace a odnosy fosforu v drenážních vodách pilotní lokality

Charakteristiky drenážního odtoku

Pro pochopení vztahů mezi využitím půdy, koncentracemi nutrientů v drenážních vodách a jejich odnosem jsou důležité znalosti o velikosti, dynamice a složení drenážního odtoku.

Specifikem drenážního odtoku ve svahu je jeho nahodilost způsobující jeho značnou variabilitu. Průtoky drenážních vod na pilotní lokalitě kolísaly mezi 0 l/s (zejména na konci vegetačního období) až desítkami l/s (jarní tání a další

významné SOE). Značná část drenážního odtoku může pocházet z míst svojí polohou vzdálených od vlastní odvodněné lokality (tzv. zdrojová oblast), takže při řešení jakosti drenážních vod je třeba brát v úvahu celé mikropovodí hodnoceného drenážního systému.

Základní charakteristiky drenážního odtoku na obou sledovaných drenážních skupinách KOS 1 a KOS 2 pilotní lokality jsou uvedeny v tab. 9. Velmi rozdílné množství a rozvržení srážek v jednotlivých hydrologických letech sledování způsobily také značné rozdíly v drenážním odtoku. Roční úhrn srážek pohybující se od 450 do 790 mm ovlivňoval výšku odtoku a odtokový koeficient ($=\text{výška odtoku} / \text{suma srážek za dané období}$). Rozdílné hodnoty koeficientu odtoku také naznačují různou hydrologickou spojitost v mikropovodí obou sledovaných drenážních skupin. Za celé sledované období i všechna dílčí období (tab. 9) byl tento ukazatel podstatně vyšší na drenážní skupině KOS 1. To společně s více než dvojnásobnou hodnotou specifického odtoku (tab. 9) svědčí o podstatně vyšší hydrologické spojitosti mezi půdním profilem a drenážním systémem skupiny KOS 1.

Z důvodů zjištění složení odtoku byla provedena separace odtoku na tři složky. Výsledky jsou prezentovány v tab. 10. Zastoupení jednotlivých složek bylo v jednotlivých letech sledování opět značně proměnlivé. Základní odtok dosahoval v různých sledovaných obdobích 39 - 43 % z celkového odtoku. Přímý odtok, který se uplatňoval zejména v průběhu SOE, dosahoval 21 – 58 % celkového odtoku a podpovrchový odtok (středně rychlá složka), který se v odtoku objevuje zejména na konci a po skončení déletrvajících SOE, měl podíl 14 – 54 %. Skupina KOS 1 měla podstatně větší podíl přímého odtoku (tab. 10), zatímco na KOS 2 převažoval podpovrchový odtok a rovněž podíl základního odtoku byl vyšší. Tyto výsledky opět potvrzují vyšší hydrologickou spojitost mikropovodí skupiny KOS 1, což ve výsledku představuje nejen vyšší odtok (a tím větší potenciál pro vyplavování živin), ale také rychlejší reakci odtoku na srážky a zvýšené riziko vyplavení živin v průběhu SOE. Tato krátká období zvýšených průtoků mají značný podíl na celkovém ročním odtoku. Na sledovaných mikropovodích představoval nejvyšší odtok trvající cca 20 dnů (jarní tání a letní SOE) 41 – 69 % celkového ročního odtoku, přičemž lze konstatovat, že podíl SOE rostl s narůstající vodností konkrétního hydrologického roku. V případě sledovaných drenážních skupin KOS 1 a KOS 2 byl podíl SOE na jejich celkovém odtoku obdobný.

Tabulka 9. Základní charakteristiky drenážního odtoku.

Období	Hs (mm)	Ho KOS 1 (mm)	Ho KOS 2 (mm)	H koef. KOS 1	H koef. KOS 2	Spec. odtok KOS 1 (l/s/ha)	Spec. odtok KOS 2 (l/s/ha)
2013 neveg.	246,4	361,5	96,6	1,47	0,39	0,230	0,061
2013 veg.	544,0	245,0	127,7	0,45	0,23	0,155	0,081
2013	790,4	606,5	224,3	0,77	0,28	0,192	0,071
2014 neveg.	151,6	13,4	22,7	0,09	0,15	0,008	0,025
2014 veg.	524,4	53,6	63,5	0,10	0,12	0,034	0,045
2014	676,0	67,0	86,2	0,10	0,13	0,021	0,035
2015 neveg.	196,4	87,2	41,1	0,44	0,21	0,050	0,024
2015 veg.	254,2	8,3	6,1	0,03	0,02	0,005	0,004
2015	450,6	95,5	47,2	0,21	0,10	0,030	0,015
Celé období	1917,0	769,0	357,7	0,40	0,19	0,081	0,037

neveg. – nevegetační období, veg. – vegetační období, Hs - srážkový úhrn, Ho - výška drenážního odtoku, H koef. - odtokový koeficient, Spec. odtok – specifický odtok v l/s/ha

Tabulka 10. Výsledky separace drenážního odtoku.

Skupina	HR	Q tot. (m ³ /ha)	Q dir. (m ³ /ha)	Q int. (m ³ /ha)	Q bas. (m ³ /ha)	podíl Q dir. (%)	podíl Q int. (%)	podíl Q bas. (%)
KOS 1	2013	6064,8	2235,7	2096,0	1733,2	36,9	34,6	28,6
KOS 2	2013	2242,6	564,4	906,4	771,7	25,2	40,4	34,4
KOS 1	2014	671,3	392,0	98,7	180,6	58,4	14,7	26,9
KOS 2	2014	862,4	118,1	466,1	278,3	13,7	54,0	32,3
KOS 1	2015	967,6	361,4	265,1	341,2	37,3	27,4	35,3
KOS 2	2015	472,2	99,8	165,5	206,9	21,1	35,0	43,8
KOS 1	celé období	7703,8	2989,1	2459,7	2254,9	38,8	31,9	29,3
KOS 2	celé období	3577,1	782,3	1538,0	1256,9	21,9	43,0	35,1

HR – hydrologický rok, Q tot. - odtok celkový, Q dir. - odtok přímý, Q int - odtok podpovrchový, Q bas - odtok základní

Koncentrace a odnos fosforečnanového fosforu

Koncentrace ortofosforečnanů (P-PO_4) v drenážních vodách sledovaných drenážních skupin KOS 1 (2012, 2013 hnojení kejdou skotu, tab. 2) a KOS 2 (hnojení převážně minerálními hnojivy) po dobu sledování (HR 2013 - 2015) jsou uvedené v tab. 11. Základní statistické charakteristiky jsou prezentovány v grafu 15. Za běžných vodních stavů (základní odtok) nebyla variabilita koncentrací ovlivněna (dle výsledků regresní analýzy) velikostí drenážního průtoku. V rámci pravidelných odběrů se relativně často vyskytly vzorky s koncentracemi nad hodnotou 0,035 mg/l, která je považovaná za limit pro riziko eutrofizace vod. V šachtici KOS 1 bylo nadlimitních 19 % vzorků (11 z 58 odebraných) a v šachtici KOS 2 27 % (19 z 68 odebraných vzorků). Vzhledem k tomu, že průměrná Cfw P-PO_4 za celou dobu sledování byla na obou drenážních skupinách relativně nízká, tj. 0,016 mg/l na skupině KOS 1, resp. 0,015 mg/l na skupině KOS 2, lze konstatovat, že koncentrace P-PO_4 v drenážních vodách nebyly za daných podmínek z dlouhodobého hlediska pro eutrofizaci vod rizikové. Za dobu sledování se zvýšené hodnoty Cfw P-PO_4 vyskytly pouze v roce 2014, a to na KOS 1 ve vegetační i v nevegetační sezóně a na KOS 2 v sezóně vegetační (tab. 11). Ačkoliv koncentrace P-PO_4 byly mírně vyšší na drenážní skupině KOS 1, hodnoty Cfw byly s výjimkou HR 2014 (zejména nevegetační sezóny) značně podobné na obou skupinách. Stejně tak vícefaktorová ANOVA (s kovariátou „průtok“) prokázala, že za běžných vodních stavů nemá způsob hnojení vliv na koncentrace P-PO_4 v drenážních vodách sledovaných mikropovodí. V průběhu SOE docházelo v obou sledovaných šachticích k výraznému růstu koncentrací P-PO_4 (graf 15), hodnota Cfw byla na KOS 1 téměř pětinasobná (0,075 mg/l) a na KOS 2 trojnásobná (0,046 mg/l) než během pravidelných odběrů (tab. 11). Velikost růstu koncentrací se lišila podle vegetační sezóny, obecně byl na obou drenážních skupinách zjištěn výraznější nárůst koncentrací v průběhu SOE ve vegetační sezóně.

Graf 16 ukazuje, že odnos P-PO_4 závisel především na velikosti odtoku (hodnoty korelačního koeficientu $r = 0,70 - 0,99$). Velikost odnosu v jednotlivých obdobích je uvedena v tab. 12. Vzhledem k převážně většímu odtoku z mikropovodí skupiny KOS 1 byly hodnoty odnosu P-PO_4 z tohoto mikropovodí výrazně vyšší než z mikropovodí skupiny KOS 2, přičemž celková dvojnásobná hodnota odnosu z KOS 1 oproti KOS 2 odpovídá dvojnásobné výši specifického odtoku. Pouze v průběhu HR 2014 byl odnos

P-PO₄ vyšší na KOS 2, kdy byly také vyšší hodnoty odtoku, když z tohoto mikropovodí odtékala opožděně zásoba podzemní vody pocházející ze srážkově bohatého HR 2013. Opět se tedy projevila nižší hydrologická spojitost KOS 2.

Podstatný podíl na celkovém odnosu P-PO₄ měly SOE, celkově podle měření bylo v jejich průběhu vyplaveno 41,1 % P-PO₄ z mikropovodí skupiny KOS 1 a 26,3 % z mikropovodí skupiny KOS 2, přičemž je nutné uvážit, že se podařilo zachytit a změřit pouze část SOE.

Podíl P-PO₄ na celkovém odnosu P z povodí byl na KOS 2 přibližně třetinový, na KOS 1 ~ 28 %.

Tabulka 11. Koncentrace P-PO₄ sledovaných drenážních skupin.

HR	Období	Skupina	Pravidelné odběry				SOE	
			Min. (mg/l)	Max. (mg/l)	Průměr (mg/l)	Cfw (mg/l)	Max. (mg/l)	Cfw (mg/l)
2013	Celý HR	KOS 1	0,001	0,196	0,018	0,014	0,192	0,090
	Celý HR	KOS 2	0,001	0,036	0,011	0,011	0,101	0,044
	neveg.	KOS 1	0,001	0,062	0,023	0,021	0,088	0,043
	neveg.	KOS 2	0,001	0,036	0,024	0,023	0,082	0,045
	veg.	KOS 1	0,001	0,196	0,015	0,005	0,192	0,106
	veg.	KOS 2	0,001	0,015	0,002	0,002	0,101	0,044
2014	Celý HR	KOS 1	0,001	0,140	0,036	0,060	0,121	0,054
	Celý HR	KOS 2	0,001	0,098	0,027	0,024	0,127	0,045
	neveg.	KOS 1	0,001	0,140	0,034	0,076	0,088	0,054
	neveg.	KOS 2	0,001	0,029	0,012	0,013	0,062	0,031
	veg.	KOS 1	0,001	0,072	0,040	0,049	0,121	0,055
	veg.	KOS 2	0,001	0,098	0,042	0,037	0,127	0,052
2015	Celý HR	KOS 1	0,001	0,046	0,015	0,015	0,046	0,041
	Celý HR	KOS 2	0,001	0,042	0,017	0,016	0,046	0,028
	neveg.	KOS 1	0,003	0,046	0,018	0,016	0,046	0,041
	neveg.	KOS 2	0,001	0,036	0,015	0,017	0,046	0,031
	veg.	KOS 1	n	n	n	n	n	n
	veg.	KOS 2	0,007	0,042	0,019	0,015	0,036	0,025
Celé	2013-2015	KOS 1	0,001	0,196	0,023	0,016	0,192	0,075
	2013-2015	KOS 2	0,001	0,098	0,018	0,015	0,127	0,046

Cfw průtokově vážená koncentrace, SOE srážko-odtoková epizoda, n bez drenážního odtoku

Tabulka 12. Odnos P-PO₄ ze sledovaných drenážních skupin.

HR	Skupina	Denní odnos (g/ha/den)		Roční/celkový odnos (g/ha)	Podíl SOE (%)	Trvání SOE (dny)	Spec. odtok (l/s/ha)
		průměr	Max.				
2013	KOS 1	0,46	19,35	168,9	46,6	13,5	0,192
	KOS 2	0,15	12,41	53,2	35,6	12,5	0,071
2014	KOS 1	0,1	0,01	28,9	21,2	3,5	0,021
	KOS 2	0,11	8,6	38,8	15,6	5,5	0,035
2015	KOS 1	0,04	0,64	10,8	7,8	1	0,03
	KOS 2	0,017	0,8	6,2	12,2	3,5	0,015
Celé	KOS 1	0,21	19,35	208,6	41,1	18	0,081
	KOS 2	0,09	12,41	98,2	26,3	21,5	0,037

Koncentrace a odnos celkového fosforu

Koncentrace celkového P v drenážních vodách uvedené v tab. 13 a grafu 17 nebyly za běžných vodních stavů (vzorky z pravidelných odběrů) v regresní závislosti s velikostí drenážního průtoku. Hodnoty C_{fw} byly pod 0,1 mg/l, tj. pod hraniční hodnotou pro riziko eutrofizace vod. Nicméně na obou sledovaných skupinách byly změřeny koncentrace tuto hodnotu překračující. V šachtici KOS 1 bylo nadlimitních 16 % vzorků (9 z 58 odebraných) a v šachtici KOS 2 27 % (18 z 68 odebraných vzorků). Z dlouhodobého hlediska byla však tato hodnota překročena pouze v nevegetačním období HR 2013 a HR 2014 na KOS 1. Tato skupina se vyznačovala obecně vyššími koncentracemi celkového P v nevegetačním období, zatímco na KOS 2 rozdíly mezi sezónami zjištěny nebyly. Mírně vyšší koncentrace KOS 1 nebyly způsobeny odlišným způsobem hnojení. V průběhu SOE koncentrace celkového P rostly na obou drenážních skupinách. Velikost odnosu P z povodí (tab. 14, graf 18) se opět odvíjela od velikosti odtoku. Vyšší odnosy byly opět z mikropovodí skupiny KOS 1. Podíl SOE na celkovém odnosu P byl v obou sledovaných šachticích podobný (tab. 14).

Závěr z monitoringu koncentrací a odnosů P v drenážních vodách

Dle statistické analýzy nebyl zjištěn průkazný vliv používání organických hnojiv (keřda skotu) na zvýšení koncentrací sledovaných forem P. Koncentrace P-PO₄ i celkového P v drenážních vodách dlouhodobě nezvyšují riziko eutrofizace vod při hnojení kejdou ani minerálním hnojivem. Přesto se mohou vyskytnout kratší období (sezóny), kdy jsou koncentrace vyšší.

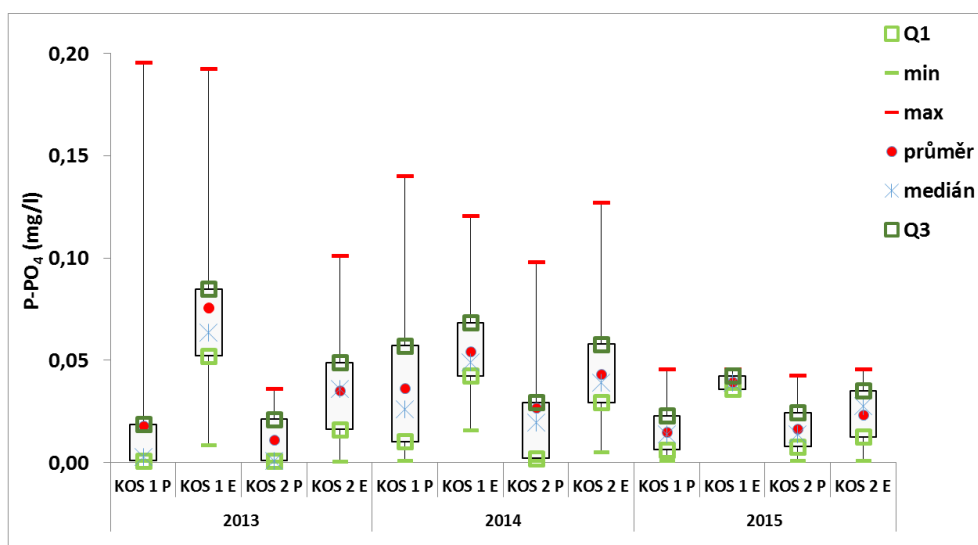
Vzhledem ke skutečnosti, že se vyplavování P váže především na období vysokých odtoků, může být rizikem obohacení drenážních vod například aplikace hnojiva na půdu bez rostlinného pokryvu a/nebo v období vyšších průtoků (brzké jaro, zvýšený výskyt SOE). Velikost celkového odnosu obou forem P drenážními systémy je jednoznačně spojena s velikostí drenážního odtoku a tudíž je vhodné do budoucna zaměřit pozornost na zvyšování retence vody v povodí jako opatření ke snížení ztrát P vyplavováním drenážním odtokem. Vzhledem ke značnému podílu SOE na celkové roční ztrátě P drenážním systémem, kdy jejich podíl činí nejméně 1/3 roční ztráty obou forem P je potřeba stanovit správný způsob monitoringu koncentrací živin v drenážních vodách a velikosti odtoku, popřípadě využít vhodnou metodu dopočtu chybějících dat o odnosu.

Tabulka 13. Koncentrace celkového P sledovaných drenážních skupin.

HR	Období	Skupina	Pravidelné odběry				S-O epizody	
			Min (mg/l)	Max (mg/l)	Průměr (mg/l)	Cfw (mg/l)	Max (mg/l)	Cfw (mg/l)
2013	Celý HR	KOS 1	0,016	1,430	0,118	0,091	0,394	0,194
	Celý HR	KOS 2	0,002	0,170	0,056	0,064	1,040	0,094
	neveg.	KOS 1	0,016	0,166	0,086	0,104	0,293	0,112
	neveg.	KOS 2	0,026	0,170	0,071	0,075	0,339	0,141
	veg.	KOS 1	0,016	1,430	0,139	0,075	0,394	0,224
	veg.	KOS 2	0,002	0,095	0,045	0,054	1,040	0,089
2014	Celý HR	KOS 1	0,007	0,280	0,071	0,092	0,261	0,146
	Celý HR	KOS 2	0,005	0,228	0,063	0,058	0,606	0,151
	neveg.	KOS 1	0,020	0,202	0,059	0,118	0,196	0,083
	neveg.	KOS 2	0,015	0,068	0,040	0,035	0,606	0,144
	veg.	KOS 1	0,007	0,280	0,087	0,075	0,261	0,185
	veg.	KOS 2	0,005	0,228	0,088	0,085	0,434	0,169
2015	Celý HR	KOS 1	0,016	0,137	0,055	0,053	0,082	0,720
	Celý HR	KOS 2	0,020	0,189	0,054	0,051	0,170	0,086
	neveg.	KOS 1	0,016	0,137	0,056	0,054	0,082	0,720
	neveg.	KOS 2	0,020	0,189	0,053	0,053	0,095	0,072
	veg.	KOS 1	n	n	n	n	n	n
	veg.	KOS 2	0,020	0,130	0,056	0,069	0,170	0,106
celé	2013-2015	KOS 1	0,007	1,430	0,089	0,089	0,394	0,171
	2013-2015	KOS 2	0,002	0,228	0,058	0,061	1,040	0,126

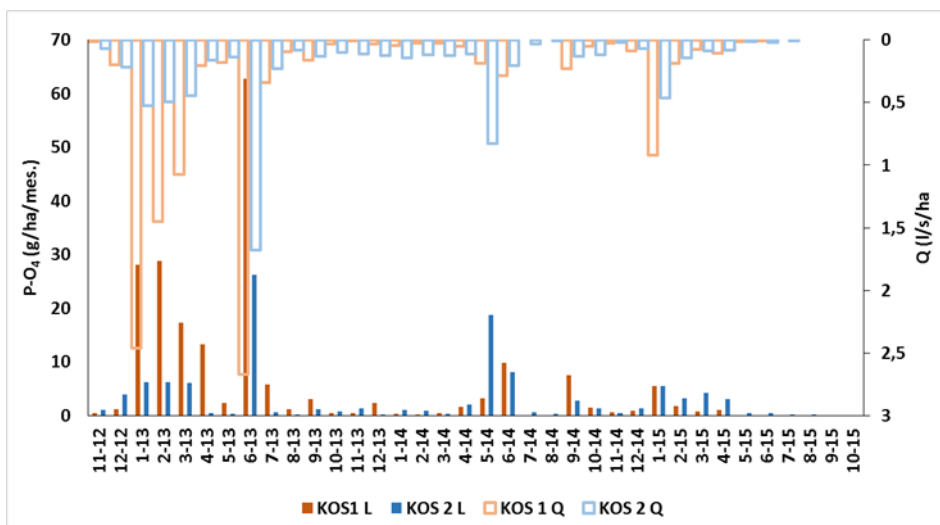
Tabulka 14. Odnos celkového fosforu ze sledovaných drenážních skupin.

HR	Skupina	Denní odnos (g/ha/den)		Roční/celkový odnos (g/ha)	Podíl SOE (%)	Trvání SOE (dny)	Spec. odtok (l/s/ha)
		průměr	max				
2013	KOS 1	1,72	41	629,4	21,8	13,5	0,192
	KOS 2	0,43	26	156,2	38,9	12,5	0,071
2014	KOS 1	0,1	14,51	62,4	28,7	3,5	0,021
	KOS 2	0,29	25,9	106,2	17,2	5,5	0,035
2015	KOS 1	0,14	2,94	43,3	3,3	1	0,03
	KOS 2	0,05	2,1	19,0	12,1	3,5	0,015
Celé	KOS 1	0,76	41	735,1	24,7	18	0,081
	KOS 2	0,26	26	281,4	28,9	21,5	0,037

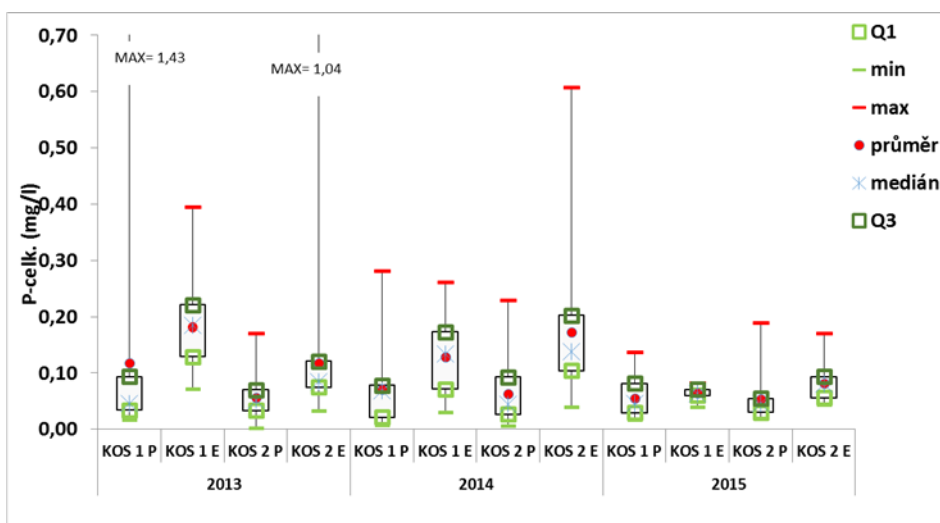


Graf 15. Základní statistika koncentrací P-PO₄ v drenážních vodách

P- pravidelné odběry (1 x za 14 dní), E – srážko-odtokové epizody

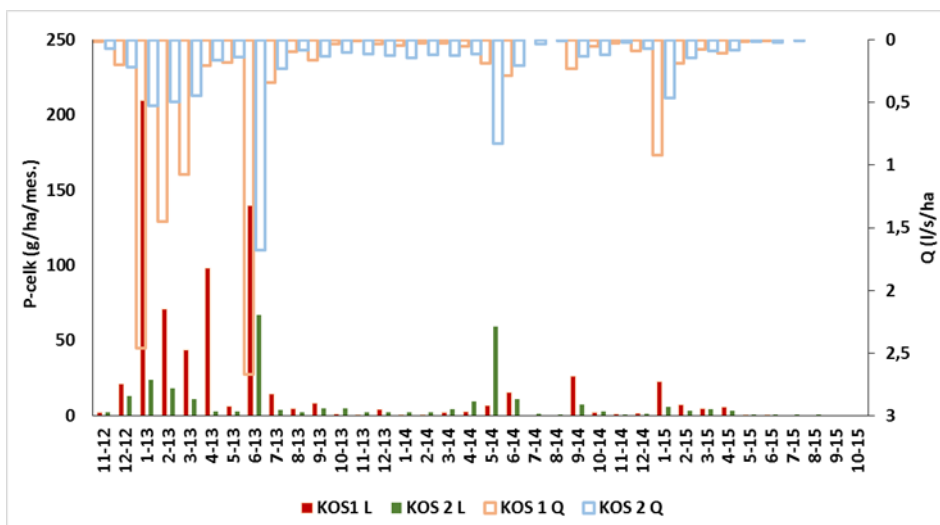


Graf 16. Měsíční hodnoty odosu P-PO₄ (L) a měsíční specifický odtok (Q) z mikropovodí sledovaných drenážních skupin.



Graf 17. Základní statistika koncentrací celkového fosforu v drenážních vodách

P- pravidelné odběry (1 x za 14 dní), E – srážko-odtokové epizody



Graf 18. Měsíční hodnoty odosu celkového fosforu (L) a měsíční specifický odtok (Q) z mikropovodí sledovaných drenážních skupin.

4.6 Vymezení kritických zdrojových lokalit metodou P-indexu

Pro účely této metodiky byl navržen a sestaven koncept P-indexu (tab. 15), který vychází z dánského a norského konceptu (Andersen et al. 2006, Bechmann et al. 2007) a byl naplněn ve dvou povodích IV. řádu s vybudovaným odvodněním v povodí VN Švihov na Želivce. Jednalo se o povodí Košetického (494,7 ha) a Pekelského potoka (944,4 ha), tj. o celkové ploše 14,39 km². Níže jsou z tab. 15 okomentovány jednotlivé body P-indexu vstupujících do dalších výpočtů.

Data agrochemického zkoušení zemědělských půd (tab. 15, bod č. 1)

Pro dané území byla získána data agrochemického zkoušení zemědělských půd (AZZP) za dvě období (2002 – 2006 a 2010 – 2014). Do dalších výpočtů vstupovala data z aktuálního období, tj. 2010 – 2014 pro ornou půdu. Vzorky pro AZZP jsou odebírány prioritně pro informaci o zásobenosti zemědělských půd fosforem přístupným pro plodiny. Data AZZP tedy obsahují informaci pouze o přístupném P (Mehlich III), neobsahují informaci o P organickém ani celkovém. Také rozmístění odběrných míst odpovídá původnímu účelu AZZP, kdy nejsou vzorkovány všechny části půdních bloků, které mohou být rizikové z hlediska odosu P do drenáží/vod. Z těchto důvodů byla pro daná dvě povodí původní bodová vrstva AZZP (pro ornou

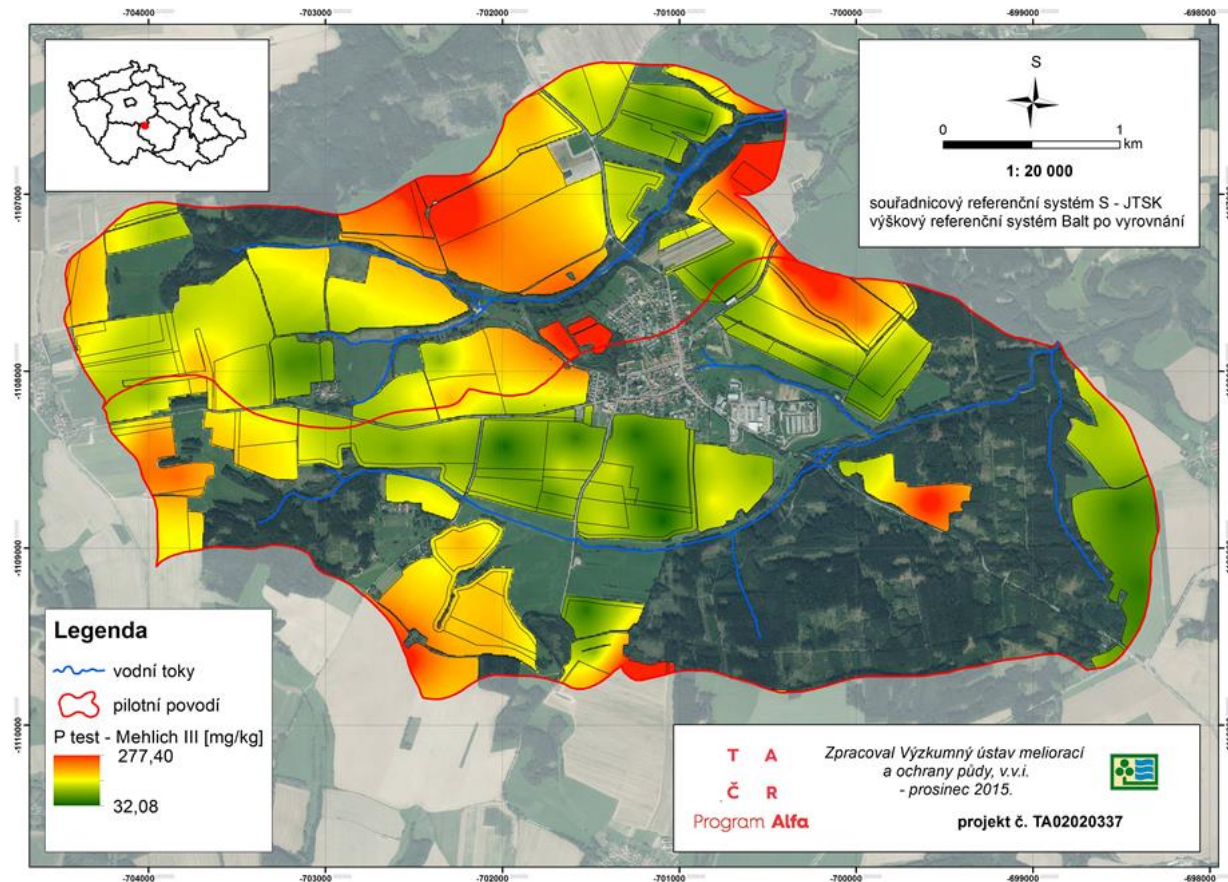
půdu) zpracována v prostředí ArcGIS Geostatistical Analyst pomocí tzv. běžného krigingu (Ordinary Kriging) za vytvoření gridové vrstvy o pixelu 10 x 10 m (vrstva LPISK). Z výsledků zpětného křížového porovnání s vynecháním dat (cross-validation) v tab. 16 vyplývá, že průměrná chyba odhadu a standardizovaná průměrná chyba odhadu (MPE, MPSE) se blížily k nule a zároveň druhá odmocnina průměrných čtverců vzdáleností vypočtených hodnot od teoretických byly blízké k vypočteným odhadům rozptylu ($\text{RMSPE} \sim \text{ASE}$, $\text{RMSSPE} \sim 1$). Výsledky tedy ukazují, že predikce běžným krigingem plní požadavky nestrannosti odhadu, přesnosti predikce a vhodné variability predikovaných dat. Tato vrstva, resp. grid pokryl všechny půdní bloky LPIS s ornou půdou s informací o obsahu P_{Meh} v půdě v obou povodích (obr. 5).

Tabulka 15. Koncept Indexu fosforu pro ornou půdu s vybudovaným drenážním odvodněním.

č.	ZDROJE					
1.	P test - Mehlich III (mg/kg)					
2.	Celková dávka P v hnojivech (kg P/ha/rok)					
2.1	- hnojiva minerální (kg P/ha/rok)	Dávka P - hnojiva minerální x 1				
2.2	- hnojiva statková - prasečí / drůbeží (kg P/ha/rok)	Dávka P - hnojiva statková - prasečí / drůbeží x 1				
2.3	- hnojiva statková - hovězí (kg P/ha/rok)	Dávka P hnojiva statková - hovězí x 0,8				
2.4	- čistírenské kaly (kg P/ha/rok)	Dávka P - čistírenské kaly x 0,7				
3.	metoda a načasování aplikace hnojiva	Rozmetáno a zapraveno nebo injektováno do hloubky půdy 5 cm a více do 24 hodin	Zapraveno do 48 hodin	Zapraveno později než 48 hodin po aplikaci nebo nezapraveno v období duben - říjen	Zapraveno později než 48 hodin po aplikaci nebo nezapraveno v období listopad - březen	Aplikováno na povrch zmrzlé nebo zasněžené půdy
4.	Hodnota zdrojů = č.1 x 0,25 + č.2.1 x 1 + č.2.2 x 1 + č.2.3 x 0,8 + č.2.4 x 0,7 (bezrozm.)					
	TRANSPORTNÍ FAKTORY					
5.	Eroze (USLE; t/ha/rok)					
6.	Potenciál výskytu povrchového odtoku = (CN+TWI)/2	0	2	4	6	8
6.1	Číslo CN křivky (bezrozm.)					
6.2	Topografický index TWI (bezrozm.)					
7.	Přispívající vzdálenost k jakékoli vodoteči (bezrozm.)	> 50 m = 0,2 ; < 50 m = 1				
8.	Změněná hydrologická spojitost (bezrozm.)	Příbřežní buffer < 3 m		Příbřežní buffer < 3 m		Příbřežní buffer < 3 m
		Eroze zanedbatelná		Eroze střední		Eroze vysoká
		0,04		0,27		0,68
		Příbřežní buffer > 3 m		Příbřežní buffer > 3 m		Příbřežní buffer > 3 m
		Eroze zanedbatelná		Eroze střední		Eroze vysoká
		0,02		0,19		0,57
9.	Potenciál vyplavení+odvodnění - pixel v mikropovodí drenáže v kategoriích infiltrace (bezrozm.)	v mikropovodí drenáže a v kat I+II	v mikropovodí drenáže a v kat III a níže	ani v jednom		
		1	0,5	0,25		
10.	Hodnota transportních faktorů = ((č.5 + č.6) x č.7 x č.8) + č.9 (bezrozm.)					

Tabulka 16. Statistické míry hodnocení vhodnosti modelu pro prostorový odhad obsahu P_{Meh} v půdě v modelových povodí IV. řádu na podkladě křížového zpětného porovnání s vynecháním dat.

Ukazatel	Zkratka	Ordinary Kriging (AZZP 2009 – 2014)
Mean prediction error (Průměrná chyba predikce)	MPE	-0,26
Mean standardized prediction error (Průměrná standardizovaná chyba predikce)	MSPE	-0,003
Root mean square error (Odmocnina střední kvadratické chyby predikce)	RMSPE	33,2
Average kriging standard error (Průměrná směrodatná chyba krigingu)	ASE	31,1
Root mean square standardized prediction error (Odmocnina průměrné standardizované chyby predikce)	RMSSPE	1,05



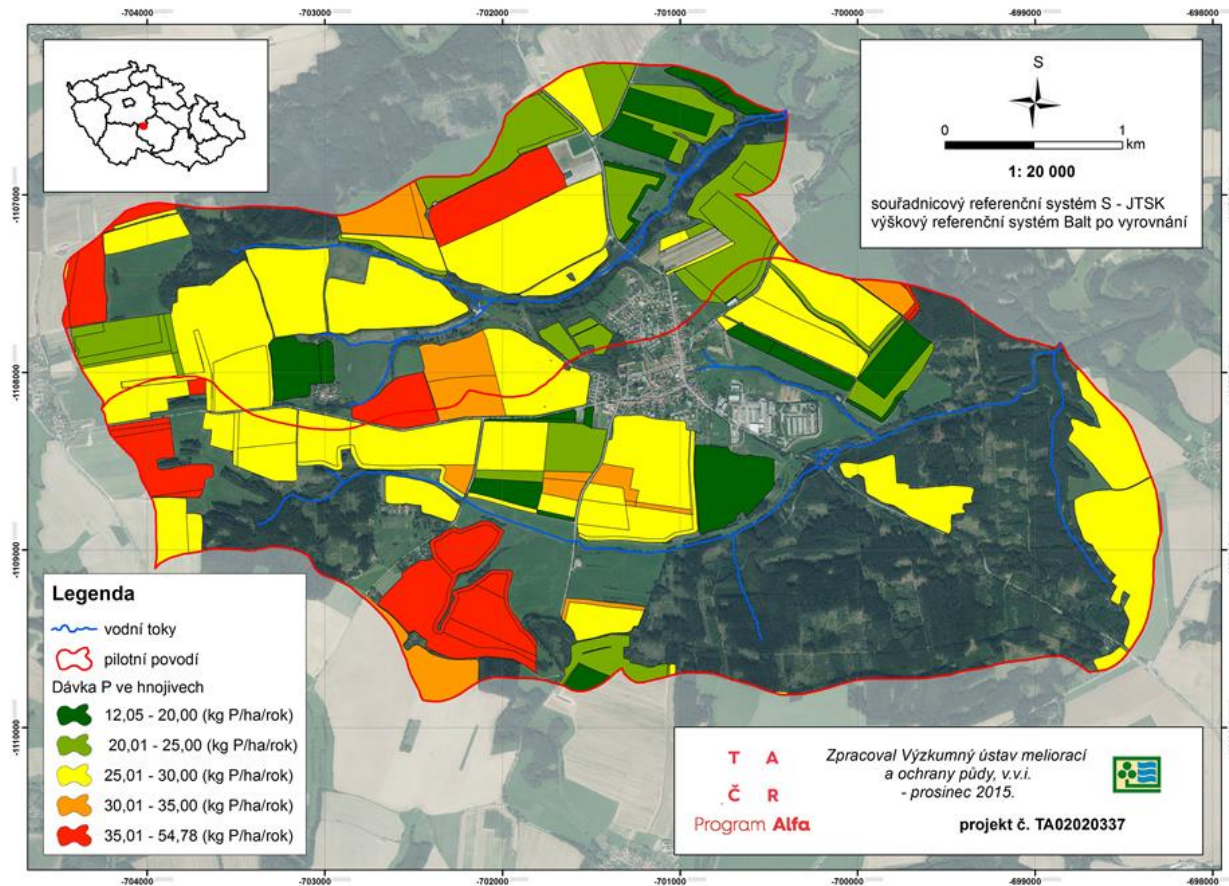
Obrázek 5. Prostorový odhad P_{Meh} dvou povodí IV. řádu podle AZP (2010 – 2014) metodou běžného krigingu

Data o hnojení, zemědělském hospodaření a LPIS (tab. 15, bod č. 2)

Data o hnojení a zemědělském hospodaření byla získána z Agropodniku Košetice z let 2006-2014 (datum, dávka, plocha aplikace a typ hnojiva, pěstovaná plodina/mezplodina). Vrstva produkčních bloků (LPIS) byla získána z webu MZe (srpen 2015). Půdní bloky dle LPIS byly dále rozděleny a zdigitalizovány na díly podle hranic pěstovaných plodin, zjištěných z ortofoto map (internet, letecké snímky) tak, aby toto rozdělení odpovídalo informacím o hnojení na základě výměry a plodiny. Těmto dílům byly do samostatných položek geodatabáze přiřazeny pěstované plodiny a dávky hnojiv – suma a průměr za dané období (1.7.2006 – 30.6. 2013), rozdělené podle typu (minerální; statkové: a) hovězí, b) prasečí a drůbeží; čistírenské kaly), za vzniku vrstvy LPISD. Vzhledem k tomu, že se v modelovém území vyskytuje i několik půdních bloků, které neobhospodařuje Agropodnik Košetice a.s. a ke kterým se nepodařilo získat evidenci hnojení, byly těmto plochám přiřazeny průměrné hodnoty parametrů (typů hnojiv a jejich dávek) ze všech dílů půdních bloků vážené jejich plochou. Vrstva LPISD byla sloučena s vrstvou LPISK, za vzniku vícevrstevné rastrové vrstvy LKDP, kdy každý pixel o rozměrech 10×10 m obsahoval informaci o hodnotě P_{Meh} , o sumární a průměrné dávce hnojiv, průměrné dávce P (kg/ha/rok) a sledu plodin za dané období. Dále byla určena biodostupnost jednotlivých druhů hnojiv podle jejich původu (koeficienty převzaty z Bechmann et al. 2007, Andersen a Kronwang 2006):

- 2.1. minerální, koeficient dostupnosti 1
- 2.2 organická – prasečí a drůbeží, koeficient dostupnosti 1
- 2.3 organická – hovězí, koeficient dostupnosti 0,8
- 2.4 čistírenské kaly, koeficeint dostupnosti 0,7

Celkovou průměrnou dávku P v hnojivech (kg/ha/rok) upravenou koeficienty dostupnosti uvádí obr. 6. Metoda aplikace a načasování hnojiva nebyla zohledňována, neboť jednak údaje od zemědělců vykazovaly jednotné zapravení hnojiv do 24 - 48 hodin a jednak toto ukládá legislativa. Pěstování mezplodin nebylo ve výpočtech P-indexu zohledněno vzhledem k nejednoznačnosti vlivu mezplodin na vyplavení P (Bechmann et al. 2009).



Obrázek 6. Průměrné dávky P v hnojivech (kg/ha/rok) dvou vybraných povodí IV. řádu (2006 – 2013)

Bod č. 4 v tab. 15 představuje výpočet zdrojů dle vztahu:

$$\text{Hodnota zdrojů (bezrozm.)} = \check{c}.1 \times 0,25 + \check{c}.2.1 \times 1 + \check{c}.2.2 \times 1 + \check{c}.2.3 \times 0,8 + \check{c}.2.4 \times 0,7$$

Erozní ohroženost (tab. 15, bod č. 5)

Potenciální erozní ohroženost pro modelové území byla v prvním kroku hodnocena pomocí Univerzální rovnice ztráty půdy USLE (Wischmeier et Smith, 1978), pomocí které jsou vypočítány hodnoty dlouhodobého průměrného smyvu půdy (G) dle vztahu:

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

kde:

G - průměrná dlouhodobá ztráta půdy ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$),

R - faktor erozní účinnosti dešťů, vyjádřený v závislosti na kinetické energii a intenzitě erozně nebezpečných dešťů,

K - faktor erodovatelnosti půdy, vyjádřený v závislosti na textuře a struktuře ornice, obsahu organické hmoty a propustnosti půdního profilu,

L - faktor délky svahu, vyjadřující vliv nepřerušené délky svahu na velikost ztráty půdy erozí,

S - faktor sklonu svahu, vyjadřující vliv sklonu svahu na velikost ztráty půdy erozí,

C - faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu, vyjádřený v závislosti na vývoji vegetace a použité agrotechnice,

P - faktor účinnosti protierozních opatření.

Pro výpočet USLE doporučuje v současné době Státní pozemkový úřad (SPÚ) používat poslední platnou metodiku protierozní ochrany půdy VÚMOP, v.v.i. z roku 2012 (Janeček et al. 2012) a hodnoty v ní uvedené.

R faktor

Pro faktor erozní účinnosti přívalového deště (R) je použita průměrná hodnota doporučená pro území ČR $R = 40 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ (Janeček et al. 2012) a pro faktor účinnosti protierozních opatření hodnota $P = 1$ (tzn., že se nepředpokládají žádná dosud aplikovaná protierozní opatření). Faktory R a P tady vstupují do rovnice jako konstanty.

K faktor

Faktor erodovatelnosti půdy (K) vychází z aktualizované databáze BPEJ (© VÚMOP v.v.i. 2013) v měřítku 1: 5000. Hodnoty faktoru K jsou závislé na půdních vlastnostech. Vrstva K faktoru pro zájmové území je připravena v rastrové podobě s rozlišením 10 m.

LS faktor

Dalším vstupem do rovnice pro výpočet G je topografický faktor (LS), neboli faktor délky (L) a sklonu (S) svahu. Pro výpočet LS faktoru na území ČR je použit digitální model terénu od firmy GEODIS s rozlišením 10 m.

V další fázi přípravy dat pro výpočet topografického faktoru je třeba vytvořit vrstvu s informacemi o propustnosti povrchu. Pro tento účel je zvolena databáze LPIS poskytnutá Ministerstvem zemědělství ČR doplněná o data Corine Land Cover (© CENIA). Z uvedených zdrojů je vypočítán rastr propustnosti povrchu s rozlišením 10 m pro území ČR.

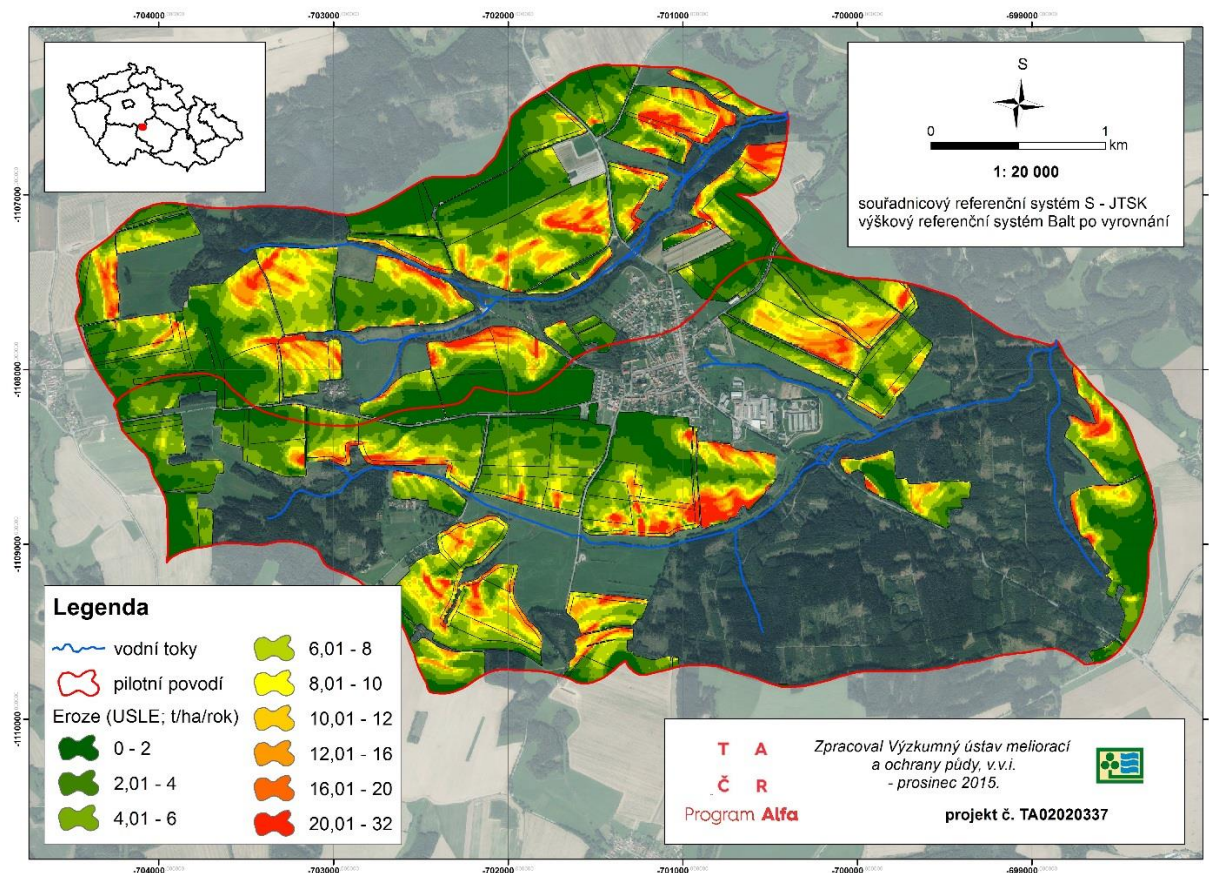
Pro konečný výpočet faktoru LS je zvolen model USLE 2D, nastavena metoda McCool (1987, 1989) s využitím odtokového algoritmu Flux Decomposition. Výsledný rastr ve formátu IDRISI s rozlišením 10 m pro ČR je následně převeden do formátu ESRI grid za účelem dalšího zpracování v prostředí aplikace ArcGIS.

C faktor

Posledními vstupními daty potřebnými pro výpočet hodnot erozního smyvu (G) je vrstva faktoru ochranného vlivu vegetace (C). Metodika určení hodnot tohoto faktoru je podle klimatických regionů (Kadlec a Toman 2002). Hodnoty faktoru C jsou přiřazeny z databáze BPEJ (© VÚMOP v.v.i. 2013). Výsledná vrstva faktoru C byla stejně jako ostatní vstupní data připravena pro území ČR ve formě rastru s rozlišením 10 m.

Výstupy

Výsledkem výpočtu dle metodiky USLE je rastrová vrstva dlouhodobého průměrného smyvu půdy (G) na zájmovém území v rozlišení 10 m. Hodnoty erozního smyvu (G) udávají množství materiálu v tunách odneseného ročně v důsledku činnosti vodní eroze z plochy jednoho hektaru (obr. 7).



Obrázek 7. Potenciální průměrná erozní ohroženost pozemků (t/ha/rok) dvou vybraných povodí IV. řádu

Potenciál výskytu povrchového odtoku (tab. 15, bod č. 6)

Potenciál výskytu povrchového odtoku byl stanoven pomocí metody odtokových křivek (CN křivek) a Topografického vlhkostního indexu

Metoda CN – křivek

Metoda CN - křivek je jednoduchá metoda pro výpočet charakteristik přímého odtoku, způsobeného přívalovou srážkou z povodí do 10 km². Přímý odtok zahrnuje odtok hypodermický a odtok povrchový. K hypodermickému odtoku dochází tehdy, když do půdy infiltrovaná voda stéká po mělce uložené, málo propustné vrstvě, aniž by dosáhla hladiny podzemní vody a vytéká opět na povrch. Čísla CN - křivek nabývají hodnot teoreticky od 10 do 100. Čím větší je hodnota CN, tím je pravděpodobnější, že se přímý odtok týká povrchového odtoku. Základním vstupem CN - křivek je srážkový úhrn, za předpokladu jeho stejnoměrného rozdělení po ploše povodí. Objem srážek je transformován na objem odtoku pomocí čísel odtokových křivek - CN. Jejich hodnoty jsou závislé na hydrologických vlastnostech půd resp. infiltraci, obsahu vody v půdě, vegetačním pokryvu, velikosti nepropustných ploch, retenci, resp. intercepci a povrchové akumulaci (Janeček et al. 2012).

Čísla odtokových křivek - CN jsou určována podle:

hydrologických vlastností půd rozdělených do 4 skupin: A, B, C, D (dle infiltračních rychlostí, retenční vodní kapacity a sklonu);

vlhkosti půdy určené na základě 5denního úhrnu předcházejících srážek, resp. Indexu předchozích srážek (IPS) ve třech stupních, kdy IPS I odpovídá minimálnímu obsahu vody v půdě, při IPS III je voda přesycena vodou z předcházejících dešťů;

využití půdy, vegetačního pokryvu, způsobu obdělávání a uplatnění protierozních opatření.

Pro sestavení čísel odtokových křivek - CN byla použita nejpresnější data, která jsou v současné době v ČR dostupná a to hydrologické skupiny půd (HSP) dle infiltrace, retence a sklonitosti vycházející z databáze BPEJ v měřítku 1: 5000 (© VÚMOP v.v.i. 2013) doplněné vrstvou hydrologických charakteristik půdotvorných substrátů pro nezemědělské plochy. Dále byla provedena analýza způsobu využití území z databáze ZABAGED (© ČÚZK 2012) a LPIS (© MZe 2012) doplněné vrstvou Corine Land Cover (EEA 2006) pro území ČR. Byl vytvořen průnik

vrstvy hydrologických skupin půd s vrstvou způsobu využití půdy. Následně byla vyhodnocena čísla odtokových křivek - CN přiřazením odpovídajících hodnot CN podle druhu využití pozemku jednotlivých hydrologických skupin půd A, B, C a D.

Topografický index

Topografický index je široce používán v hydrologickém modelování, a to především za účelem predikce rozlohy a prostorového rozmístění tzv. zdrojových ploch (zón saturace, čili ploch, kde dochází k nasycení půdního profilu vodou), na nichž je předpokládán vznik povrchového odtoku. Lze totiž předpokládat, že k nasycení dochází přednostně v těch partiích terénu, které jsou plošší (malý sklon) a nacházejí se pod (dlouhým) svahem (velká přispívající plocha). Topografický index, který je přímo úměrný přispívající ploše a nepřímo úměrný sklonu, se tak může stát mírou, nakolik má dané místo tendenci vytvářet vodou nasycené podmínky, a tedy i zdrojové plochy. V praxi jsou pak zdrojové plochy identifikovány na základě překročení zvolené prahové hodnoty topografického indexu.

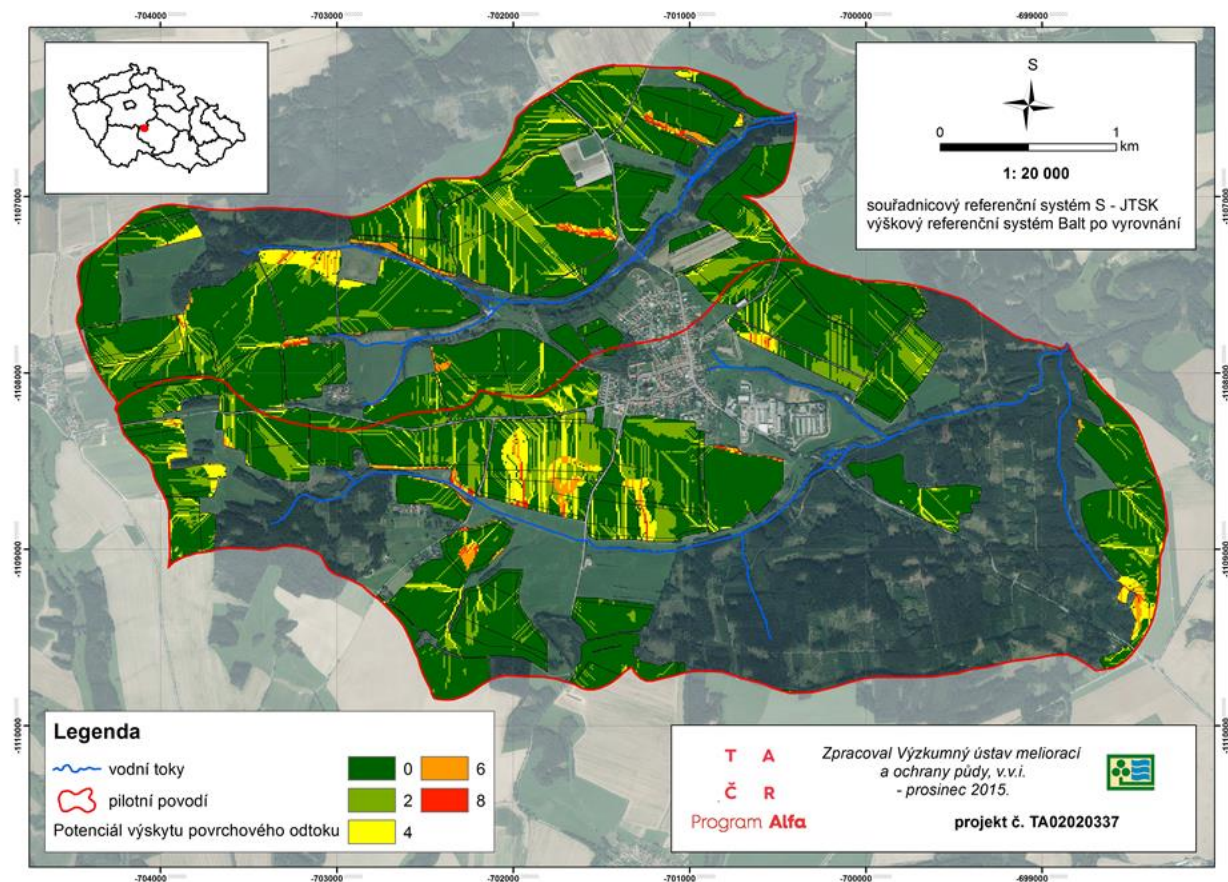
Pro sestavení topografického indexu byla použita data z BPEJ v měřítku 1: 5000 (© VÚMOP v.v.i. 2013) a digitální model terénu od firmy GEODIS s rozlišením 10 m (svažitost území). Hodnoty topografického indexu pro posuzované území byly lineárně rozděleny do 5 tříd, pro jednotlivé subbloky potom jako vážený průměr.

Stanovení topografického indexu (TWI):

$$LN (((\text{"AKUMULACE ODTOKU"} + 0,01) \times 100) / \tan (\text{"SVAŽITOST"}))$$

kde: AKUMULACE ODTOKU generuje dráhy preferenčního proudění povrchového odtoku, SVAŽITOST byla vypočtena z DMT a následně byly stupně převedeny pro účely výpočtu TWI do radiánů.

Potenciál výskytu povrchového odtoku byl určen jako průměr hodnot CN křivek a TWI a poté kategorizován do pěti tříd (0, 2, 4, 6, 8, obr. 8.)



Obrázek 8. Potenciál výskytu povrchového odtoku dvou vybraných povodí IV. řádu

Přispívající vzdálenost (tab. 15, bod č. 7)

Přispívající vzdálenost k vodoteči byla stanovena jako vzdálenost pixelů z gridu 10×10 m k nejbližšímu recipientu s trvalou hladinou povrchové vody (vygenerované dráze soustředěného odtoku s potenciálem povrchového odtoku během srážkoodtokové události). Jako mezní hranice vzdálenosti limitující transportní procesy P byla zvolena 50 m. Pixely nacházející se blíže mají koeficient 1, pixely ležící dále potom 0,2.

Změněná hydrologická spojitost (tab. 15, bod č. 8)

Změněná hydrologická spojitost znamená přítomnost ochranného bufferu před ústím dráhy soustředěného odtoku do vodoteče. Každý pixel předmětného území byl tedy posouzen, zda se v dráze soustředěného odtoku k danému pixelu nachází tento buffer (větší či menší než 3 m). Pro identifikaci bufferů byly použity podklady ZABAGED a aktuální letecký snímek (internet). Hodnoty koeficientů změněné hydrologické spojitosti potom souvisejí s mírou vodní eroze, kterou je daný pixel ohrožen.

Potenciál vyplavení do drenážních vod (tab. 15, bod č. 9)

Potenciál rizika vyplavení P byl stanoven na základě průniku vrstev infiltrační zranitelnosti půdy (Janglová et al. 2003) a vrstvy odvodnění, resp. plochy mikropovodí, která je stavbou ovlivněna. Přítomnost odvodnění - podpovrchové drenáže - byla posuzována dle vektorové vrstvy polygonů představující plochy odvodnění zemědělských pozemků podle bývalé Zemědělské vodohospodářské správy (ZVHS), která je zpracovaná v měřítcích 1:10 000 resp. 1:5 000. Mapová vrstva plošně vymezuje odvodněné území, ale nelze z ní lokalizovat jednotlivé liniové nebo bodové prvky detailu odvodnění.

Daný pixel je tedy posuzován z pohledu polohy v mikropovodí stavby odvodnění a zároveň v infiltračně zranitelné půdě kat. I+II (koeficient 1), či v mikropovodí a zároveň v infiltračně zranitelné půdě kat. III. a vyšší (koeficient 0,5), či ani v jednom (koeficient 0,25)

Stanovení modelu indexu fosforu

Pro stanovení konečného indexu fosforu pro jednotlivé výpočetní jednotky (rastr 10m × 10m) byl aplikován následující přístup:

„Zdroje“ (obr. 9) $\times$ „Transportní faktory“ (obr. 10)

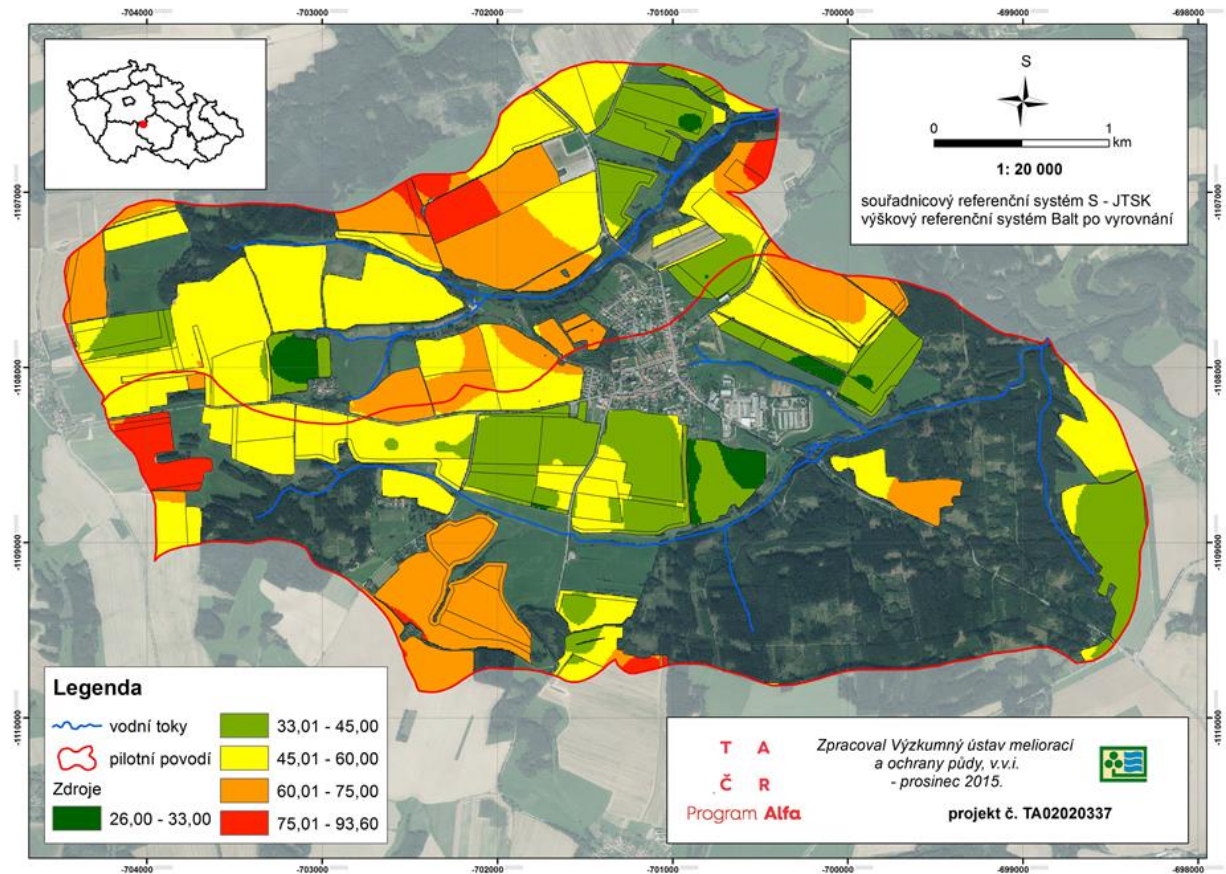
Hodnocení výsledné prostorové diferenciace P-indexu

Pomocí multikriteriálního hodnocení bylo na podkladě vstupních datových vrstev modelováno prostorové rozložení zranitelnosti území z hlediska zdrojů a transportních faktorů P v podrobném rozlišení (grid 10×10 m). Cílem následujícího postupu byla územní generalizace výsledků multikriteriálního hodnocení, tj. vymezení významnější rizikové či bezrizikové plochy ve sledovaném území.

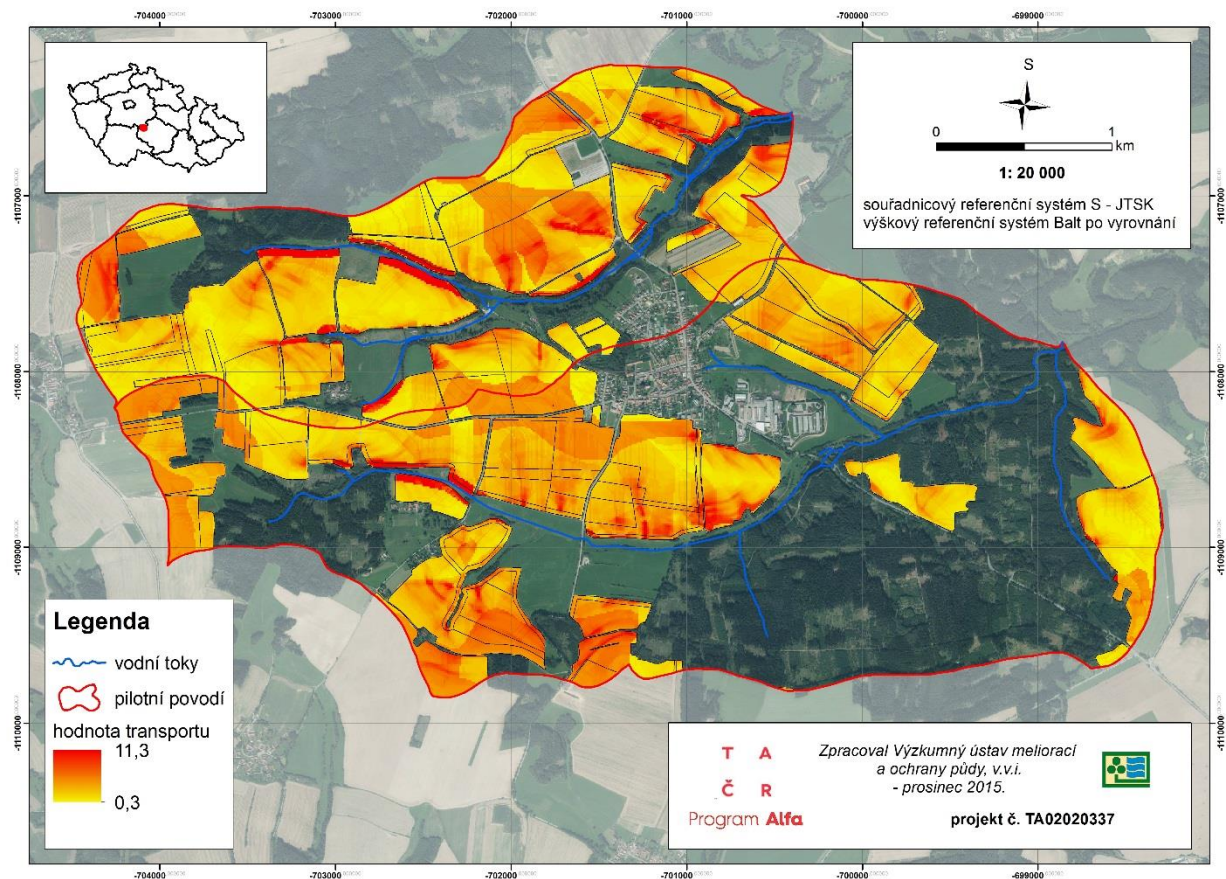
Pro potřeby územní generalizace bylo testováno několik metod:

- 1) Územní generalizace pomocí statistické agregace dat ze sousedních buněk gridu pomocí statistických hodnot – průměr, medián, modus rozdělení hodnot do ekvivalentních intervalů.
- 2) Dále hodnocení pomocí analýzy lokální prostorové autokorelace LISA (local indicators of spatial association) (Anselin 1995), které umožňuje hodnotit uspořádání jevu v prostoru z hlediska míry shlukování jednotek s vysokými/nízkými hodnotami a následně identifikovat oblasti se statisticky významnou koncentrací těchto jednotek. Výsledkem je tedy nejen územní generalizace či odhalení lokálních odlehklých hodnot (nízkých/vysokých), ale také statistické zhodnocení jejich vymezení (Spurná 2008). Výsledná identifikace statisticky významných prostorových shluků vykazuje nadprůměrné či podprůměrné hodnoty v jednotce (buňka gridu) souhlasně s jejím okolím resp. identifikuje potenciální prostorové odchylky v určité jednotce vzhledem k okolním jednotkám.

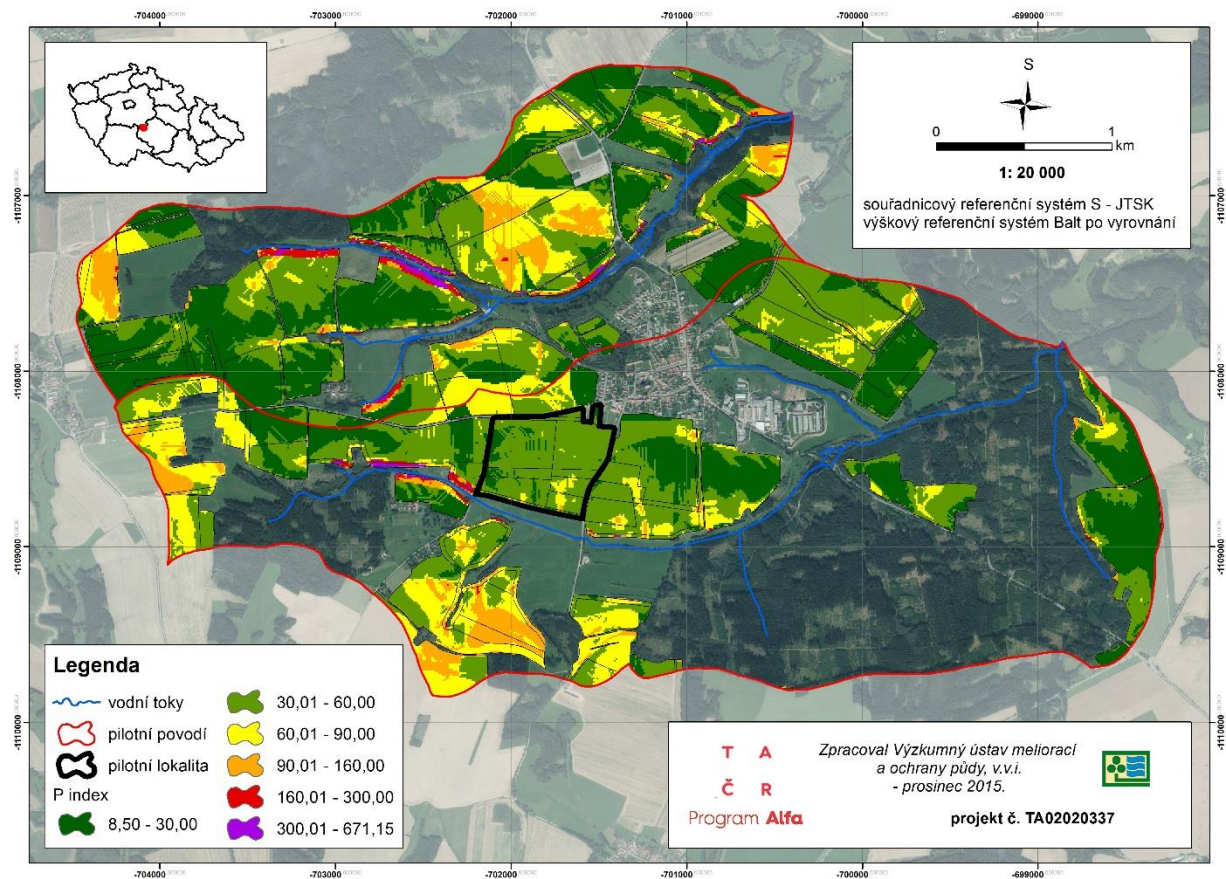
Využití obou těchto postupů při hodnocení prostorové diferenciace a územní generalizace se jeví jako velmi přínosné, jejich potenciál je však nutné potvrdit dalším výzkumem a ověřením v případových studiích. Cílem je vždy ověřit a vybrat vhodné metody územní generalizace pro dané území – tj. volba vhodného statistického parametru agregace, respektive v případě využití analýz prostorové autokorelace ověřit různé způsoby operacionalizace prostorové blízkosti z hlediska vymezení sousedních prostorových jednotek, neboť volba prostorového váhícího schématu je jedním ze základních metodologických problémů postupu (Spurná 2008).



Obrázek 9. Zdroje pro P-index dvou vybraných povodí IV. řádu



Obrázek 10. Transportní faktory pro P-index dvou vybraných povodí IV. řádu



Obrázek 11. P-index (zdroje $\times$ transportní faktory) dvou vybraných povodí IV. řádu

4.7 Interpretace a diskuze výsledků P-indexu

P-index byl naplněn konkrétními daty v uvedených povodích (obr. 11). Pixely 10×10 m byly na základě dosahovaných hodnot P-indexu agregovány pomocí geostatistických metod, se současným zohledněním tvaru a polohy půdních bloků či jejich dílů. Výsledkem agregace pixelů jsou enklávy – polygony, kterým byly přiřazeny kategorie rizikovosti P-indexu. Podle plošného zastoupení těchto enkláv v rámci půdního bloku a jejich kategorií pro potenciál vyplavení P lze pro celý půdní blok definovat optimální management půdy a hnojení z hlediska minimalizace ztrát P z půdy. Je rovněž možné navrhnout další opatření pro snížení rizika vyplavení P v problematických enklávách (zatravnění, půdoochranné pěstování, pásové střídání plodin apod.) a účinnost těchto opatření metodou P-indexu zpětně ověřit (viz dále).

Z výsledné mapy rozložení hodnot P-indexu (obr. 11) je zřejmé, že rozhodujícím činitelem z hlediska potenciálně odneseného množství P z půdy do vod jsou transportní faktory, resp. povrchový odtok a půdní eroze. Pro omezení tohoto rizika by bylo účelné provést např. ochranné zatravnění na pozemcích, jejichž spodní hranice má vzdálenost k vodnímu toku menší než 50 m. V některých případech by se jednalo o nahrazení stávajících ochranných pásů, často osetých obilninou, trvalým travním porostem. Podstatné jsou pro vysoké hodnoty P-indexu dále enklávy s vysokou zásobou půdního P, v mělkých, infiltračně zranitelných půdách, s návazností na systémy odvodnění.

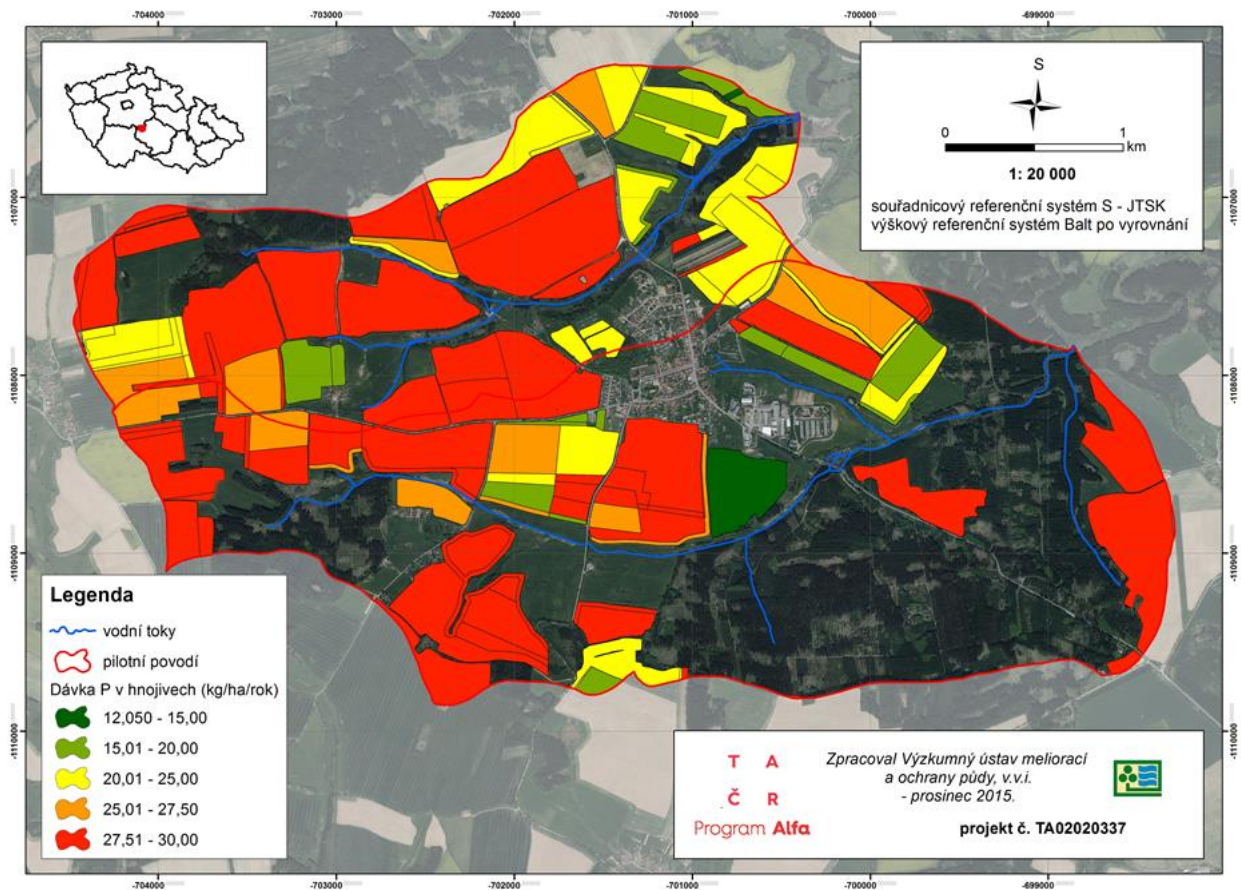
Z celkové plochy modelového území bylo 74,8 % obsaženo ve dvou nejnižších kategoriích P indexu (8,5 – 30, 30 – 60, obr. 11), kterým lze na základě zjištěných výsledků z pilotní lokality (kap. 4.1, 4.4 a 4.5) přiřadit nízké riziko vyplavení P. Hodnoty P-indexu na spodní části pilotní lokality na linii A spadají do kategorií 60-90 a 90-160, u kterých (zejména té vyšší) bylo pomocí indikátorů vyplavení zjištěno zvýšené riziko vyplavení P do vod. P-index pilotní lokality tedy odpovídá zjištěným experimentálním výsledkům a na základě toho lze nízké riziko vyplavení P přiřadit všem plochám na modelovém území s hodnotou P-indexu do 60. Zvýšené riziko vyplavení P ($P\text{-index} > 60$) pocházelo z 25,2 % plochy orné půdy. Takto vyhodnocené plochy je možné považovat za kritické zdrojové lokality. Hodnoty P-indexu pilotní lokality nepostihly riziko vyplývající z vysokých hodnot indikátorů nasycení půdy P na linii B (B3 a B4), neboť vymezení hlavních půdních jednotek v rámci Komplexního

průzkumu půd nemohlo detailně postihnout půdní variabilitu na rozdíl od podrobného půdního průzkumu pilotní lokality v r. 2012.

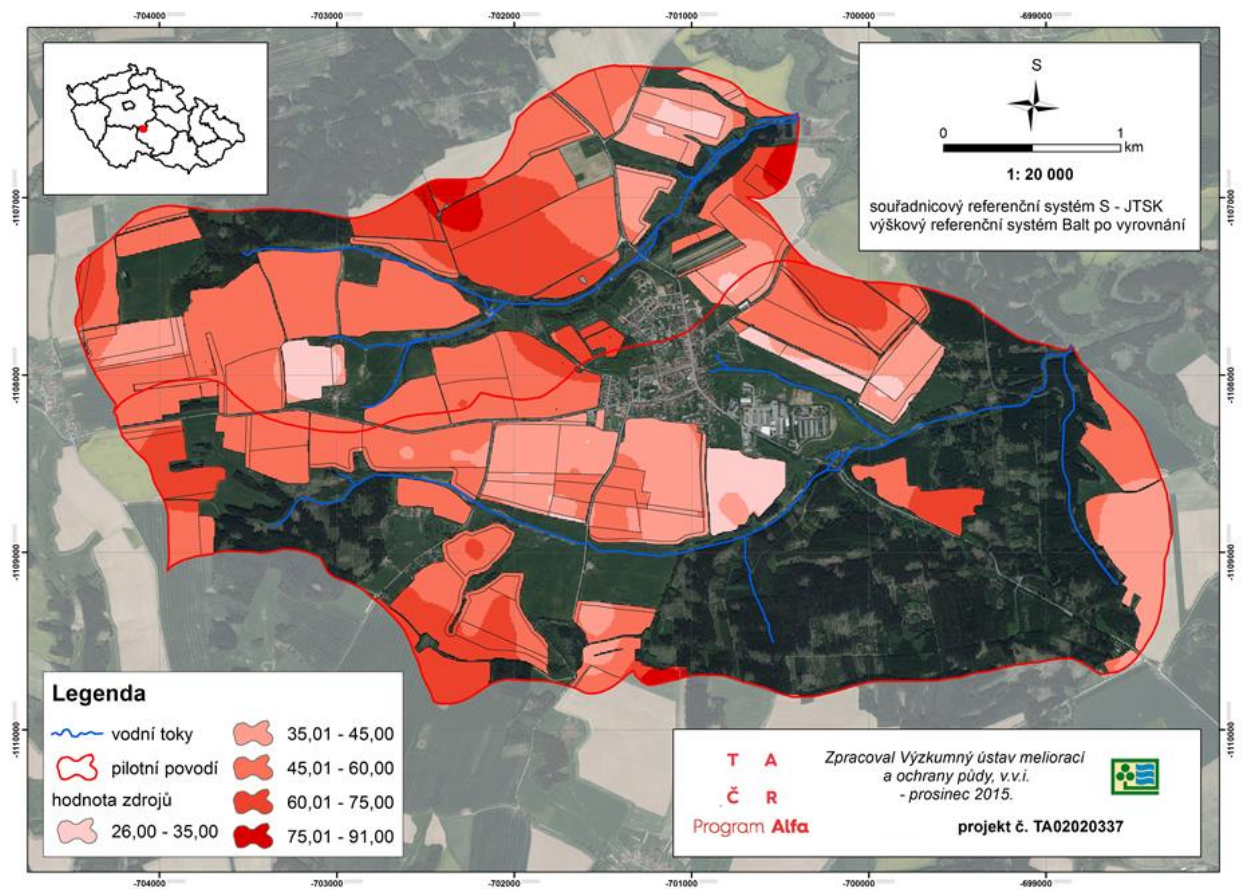
Riziko vyplavení P z enkláv s hodnotami P-indexu > 60 bylo sníženo simulací scénáře s limitovanými celkovými dávkami P v hnojivech (bez rizika snížení výnosů na základě propočtu dle normativů v tab. 6) na max. 30 kg P/ha /rok a ochranným zatravněním spodních částí pozemků tak, aby vzdálenost zorněné části pozemku od toku byla větší než 50 m. Snížení celkové dávky P na modelovém území (obr. 12) se promítlo do celkové úspory minerálních hnojiv ve výši 207 kg P/rok (tj. 0,3 kg P/ha modelového území) a snížení hodnoty zdrojů (obr. 13). Navržené zatravnění se týkalo 17,1 ha, tj. 2,4 % výměry orné půdy modelového území a výrazným způsobem snížilo hodnotu transportních faktorů (obr. 14). Těmito opatřeními došlo ke snížení průměrné hodnoty P-indexu (obr. 15) z 47,6 na 43,1 a podílu orné půdy s P-indexem > 60 z 25,2 % na 21,9 %. Změna P-indexu po simulaci těchto opatření je znázorněná na obr. 16, z kterého je patrné, že snížením dávek hnojení byl P-index redukován maximálně o 10-50, kdežto zatravnění bylo daleko účinnější (redukce P-indexu o 50-551).

5. Závěr

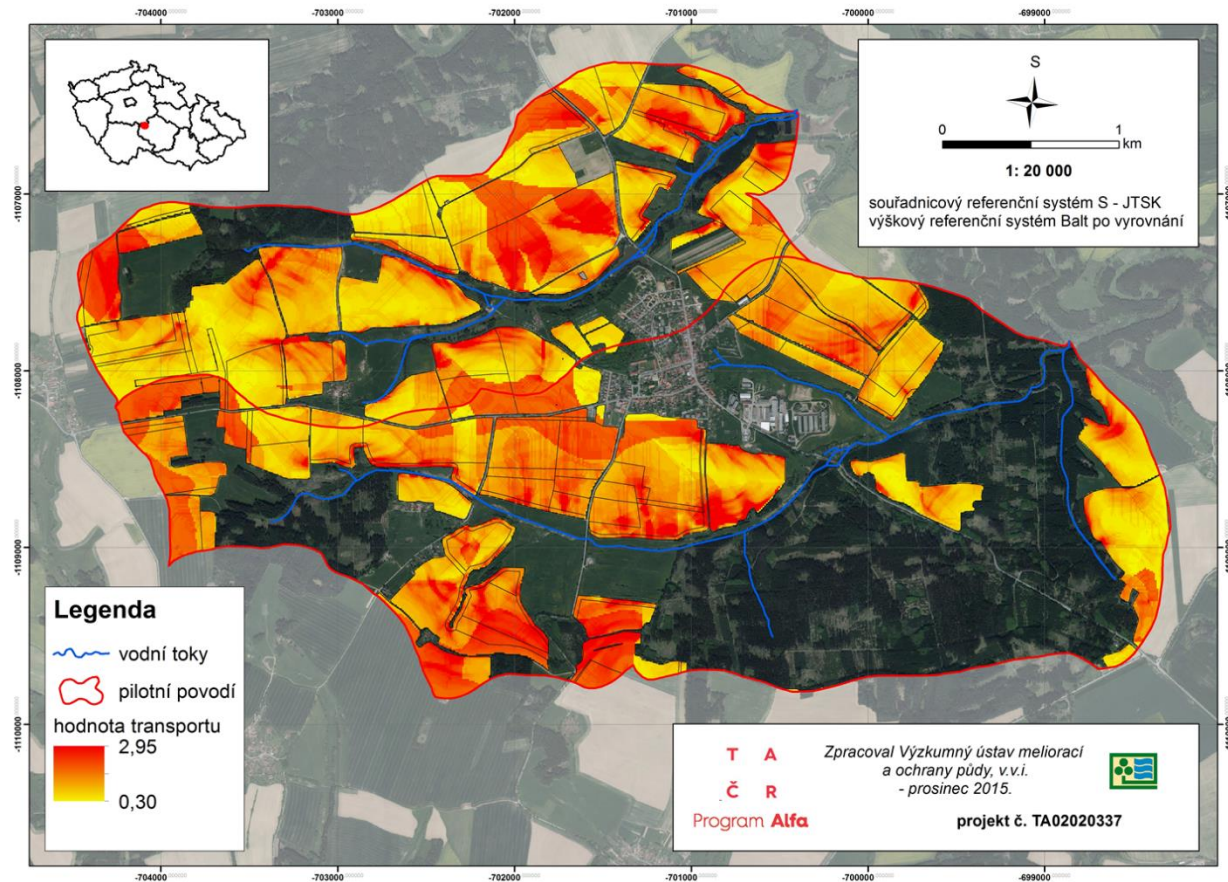
Metodika představuje ucelený nástroj vymezení rizika vyplavení fosforu ze zemědělských půd do povrchových a podzemních vod, extrapolující široké spektrum poznatků z pilotní lokality na další území pomocí metody P-indexu. Vzhledem k tomu, že zvýšené riziko vyplavení P má přechodný charakter spjatý s významnými srážko-odtokovými epizodami, je nutné jako účinné nástroje ke zmírnění vyplavení P do vod doporučit ta opatření, která mají pozitivní vliv na zpomalení odtoku vody ze zemědělské půdy, tj. na zvyšování retence vody v krajině. Mezi ně lze zařadit jednak agrotechnické postupy (např. půdoochranné technologie, optimalizace dávek P v hnojivech, vápnění, maximalizace délky vegetačního pokryvu) a jednak opatření organizační a technická. Ta je možné navrhovat na různých úrovních, resp. měřítcích, např. na jednotlivých svazích, stavbách odvodnění, podpovodích. Mezi tato opatření lze zahrnout zatravněné pásy a průlehy, buffer zóny na patách svahů/podél vodních toků, zařízení pro regulaci odtoku z drenážních systémů, postupy pro eliminaci drenáží, výstavbu mokřadů, suché a sedimentační nádrže apod.



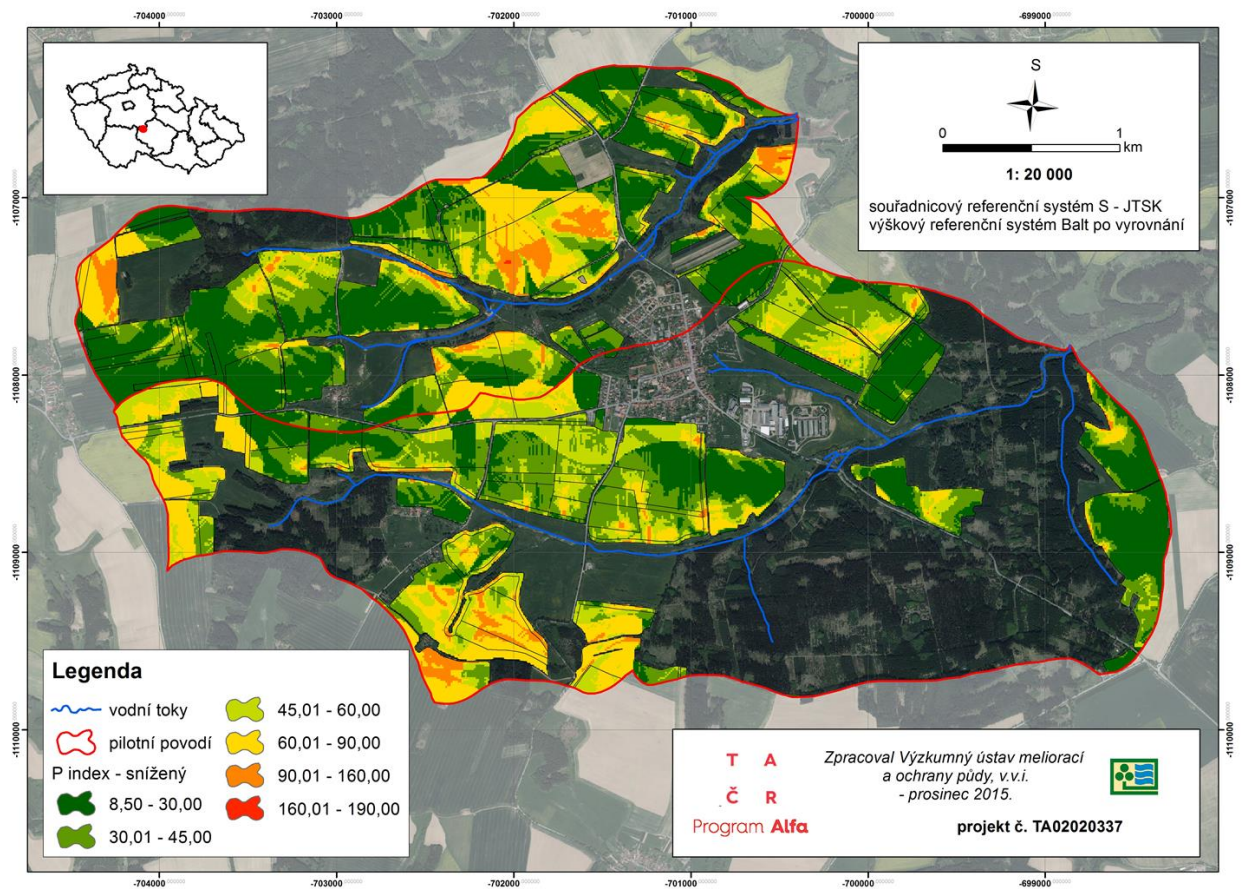
Obrázek 12. Průměrné dávky P v hnojivech (kg/ha/rok) se simulovanou maximální dávkou 30 kg P/ha /rok.



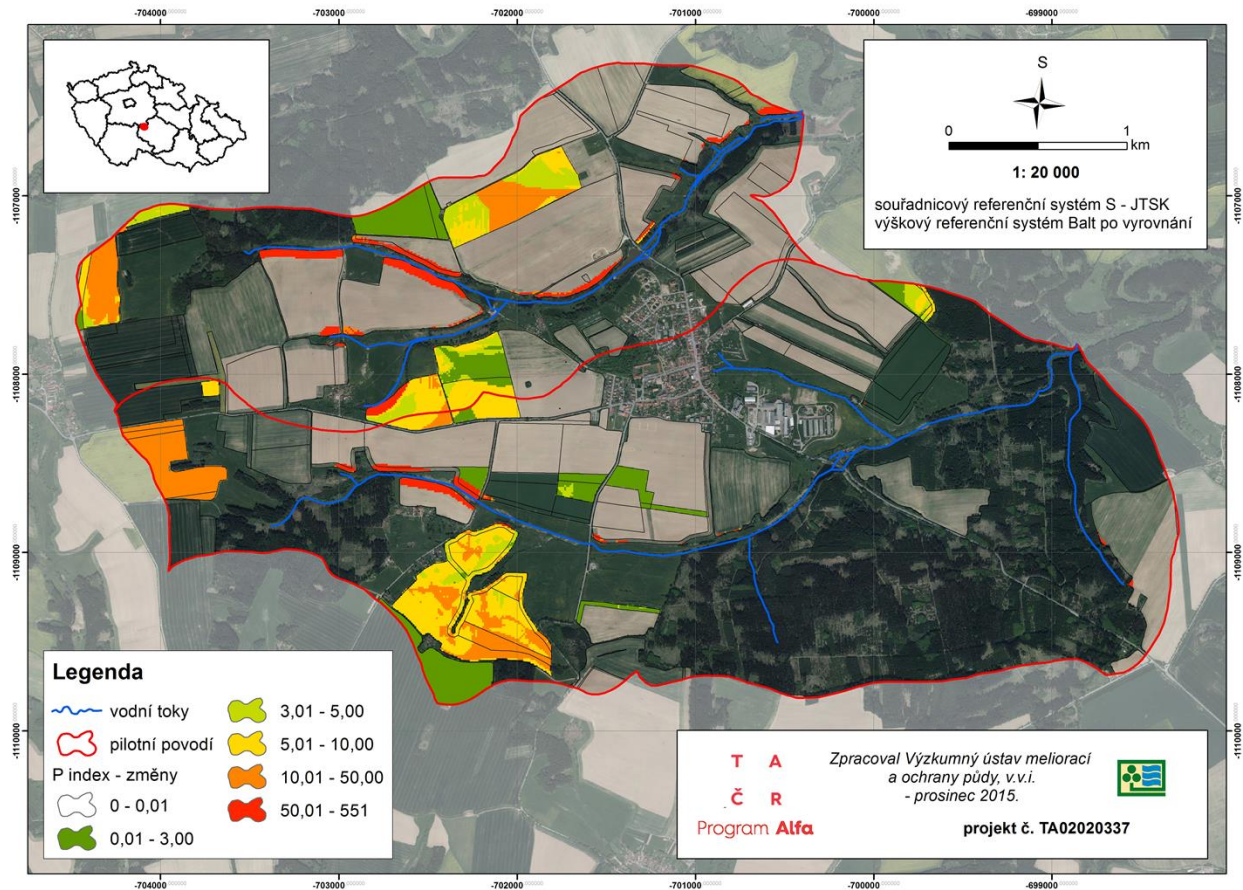
Obrázek 13. Zdroje pro P-index po simulaci maximální dávky hnojení 30 kg P/ha /rok.



Obrázek 14. Transportní faktory po simulaci zatrávnění (přispívající vzdálenost > 50 m)



Obrázek 15. P-index po simulaci max. dávky hnojení 30 kg P/ha /rok a zatravnění (přispívající vzdálenost > 50 m)



Obrázek 16. Změna P-indexu po simulaci max. dávky hnojení 30 kg P/ha /rok a zatravnění

6. Summary

A methodology for mitigation of phosphorus leaching risk from agricultural land into surface and ground waters by agrotechnical measures using P-index

Phosphorus impairment of waters from non-point agricultural sources remains a concern worldwide due to eutrophication risk and the need of efficient remedial strategies to be implemented. This methodology introduces phosphorus (P)-index method as a tool to mitigate P water pollution from non-point sources. A concept of P-index adapted to arable tile drained land was used for identification of Critical source areas contributing to P losses substantially, where implementation of agricultural best management practices minimizes P loss very cost-effectively. Recommended agronomic options for best management practices related to P losses mitigation include soil conservation technologies, optimizing P fertilization, liming, cover cropping systems etc.

The methodology is based on results from a small, intensively monitored 34.5 ha pilot tile-drained subcatchment. Here, a detailed soil survey was done accompanied by repeated, dense soil sampling and monitoring of soil water quality in lysimeters. Drainage waters were monitored for quantity and quality by the use of regular as well as snap-shot sampling approaches by the use of automatic water level gauging devices and ISCO samplers. P index approach was then extended to two small catchments with the total area of 14.39 km². The results of the small pilot area as well as the findings from two catchments showed that soil P indicators together with prevailing transport mechanisms – overland flow and leaching – are the key components of P index. As the substantial P load from tile drainage systems as well as soil erosion processes were caused by high-flow events, organizational and technical measures coinciding with water quality and water retention in landscape are highly recommended. These measures include buffer zones, grassy strips, flow-controlling measures on tiles or ditches, constructed wetlands, dry detention and sediment ponds, etc. It was revealed that the suggested P index method stands for a promising tool for identification of potential P losses to drainage or surface waters.

III) Srovnání „novosti postupů“

Postupy uvedené v metodice jsou unikátní a nové v několika úrovních. Jednak představují možnosti a způsoby využití detailních dat o dávkách minerálních a organických hnojiv, koncentracích a odnosech P v drenážních a lyzimetrických vodách a různých půdních indikátorech rizika vyplavení P pro kalibraci-validaci metody tzv. P-indexu v podmínkách krystalinika ČR. Dále přinášejí přehled a popis agrotechnických opatření, optimálních pro snížení rizika vyplavení fosforu do vod. Uvádějí kroky, které za použití metody P-indexu umožňují identifikovat okrsky o velikosti < 1 ha v rámci půdních bloků (či subbloků) dle LPIS, zranitelné ke zvýšenému vyplavení P do drenážních či povrchových vod. A konečně přinášejí návrhy agrotechnických operací pro vhodný management těchto enkláv, náchylných ke zvýšenému odnosu P do vod. Popsané poznatky, metody a přístupy představují možnosti efektivního snížení vnosu P do vod z plošných zdrojů a mohou sloužit jako účinný doplněk pro procesy plánování v oblasti vod, zejména ve smyslu návrhů souborů opatření.

IV) Popis uplatnění Certifikované metodiky

Certifikovaná metodika bude uplatněna v provozní praxi Povodí Vltavy, státní podnik a přispěje k cílům ochrany vod jako složky životního prostředí (environmentální cíle), které jsou obsaženy v Plánech oblasti povodí Horní Vltavy, Dolní Vltavy a Dyje. Umožní redukci znečištění fosforem povrchových a podzemních vod ze zemědělských plošných zdrojů znečištění a sníží riziko eutrofizace vod, které představuje závažný ekologický i společenský problém. Zároveň metodika přispěje i k efektivitě hospodaření s fosforečnými hnojivy v zemědělských podnicích, tj. k maximálnímu využití aplikovaného P, jeho optimálnímu dávkování a k minimalizaci jeho ztrát a v neposlední řadě i k úspoře nákladů za nákup hnojiv.

V) Ekonomické aspekty

Přesné vyčíslení ekonomického přínosu postupů, uvedených v metodice je obtížné, neboť se jedná o kombinaci položek environmentálních, zemědělských i celospolečenských. V rámci Plánu oblasti povodí Dolní Vltavy 2010-2015 jsou předpokládány náklady na dosažení cílů ochrany

vod jako složky životního prostředí pomocí opatření regulujících znečištění z plošných zdrojů znečištění ve výši 2,3 mld Kč. Předkládaná metodika má výrazný potenciál přispět ke snížení této částky tím, že relativně jednoduchou metodou přesně vymezí části území s potenciálním rizikem vyplavení fosforu, kde lze následně uplatnit odpovídající opatření ke snížení tohoto rizika. Vzhledem k závažnosti a složitosti problematiky vyplavení fosforu nelze předpokládat, že ke zlepšení stavu vod z hlediska zatížení fosforem dojde v krátkém časovém úseku, naopak je pravděpodobné, že v závislosti na podmínkách a velikosti povodí se bude nejčastěji jednat o řád roků, maximálně desetiletí.

Dalším ekonomickým aspektem je ušetření nákladů na zakoupení fosforečných minerálních hnojiv zemědělským podnikem, který na základě této metodiky může nejen snížit celkový objem aplikovaných fosforečných hnojiv, ale i optimalizovat jejich využití a distribuci. Cena 1 kg fosforu v minerálních hnojivech je vysoká, např. u superfosfátu se jedná o cca 70 Kč (vč. DPH).

VI) Seznam použité související literatury

Andersen, H. E., Kronvang, B. 2006. Modifying and evaluating a P Index for Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution*, 174: 341–353.

Anselin, L. 1995. Local Indicators of Spatial Association – LISA. *Geographical Analysis* 27 (2): 93–115.

Bache, B. W. Williams, E. G. 1971. A phosphate sorption index for soils. *Journal of Soil Science*, 22, 289–301.

Bachmann, S.; Wentzel, S.; Eichler-Löbermann, B. 2011. Codigested dairy slurry as a phosphorus and nitrogen source for *Zea mays* L. and *Amaranthus cruentus* L. *J Plant Nutr Soil Sc*, 174: 908–915.

Beauchemin, S., Simard, R.R., Cluis, D., 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J. Environ.Qual.* 27, 721–728.

Bechmann, M, Kleinman, P.J.A., Sharpley A.N., Saporito L. 2005. Effect of freezing and thawing on fate of phosphorus in bare, manured and catch cropped soils. *J Environ Qual*, 34: 2301–2309.

Bechmann, M., Stålnacke, P., Kværnø, S., Eggestad, H.O., Øygarden, L. 2009. Integrated tool for risk assessment in agricultural management of

soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen, *Science of the total Environment*, 407: 749 – 759.

Bechmann, M.E., Stålnacke, P., Kvaernø. 2007. Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 120: 117-128.

Bergström, L., Kirchmann, H., Djodjic, F., Kyllmar, K., Ulén, B., Liu, J., Andersson, H., Aronsson, H., Börjesson, G., Kynkäänniemi, P., Svanbäck, A., Villa, A. 2015. Turnover and Losses of Phosphorus in Swedish Agricultural Soils: Long-Term Changes, Leaching Trends, and Mitigation Measures. *Journal of Environmental Quality*, 44 (2): 512-523.

Bomans E., Fransen K., Gobin A., Mertens J., Michiels P., Vandendriessche H., Vogels N. 2005. Addressing phosphorus related problems in farm practice. Final report to the European Commission.

Braskerud, B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.-G.B., Ulén B., Koskiaho J. 2005. Can Constructed Wetlands Reduce the Diffuse Phosphorus Loads to Eutrophic Water in Cold Temperate Regions ? *J. Environ. Qual.* 34: 2145-2155.

Breeuwsma, A., Silva, S. 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po Region (Italy). Report 57. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil, and Water Research. Wageningen, The Netherlands.

Breeuwsma, A., Reijerink, J.G.A., Schoumans, O.F. 1995. Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. In: *Animal Waste and the Land Water Interface* (ed K. Steele), pp. 239–251. Lewis–CRC, New York.

Buurman, P., Van Lagen, B., Velthorst, E.J. 1996. Department of Soil Science and Geology, Wageningen Agriculture University, Manual for Soil and Water Analysis, Backhus Publishers Leiden, 45-48.

Dahlke H.E., Easton Z.M., Lyon S.W., Walter M.T., Destouni G., Steenhuis T.S. 2012. Dissecting the variable source area concept – Subsurface flow pathways and water mixing processes in a hillslope. *Journal of Hydrology*, 420 - 421: 125 – 141.

Delgado, A., Scalenghe, R. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2008, 171: 552 – 575.

- Drewry, J.J., Newham, L.T.H., Greene, R.S.B. Index models to evaluate the risk of phosphorus and nitrogen loss at catchment scales. 2011. *Journal of Environmental Management*, 92: 639-649.
- Ekholm, P., Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*, 492(1-3): 29–42.
- Ekholm, P., Lehtoranta, J. 2012. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? *Journal of Environmental Management*, 93(1): 140–6.
- Fučík, P., Hejduk, T. and Peterková, J. 2015. Quantifying Water Pollution Sources in a Small Tile-drained Agricultural Watershed. *Clean Soil Air Water*, 43: 698–709. doi: 10.1002/clen.201300929
- Fučík, P., Novák, P., Žížala, D. 2014. A combined statistical approach for evaluation of the effects of land use, agricultural and urban activities on stream water chemistry in small tile-drained catchments of south Bohemia, Czech Republic. *Environmental Earth Sciences*, 72(6): 2195-2216.
- Gächter R., Steingruber S.M., Reinhardt M., Wehrli B. 2010. Nutrient transfer from soil to surface waters: Differences between nitrate and phosphate. *Aquat Sci*, 66: 117 – 122.
- Heathwaite, A. L., Haygarth, P. M., Matthews, R., Preedy, N., Butler, P. 2005. Evaluating colloidal phosphorus delivery to surface waters from diffuse agricultural sources. *Journal of Environmental Quality*, 34(1), 287–298.
- Hernandez-Ramirez, G., Brouder, S.M., Ruark, M.D., Turco, R.F., 2011. Nitrate, phosphate, and ammonium loads at surface drains: agroecosystems and nitrogen management. *J. Environ. Qual.* 41, 1229–1240.
- Hilborn, D., Stone, R.P. (2005): Determining the Phosphorus Index for a field Factsheet, order no. 05-067.
- Honisch, M., Hellmeier, C., Weiss, K. (2002): Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma*, 105: 277-298.
- Chakraborty, D., Nair, V.D., Harris, W.G., Rhue, R.D. 2012. Environmentally relevant phosphorus retention Capacity of sandy coastal plain soils. *Soil Science* 177 (12): 701 – 707.

Chakraborty, D., Nair, V.D., Chrysostome, M., Harris, W.G. 2011. Soil phosphorus storage capacity in manure-impacted Alaquods: Implications for water table management. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 142: 167-175.

Chrysostome M., Nair V.D., Harris W.G., Rhue R.D. 2007. Laboratory Validation of Soil Phosphorus Storage Capacity Predictions for Use in Risk Assessment, *Soil Science Society of America Journal*, 71(5): 1564-1569.

Jan, J., Borovec, J., Kopáček, J., Hejzlar, J. 2015. Assessment of phosphorus associated with Fe and Al (hydr)oxides in sediments and soils. *J Soils Sediments*, 156: 1620 – 1629.

Janeček, M. a kol. 2012. Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika. Praha: Powerprint, s.r.o. 113 s. ISBN 978-80-87415-42-9.

Janglová, R., Kvítek, T., Novák, P. 2003. Kategorizace infiltrační kapacity půd na základě geoinformatického zpracování dat půdních průzkumů. *Soil and Water Scientific Studies* 2: 61–81.

Jarvie H. P., Withers P.J.A., Bowes M. J., Palmer-Felgate E.J., Harper D.M., Wasiak K., Wasiak P., Hodgkinson R.A., Bates A., Stoate C., Neal M., Wickham H.D., Harman S.A., Armstrong L.K. 2010. Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agriculture ecosystems & Environment* 135: 238–252.

Jarvie H., Neal C., Withers P.J.A. 2006. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Sci Total Environ*, 360: 246– 253.

Kadlec, M., Toman, F. 2002. Závislost faktorů protierozní účinnosti vegetačního pokryvu C na klimatickém regionu, In: *Bioklima - Prostředí – Hospodářství*. s. 544. – 550, ISBN 80 – 85813–99– 8.

Kleinman, P.J.A., Needleman, B.A., Sharpley, A.N., McDowell, R.W. 2003. Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 215-224.

Kleinman, P.J.A., Sharpley, A.N., McDowell, R.W., Flaten, D.N., Buda, A.R., Tao, L., Bergstrom, L., Zhu, Q. 2011. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. *Plant Soil*, 349: 169 – 182.

Klír, J., Kuncová, E., Čermák, P. 2007. Rámcová metodika výživy rostlin a hnojení. Metodika pro praxi. 2. aktualizované vydání. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. ISBN 978-80-87-011-14-0, 40 str.

- Kunzová, E. 2009. Výživa rostlin a hnojení fosforem. Praha, Ruzyně: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Lemunyon, J. L., Gilber, R. G. 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* 6, 483–486.
- Li H., Huang Q., Meng Q., Ma L., Yuan L., Wang F., Zhang W., Cui Z., Shen J., Chen X., Jiang R., Zhang F. 2011. Integrated soil and plant phosphorus management for crop and environment in China. A review. *Plant Soil*, 349: 157-167.
- Liška, M., Duras, J., VN Švihov – monitoring kvality vody v povodí a jeho výsledky. 2011. *Vodní hospodářství*, 3/2011: 93 – 98.
- Liu J., Khalaf R., Ulén B. 2013. Potential phosphorus release from catch crop shoots and roots after freezing-thawing. *Plant Soil* 371: 543-557.
- Madison A.M., Ruark M.D., Stuntebeck T.D., Komiskey M.J., Good L.W., Drummy N., Cooley E.T. 2014. Characterizing phosphorus dynamics in tile-drained agricultural fields of eastern Wisconsin. *Journal of Hydrology*, 519: 892-901.
- Maguire, R.O., Foy, R.H., Bailey, J.S., Sims, J.T. 2001. Estimation of the phosphorus sorption capacity of acidic soils in Ireland. *European Journal of Soil Science*, 52: 479 – 487.
- Maguire, R.O., Sims, J.T. 2002. Soil testing to predict phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.* 31: 1601-1609.
- Matula J. 2007. Optimalizace výživného stavu půd pomocí diagnostiky KVK-UF. In: *Metodika pro praxi*, Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.: 47 str.
- Matula J. 2012. Inovace metod kontroly výživného stavu zemědělských půd fosforem z konsensu produkčního a environmentálního aspektu šetrného využívání přírodních zdrojů. *Metodika pro praxi*, Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.: 51 str.
- Mc Cool, D. K. a kol. 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 30 (5): 1387–1396.
- Mc Cool, D. K. a kol. 1989. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 32, č. 5, s. 1571–1576.

McGeachan M.B., Hooda P.S. 2010. Modelling water pollution by leached soluble phosphorus part 1: Calibration of the ANIMO model. *Biosystems engineering*, 106: 138-146.

Meals, D. W., Dressing, S. A., Davenport, T. E. 2010. Lag time in water quality response to best management practices: a review. *Journal of Environmental Quality*, 39(1): 85–96.

Möller K., Müller T. 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Eng Life Sci*, 12: 242 – 257.

Nair V.D., Harris, W.G. 2004. A capacity factor as an alternative to soil test phosphorus in phosphorus risk assessment. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47:4, 491-497.

Nair V.D., Portier K.M., Graetz, D.A., Walker, M.I. 2004. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *J. Environ. Qual.* 33: 107-113.

Nařízení vlády č. 23/2011, o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

Reid D.K., Ball B., Zhang T.Q. 2012. Accounting for the Risks of Phosphorus Losses through Tile Drains in a Phosphorus Index. *J Environ Qual*, 41 (6): 1720 – 1729.

Renneson M., Vandenberghe Ch., Marcoen J. M., Bock L., Colinet G. 2010. Study of the degree of phosphorus saturation in Walloon Region (South Belgium). 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a changing World, Brisbane, Australia. DVD.

Sharpley A.N, Jarvie H.P., Buda A., May L., Spears B., Kleinman P. 2013. Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment. *Journal of Environmental Quality*, 42: 1308-1326.

Sharpley A.N., Bergström L., Aronsson H., Bechmann M., Bolster C.H., Börling K., Djodjic F., Jarvie H. P., Schoumans O.F., Stamm Ch., Tonderski K.S., Ulén B., Uusitalo R., Withers P.J.A. 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *AMBIO* 2015, 44(Suppl. 2):S163–S179. DOI 10.1007/s13280-014-0612-x

- Sharpley A.N., Kleinman P.J.A., Jordan P., Bergstrom L., Allen A.L. 2009. Evaluating the success of phosphorus management from field to watershed. *J. Environ. Qual.* 38, 1981–1988.
- Sharpley, A. N., Weld, J. L., Beegle, D. B., Kleinman, P. J., Gburek, W. J., Moore Jr., P. A., & Mullins, G. 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *J. Soil Water Cons.*, 58, 137-152.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., McCullough, G. K. 2012. The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change. *Journal of Great Lakes Research*, 3(3): 6–13.
- Schoumans, O.F. 2000. Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. In: *Methods for Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals and Waters* (ed. G.M. Pierzynski), pp. 31-34. Southern Co-operative Series Bulletin No 396, North Carolina Co-operative Extension, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Schoumans, O.F., Chardon, W.J., Bechmann, M.E., Gascuel-Oudoux, C., Hofman, G., Kronvang, B., Rubæk, G.H., Ulén, B., Dorioz, J.M. 2014. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment* Volume, 468-469: 1255-1266.
- Smethurst P. J., Petrone K.C., Langergraber G., Baillie C.C., Worledge D., Nash D. 2014. Nitrate dynamics in a rural headwater catchment: measurements and modelling. *Hydrol Process*, 28: 1820 – 1834.
- Smith D. R., Francesconi W., Livingston S.J., Huang C. 2015. Phosphorus losses from monitored fields with conservation practices in the Lake Erie Basin, USA. *AMBIO*, 44(2): 319–331. DOI 10.1007/s13280-014-0624-6.
- Smith D.R., Warnemuende E.A., Huang C., Heatmen, G.C. 2007. How does the first year tilling a long-term no-tillage field impact soluble nutrient losses in runoff? *Soil&Tillage Research*, 95: 11-18.
- Spurná, P. 2008. Prostorová autokorelace – všudypřítomný jev při analýze prostorových dat? *Sociologický časopis/Czech Sociological Review* 44 (4): 767–787.
- Algoazany, A.S., Kalita, P.K., Czapar, G.F., Mitchell, J.K. 2007. Phosphorus transport through subsurface drainage and surface runoff from a flat watershed in east central Illinois, USA. *J. Environ. Qual.* 36, 681–693.

- Stamm Ch., Jarvie H.P., Scott T. 2014. What's More important for managing Phosphorus: Load, Concentrations or Both? *Environmental Science & Technology* 48:23-24.
- Stenberg M., Ulén B., Söderström M., Roland B., Delin K., Helander C.-A. 2012. Tile drain losses of nitrogen and phosphorus from fields zone integrated and organic crop rotations. A four-year study on a clay soil in southwest Sweden. *Science of the Total environment*, 434: 79-89.
- Ulén B., Djodjic F., Etana A., Johansson G., Lindström J. 2011. The need for an improved risk index for phosphorus losses to water from tile-drained agricultural land. *Journal of Hydrology*, 400: 234–243.
- Ulén B., Wesström I., Johansson G., Stjernman Forsberg L. 2014. Recession of phosphorus and nitrogen concentrations in tile drainage water after high poultry manure applications in two consecutive years. *Agr Water Manage*, 146: 208–217.
- Van der Zee, S.E.A.T.M. & van Riemsdijk, W.H. 1988. Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *Journal of Environmental Quality*, 17, 35-41.
- Van der Zee, S.E.A.T.M., Fokkink, L.G.J., van Riemsdijk, W.H. 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Science Society of America Journal*, 51: 599-604.
- Vanden Nest, T., Ruyschaert G., Vandecasteele, B., Cougnon, M., Merckx, R., Reheul, D. 2015. P availability and P leaching after reducing the mineral P fertilization and the use of digestate products as new organic fertilizers in a 4-year field trial with high P status. *Agric. Ecosyst. Environ.* 202: 56–67.
- Vanden Nest, T., Ruyschaert G., Vandecasteele, B., Houot, S., Baken, S., Smolders, E., Cougnon, M., Merckx, R., Reheul, D. 2016. The long term use of farmyard manure and compost: Effects on P availability, orthophosphate sorption strength and P leaching. *Agric. Ecosyst. Environ.* 216: 23–33.
- Vanden Nest, T., Vandecasteele, B., Ruyschaert, G., Merckx, B. 2014. Incorporation of catch crop residues does not increase phosphorus leaching: A soil column experiment in unsaturated conditions, *Soil Use and Management*, 30 (3): 351-360.
- Williams, M.R., King, K.W., Dayton E., LaBarge G. A. 2015. Sensitivity analysis of the Ohio phosphorus risk index. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 58: 93-102.

Wischmeier, W. H., Smith, D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. USDA-ARS Agriculture Handbook N° 537, Washington DC. 58 p.

Zbíral, J., Honsa, I. a kol. 2010. Analýza půd I, ÚKZÚZ Brno, ISBN 978-80-7401-031-6, 290 s.

VII) Seznam předcházejících publikací autorů

Duffková R., Zajíček A., Fučík P. 2014. Vyplavení dusíku a fosforu z malých zemědělských odvodněných povodí s aplikací různých hnojiv. Vodní hospodářství 64(12): 47-52. TA02020337.

Fiala, D., Fučík, P., Hruška, J., Rosendorf, P. Simon, O. 2013. Fosfor v centru pozornosti. Vodní hospodářství, 63(8): 247-250. EHP CZ0051 (J.H.), MŽP0002071101 (D.F.), MZE0002704902 (P.F.).

Fučík P., Kvítek T., Hejduk T., Peterková J. 2012. Příspěvek k vyčíslení podílů zdrojů znečištění vod ze sledovaných profilů v malém odvodněném zemědělsko-lesním povodí. Vodní hospodářství 8: 257 – 264. MZE0002704902.

Fučík, P., Hejduk, T. and Peterková, J. 2015. Quantifying Water Pollution Sources in a Small Tile-drained Agricultural Watershed. Clean Soil Air Water, 43: 698–709. doi: 10.1002/clen.201300929. MZE0002704902, QH82095.

Fučík, P., Kaplická M., Zajíček A., Kvítek, T. 2010. Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko–lesním povodí: diskretní a kontinuální přístup. Vodní hospodářství 8: 213 – 217. MZE0002704902, NAZV QH 82095.

Fučík, P., Novák, P., Žížala, D. 2014. A combined statistical approach for evaluation of the effects of land use, agricultural and urban activities on stream water chemistry in small tile-drained catchments of south Bohemia, Czech Republic. Environmental Earth Sciences, 72(6): 2195-2216. NAZV QI 111C034, MZE0002704902.

Zajíček, A., Duffková, R., Fučík, P. 2014. Odnosy dusíku a fosforu z malých zemědělských odvodněných povodí po aplikaci různých typů hnojiv. Hydrologie malého povodí 2014. ÚH AV ČR, ČHMÚ. Sborník: 576-583. TA02020337.