

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA BIOTECHNICKÝCH ÚPRAV KRAJINY**



**ANALÝZA VZTAHŮ ZEMĚDĚLSKÉHO HOSPODAŘENÍ NA
PŮDĚ A DIFÚZNÍHO ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD
V POVODÍ VODÁRENSKÉ NÁDRŽE ŠVIHOV**

Diplomová práce

Diplomant

Bc. Petr Diviš

Vedoucí diplomové práce

Ing. František Křovák, CSc.

Konzultant

Ing. Jiří Holas, CSc.

2011

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Analýza vztahů zemědělského hospodaření na půdě a difúzního znečištění povrchových vod v povodí vodárenské nádrže Švihov“ vypracoval samostatně s použitím odborné literatury uvedené v seznamu, který je součástí této práce.

V Praze dne 30.4. 2012

.....

Poděkování

Děkuji vedoucímu diplomové práce Ing. Františkovi Křovákovi, CSc. a konzultantovi Ing. Jiřímu Holasovi, CSc. za odborné vedení při jejím zpracovávání, a Doc. RNDr. Martinovi Rulíkovi, CSc. a RNDr. Jindřichovi Durasovi PhD. za četné konzultace a připomínky. Dále chci poděkovat firmě Selektu Pacov a.s., konkrétně Petrovi Bártů a Ing. Josefovi Divišovi, kteří mi poskytli informace, rady a svůj čas při nesčetných konzultacích.

Poděkování patří také všem institucím, které mi bezplatně poskytly data, ČÚZK a Městu Pacov za poskytnutí geodat, ZVHS Pelhřimov za poskytnutí projektových dokumentací drenážních systémů a Srážkoměrné stanici Pacov za poskytnutí meteorologických dat.

Nakonec bych rád poděkoval svému kamarádovi Mgr. Bakimu Bartoňkovi za jazykovou korekturu textu.

ABSTRAKT

Diviš, P. 2012: Analýza vztahů zemědělského hospodaření na půdě a difúzního znečištění povrchových vod v povodí vodárenské nádrže Švihov [diplomová práce]. Praha: Katedra biotechnických úprav krajiny FŽP ČZU v Praze. 74 s., 9 příloh, česky.

E-mail: divis.pe@gmail.com

Vodárenská nádrž Švihov je strategickým zdrojem pro zásobování pitnou vodou hlavního města Prahy a dalších regionů. V současné době je intenzivně diskutována regenerace nádrže a jejího povodí. V předložené diplomové práci jsou analyzovány plošné zdroje znečištění v modelovém území, které obhospodařuje jeden velký zemědělský subjekt. Ve spolupráci s ním jsou navrženy změny v hospodaření v povodí, které povedou k omezení zátěže povrchových vod živinami pocházejících z těchto zdrojů. Zatímco jiné přístupy pracují s většími krajinnými celky, snížení plošného znečištění vyžaduje jemnější přístup, vytvořený pro potřebu jednotlivého podniku. Přednostmi takového přístupu jsou kooperace, adresnost a participace zainteresovaného subjektu.

Jako podklady pro navržená opatření byli použity výsledky monitoringu drenážních soustav, monitoringu kvality vod a identifikace kritických zdrojových lokalit znečištění. Výsledky této práce lze pak využít jako případovou studii popisující typickou situaci v regionu při vytváření strategií ochrany nádrže.

Klíčová slova: Eutrofizace; Zemědělství; Management povodí; Využití území; Drenážní systémy; Eroze; Dusík; Fosfor;

ABSTRACT

Diviš, P. 2012: Analysis of the relationships between agricultural management and diffuse pollution on surface water in the water-supply reservoir Svihov catchment [diploma thesis]. Praha: Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague. 74 p., 9 Appendix, in Czech.

E-mail: divis.pe@gmail.com

The water-supply reservoir of Svihov is a strategic source of drinking water supply for the capital city of Prague and other regions. At the present time, the regeneration of this reservoir and its catchment is being discussed intensively. In this diploma thesis, non-point sources of pollution are analyzed in a model district, which is being farmed by one agricultural subject. In cooperation with this subject, changes were proposed in watershed management, which will decrease the burden of surface waters by the nutrients stemming from this source. While other approaches use bigger land units, decreasing of non-point source pollution requires a more delicate approach, made to fit the requirements of one particular agricultural subject. The advantages of this approach are cooperation, directness and participation of the subject in question. As a base for the proposed arrangements, the results of drainage systems monitoring were used as well as water quality monitoring and identification of critical source areas. The outcomes of this thesis could be used as a case study describing typical situation in a region while formulating the reservoir protection strategy.

Keywords: Eutrophication; Agriculture; Watershed management; Land use, Tile drainage systems; Erosion; Nitrogen; Phosphorus;

OBSAH

Abstrakt.....	iv
Abstract	v
Obsah.....	vi
Seznam použitých zkratk.....	viii
1 Úvod.....	10
2 Cíle práce	12
3 Vymezení pojmů.....	13
4 Literární rešerše.....	14
4.1 Odnos dusičnanů ze zemědělských povodí	14
4.2 Odnos fosforu ze zemědělských povodí.....	18
4.3 Konektivita zdroje a recipientu	21
5 Vývoj kvality vody v nádrži Švihov a jejím povodí	22
5.1 Zatížení nádrže dusičnany	24
5.2 Zatížení nádrže fosforem.....	25
5.3 Legislativní ochrana VN Švihov	27
6 Materiál a metody.....	30
6.1 Vymezení modelového území.....	30
6.2 Charakteristika řešeného území	31
6.3 Stanovení erozní ohroženosti pozemků	35
6.4 Identifikace potenciálních infiltračně zranitelných půd.....	36
6.5 Monitoring znečištění povrchových vod	36
6.6 Monitoring drenážních soustav.....	39
6.7 Identifikace konfliktních zájmů uživatelů	40
7 Výsledky a diskuse.....	41
7.1 Monitoring drenážních systémů	41
7.2 Terénní šetření v Selektě Pacov	41

7.3	Vyhodnocení monitoringu kvality vod.....	46
7.4	Návrh opatření.....	52
7.5	Jak můžeme pomoci zemědělcům přijímat efektivní opatření, která chrání vodní zdroje?	58
7.6	doporučení pro management plošného znečištění vn Švihov.....	59
8	Závěr.....	60
9	Seznam použité literatury	62
10	Přílohy.....	74

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

- N-NO₃⁻ – dusičnanový dusík
- RRP – rozpuštěný reaktivní fosfor
- M3P - rozpuštěný reaktivní fosfor z výluhu Mehlich 3
- P - fosfor
- TP – fosfor celkový
- BAP – biologicky dostupný fosfor
- EHS – Evropské hospodářské společenství
- NV – Nařízení vlády
- NS - nitrátová směrnice
- POP DV - Plán oblasti povodí Dolní Vltavy
- PVL – Povodí Vltavy, státní podnik
- PVK – Pražské vodovody a kanalizace
- ZVHS - Zemědělská vodohospodářská správa
- VÚMOP - Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
- VŠCHT – Vysoká škola chemicko technologická
- VN – vodárenská nádrž
- ZDOVZ – zóny diferencované ochrany vodního zdroje
- ČOV – čistírna odpadních vod
- AZZP – agrochemické zkoušení zemědělských půd
- BPEJ – bonitovaná půdně ekologická jednotka
- LPIS – parcelní identifikační systém (Land Parcel Identification System)
- TTP – trvalý travní porost
- HPJ – hlavní půdní jednotka
- VDJ – velká dobytčí jednotka
- RRD – rychle rostoucí dřeviny
- SP – Selekta Pacov, a.s.
- LFA – oblasti méně příznivé pro zemědělství (Less-favoured areas)

SAPS – Jednotná platba na plochu

Top-up – doplňkové přímé platby

AE – agroenvironmentální opatření

PPK – program péče o krajinu

OP ŽP – operační program životní prostředí

BMP – best management practises

1 ÚVOD

Motto: „Když se tři hádají, voda teče kalná“ (Alice Olbrichová)

Navzdory znatelnému pokroku, kterého bylo dosaženo v ochraně vod, velká část vodních útvarů stále nesplňuje stanovené cíle kvality vody (Carpenter et al., 1998). Jsou ovlivněny zanášením sedimenty, přísunem živin, cyanotoxiny, pesticidy, kovy a toxickými organickými chemikáliemi (Novotny, 2003). Znečištění z velkých bodových zdrojů bylo výrazně zredukováno, plošné zdroje ale přetrvávají jako jedna z hlavních příčin eutrofizace jezer a řek (Carpenter et al., 1998; Sharpley et al., 1994). V mnoha evropských řekách a říčních nivách je proto plošné znečištění jednou z příčin nesplnění požadavků, které vymezuje Rámcová směrnice o vodách k dosažení dobrého stavu povrchových a podzemních vod do roku 2015 (Krause et al., 2008). Plošné znečištění ze zemědělské půdy je specifické, protože odtoky nejsou čištěny, a často tak obsahují vysoké množství živin, organické hmoty a půdních částic (Sharpley et al., 1994).

Cílená i náhodná činnost člověka způsobila velké změny v hydrologickém režimu krajiny a koloběhu živin v říčním ekosystému. Jednou z nejvíce problematických oblastí jsou společně s urbanizovanými povodími ty, ve kterých převažuje zemědělství. Díky tomu se management živin v intenzivně využívané zemědělské krajině stává jednou z cest ke zlepšení kvality povrchových vod (Krause et al., 2008).

Zemědělství se stalo průmyslovým sektorem, ve kterém je na prvním místě ekonomický faktor. V tomto sektoru sice došlo před 20 lety k částečné transformaci, což také vedlo k mírnému zlepšení stavu povrchových vod, nicméně Evropská unie a vodohospodářský sektor tlačí na jeho další zkvalitnění. V souladu s některými současnými trendy v zemědělství, kdy se začíná přihlížet k ochraně životního prostředí, lze předpokládat, že v budoucnu se tento trend ještě posílí a role zemědělců se budou postupně měnit. Nebude na ně pohlíženo jako na prostředek k dosažení potravinové soběstačnosti, ale jejich role se posune blíže k funkci zajišťující správu krajiny. Dá se očekávat, že tento proces bude spíš postupný a dlouhodobý, protože současná ekonomická situace není tomuto procesu nakloněna. Zemědělská tradice jako řídicí síla krajiny totiž dávno zkolabovala. Tradice zemědělství v ČR zde skutečně byla po dlouhou dobu zachovávána, ale postupně vymizela a vztah místních obyvatel ke krajině za 50 let průmyslového hospodaření vyprchal. A je celkem jedno, zda je příčinou socialistická politika minulosti nebo tržní ekonomika současnosti.

Problematika kvality vody v nádrži Švihov se otevřela na začátku 90. let, kdy se kvůli suchému období a vysokému odběru surové vody kvalita vody výrazně zhoršila a sinicový květ se objevil i u hráze nádrže (Duras & Liška, 2010). V dnešní době probíhají kontroverzní diskuse na téma kvality vody a zejména způsobu regenerace nádrže a povodí. Řada opatření je již obsažena v plánu povodí, otázkou však zůstává v jakém rozsahu a kdy budou realizována, protože jsou celospolečensky jen složitě prosaditelná.

Všichni, kteří nějakým způsobem participují na Želivce a vodní nádrži, se snaží najít společnou platformu a navázat na toto téma dialog, a to alespoň navenek. Zmíněnou platformou by se mohla stát Vědecká rada pro Želivku, která by sdružovala zástupce zájmových skupin působících v povodí. Snad jedinou relevantní skupinou, která prozatím slovo nedostala, jsou zemědělci, kteří jsou zároveň mnohými považováni za hlavního znečišťovatele. Nabízí se otázka, proč nebyli do těchto jednání zapojeni, když je jim přikládán významný vliv na kvalitu vody. Osobně to považuji za zásadní chybu. Absence komunikace a spolupráce může být právě tím důvodem, proč plošné zdroje znečištění stále hrají významnou roli. V zahraničí existuje řada kooperačních projektů mezi sektory zemědělství a ochrany vod. V povodí Švihova jsou na téma snížení plošného znečištění diskutovány spíše jen kontroverzní změny ve využití území a managementu krajiny, které jsou výslednicí parciálních zájmů jednotlivých skupin.

2 CÍLE PRÁCE

Hlavním cílem práce je navrhnout změny v hospodaření v povodí vodárenské nádrže Švihov, které povedou k omezení zátěže povrchových vod živinami pocházejících z plošného zemědělského znečištění. Výsledkem bude návrh biotechnických opatření na zemědělské půdě, ale i v korytech toků a podél nich.

Praktická část práce spočívá ve vyhodnocení aktuálního stavu krajiny, funkce odvodňovacích soustav a monitoringu kvality vody ve vybraných povodích. Monitorovaná povodí byla zvolena tak, aby byla obhospodařována jedním zemědělským subjektem. Zatímco ostatní přístupy pracují s většími krajinnými celky, snížení plošného znečištění vyžaduje jemnější přístup, vytvořený pro potřebu jednotlivého podniku. Přednostmi takového přístupu jsou kooperace, adresnost a participace zainteresovaného subjektu.

Tato práce využívá potenciálu a vůle některých zájmových skupin k regeneraci krajiny v části povodí VN Švihov a hledá kompromisní řešení směřující k dlouhodobě zemědělsky obhospodařovatelné krajině. Takové řešení musí být realizovatelné a přijatelné pro všechny zájmové skupiny. Proto je nutné identifikovat konfliktní zájmy vlastníků a uživatelů pozemků a porovnat je se zájmy ochrany povodí VN Švihov.

3 VYMEZENÍ POJMŮ

Zdroje živin se podle odlišného charakteru odnosu zpravidla rozdělují na dva typy: zdroje plošné a bodové.

Plošné zdroje znečištění jsou odnosy živin spojené s vyplavováním z ploch v povodí podle způsobu využití krajiny. Jsou v čase variabilní a silně závisejí na hydrometeorologických faktorech, např. na srážkách a průtoku. Vstupní místa do povrchových vod jsou rozptýlená a nelze je jednoduše identifikovat a vzorkovat. Plošné zdroje se kategorizují na základě využití krajiny na: lesy, zemědělské plochy v kategorii orná půda, zemědělské plochy v kategorii trvalé travní porosty (kosené louky a pastviny), neprodukční plochy půdy, intravilány sídel, vodní plochy, které nejsou využívány k produkčnímu rybářství a vodní plochy rybářsky obhospodařovaných rybníků či nádrží. Při monitoringu jakosti vod je potřeba odlišit vstup látek z plošných zdrojů od vstupů ze zdrojů bodových, což je v praxi často problematické.

Bodové zdroje znečištění jsou diskrétní zdroje znečištění, především výpusti komunálních odpadních vod, jejichž poloha je obvykle dobře známá a lze je poměrně snadno vzorkovat. Jejich značnou výhodou je možnost přímé kontroly a regulace.

V české literatuře se někdy vyskytuje i termín **difúzní zdroje znečištění**, v ČR však nebyl tento termín prakticky vůbec zaveden a mnohdy tak dochází k jeho používání ve špatném kontextu. Tento termín je chápán jako znečištění z plošných zdrojů a malých rozptýlených sídel, za ty ale považují někteří autoři jen solitérní chaty či osady. Často jsou za zdroje difúzního znečištění považovány i malé obce do 200 obyvatel.

V nitrátové směrnici č. 91/676/EHS a také v plánech oblastí povodí se termín plošné znečištění používá významově velmi odlišně. Vztahuje se výlučně na nitrátové znečištění ze zemědělských zdrojů (Heinz & Chour, 2010).

4 LITERÁRNÍ REŠERŠE

Obohacování povrchových vod dusíkem a fosforem, základními živinami pro udržení zemědělské produkce, přetrvává jako jeden z hlavních problémů, kterému čelí současné vodní hospodářství. Tyto prvky jsou zároveň hlavními živinami řídícími eutrofizaci povrchových vod (Carpenter et al., 1998). Úspěšné, efektivní a ekonomické opatření ke snížení trofie vod vyžaduje přesné znalosti o zdrojích, mechanismu transportu, transformaci a dynamice různých forem těchto živin (Arheimer & Lidén, 2000; Salvia-Castellví et al., 2005) a stává se výzvou pro vědecké instituce (Neal & Heathwaite, 2005). Změny v cyklu dusíku jsou poměrně dobře popsány (Vitousek et al., 1997), avšak antropogenní vlivy na cyklus fosforu jsou probádány mnohem méně. U obou prvků byly navíc vyvinuty oddělené strategie jejich managementu, což lze částečně připisovat jejich odlišné mobilitě (Carpenter et al., 1998). Avšak strategie zaměřená na eliminaci jen jednoho z prvků může vést k negativní odezvě druhého (Sims et al., 1998).

Výzkumy v posledních dvou desetiletích ukazují, že koncentrace živin ve vodě jsou výsledkem řady vzájemně působících procesů. Arheimer & Lidén (2000) je rozdělují do tří skupin:

- (1) uvolňování živin (mineralizace, desorpce, zvětrávání, hnojení, atmosférická depozice, vypouštění odpadních vod);
- (2) transport vodou (doba zdržení, cesty přenosu);
- (3) transformace a imobilizace (např. denitrifikace, sedimentace, absorpce).

Zatížení vod živinami je funkcí dostupnosti živin v povodí, jejich potenciálem pro přesun do recipientu a jejich retencí v povodí. Vliv takových procesů se mění v prostoru i v čase, protože jeden z nich může být více či méně zvýhodněn podmínkami v povodí (využití území, geomorfologie, management, meteorologie, hydrologie).

4.1 ODNOS DUSIČNANŮ ZE ZEMĚDĚLSKÝCH POVODÍ

Dusík může vstupovat do půdy atmosférickou depozicí nebo může být fixován některými skupinami rostlin, díky jejich symbióze s bakteriemi fixujícími plynný dusík, například bobovité rostliny nebo olše (Hatch et al., 2002). Jako hlavní živina je dusík ve velkých dávkách aplikován na zemědělskou půdu k udržení vysokých výnosů plodin. Antropogenní zdroje dusíku výrazně převažují nad přírodními, většina z nich je spojena se zemědělstvím, které je v této souvislosti také vnímáno jako hlavní činitel (Carpenter et al., 1998). Většina ztrát N ze zemědělských půd je způsobena vyplavením N z půdního profilu ve formě N-NO_3^- v zimním a jarním období. Vyplavování N-NO_3^- závisí především na dávkách aplikovaných hnojiv (Hatch et al., 2002), hydrologickém režimu, půdním typu (Doležal & Kvítek, 2004), způsobu využití

území (Fraterrigo & Downing, 2008; Fučík et al., 2008), meteorologických podmínkách a biogeochemických procesech v půdě, sedimentech a povrchové vodě (Hatch et al., 2002). Vzhledem k předpokládané klimatické změně zatím neexistuje jednoznačné stanovisko očekávaného trendu koncentrací dusičnanů. Několik studií, které se věnovaly celému cyklu dusíku, referovaly o mírném zvýšení. Některé ale predikují až zdvojnásobení jeho uvolňování v roce 2100 (Stuart et al., 2011).

Vliv využití území na koncentrace dusičnanů v povrchových vodách

Využití krajiny se považuje za hlavní faktor určující koncentrace dusičnanů v povrchových vodách a je mu tak věnována značná vědecká pozornost (Doležal & Kvítek, 2004; Fraterrigo & Downing, 2008; Pekárová & Pekár, 1996; Pionke et al., 2000; Poor & McDonnell, 2007; Salvia-Castellví et al., 2005). V našich podmínkách se tímto tématem zabývá Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy (Doležal & Kvítek, 2004; Fučík et al., 2008; Kvítek et al., 2009). Na základě těchto výzkumů bylo vydáno i několik v praxi používaných metodik (Buzek et al., 2007; Fučík et al., 2010; Kvítek et al., 2004, 2008).

Ve střední a východní Evropě došlo po kolapsu kolektivního zemědělství v souvislosti se změnami v krajině k významným proměnám v toku živin v zemědělských povodích (Mander et al., 2000). Podobný vývoj byl zaznamenán i v České republice, kdy spolu se změnami ve využití krajiny došlo k redukci dávek hnojiv (Kvítek et al., 2009). Na druhou stranu používání hnojiv během posledních 20 let významně pokleslo, výrazný pokles koncentrace dusičnanů v povrchových vodách nebyl pozorován (Lexa et al., 2006). Změny ve využití krajiny se lišily napříč regiony. V povodí VN Švihov žádné významné změny nenastaly, zejména pokud jde o poměr orné půdy a TTP (Kvítek et al., 2009), zatímco v okrese Český Krumlov došlo k navýšení podílu TTP a pastvin, což se pozitivně projevilo i na snížení koncentrací dusičnanů (Fučík et al., 2008; Žlábek et al., 2008).

Experimentálně byla v podmínkách krystalinika ČR ověřována platnost hypotézy o dominantním vlivu využití půdy zdrojových oblastí na znečištění povrchových vod (Doležal & Kvítek, 2004). Tato teorie byla doložena z hlediska zatížení dusičnany. Má také širší platnost ve vztahu k nosnému médiu znečištění, tedy vodě, ale zároveň nebyla ověřována pro různé formy fosforu. Příčinná souvislost mezi způsobem využití území v povodí a koncentrací dusičnanů v povrchových vodách je uznávaným principem, který je zjišťován s odchylkami v různých typech a měřících povodí. Koncentrace jsou obecně nejnižší u lesních porostů (Oulehle et al., 2008), nízké hodnoty vykazují i luční porosty a extenzivní pastviny. Nejvyšší hodnoty jsou měřeny v povodích s dominantním podílem orné půdy (Kvítek et al., 2009; Ruiz et al., 2002).

Podle Fučíka et al. (2008) snížení 10% orné půdy v povodí v průměru sníží koncentrace dusičnanů v povrchových vodách (vyjádřené hodnotou C90) o 6,38 mg.l⁻¹. Jedná se o průměr všech studovaných povodí. U povodí Kopaninského potoka byla tato hodnota 6,47 mg.l⁻¹, u povodí VN Švihov 7,01 mg.l⁻¹ a u povodí jiných vodárenských nádrží pak 5,65 mg.l⁻¹.

Koncentrace dusičnanů v malých povodích jsou ale ovlivňovány jinými faktory než ve větších tocích a povodích (Buck et al., 2004), kde by měly být predikovány větším počtem parametrů. Jedná se například o bodové zdroje a aplikaci hnojiv.

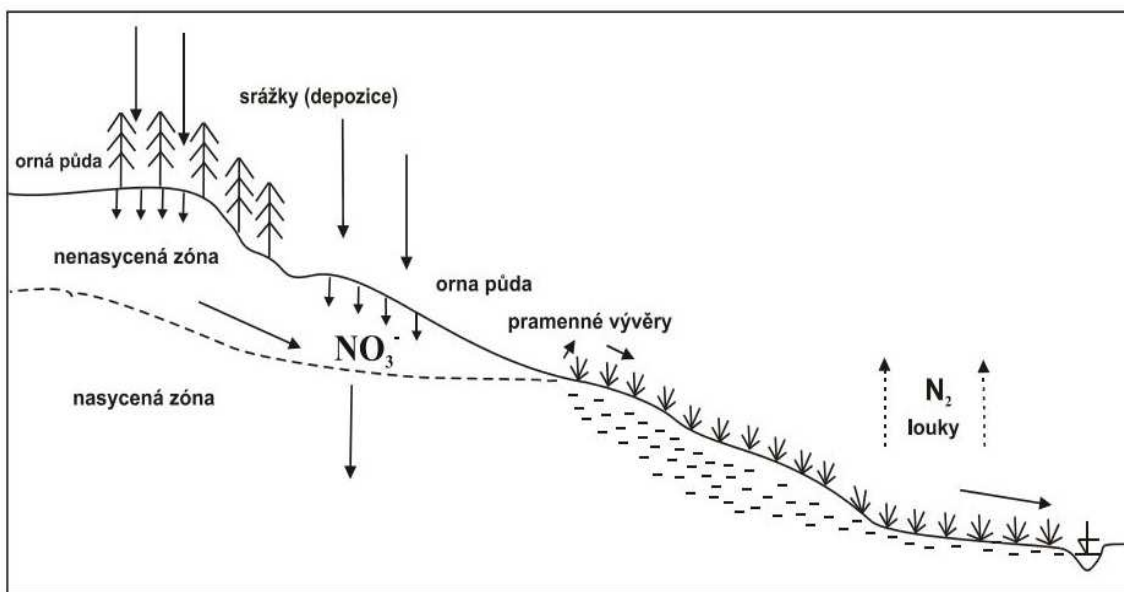
Vyplavování dusičnanů z drenážních systémů

Koncentrace dusičnanů v drenážních vodách během roku výrazně kolísají, mají obvykle sinusoidní průběh. Největší amplitudy lze pozorovat na orných půdách. Maximálních hodnot dosahují na jaře a minimálních v létě a na podzim. Tento jev je pozorován i v povrchových vodách a naznačuje, že živiny se hromadí v půdě během podzimu a zimy a jsou vyplavovány až při zrychleném průsaku vody v době tání a bezprostředně po něm (Kvítek & Doležal, 2003; Poor & McDonnell, 2007). Kolísání koncentrací bezprostředně nenavazuje na období aplikace minerálních hnojiv a vyplavování je zpožděno o 5–12 měsíců. Na orné půdě obvykle není po celý rok přítomná vegetace odebírající dusík, který je takto vyplavován do nižších půdních horizontů, horninového prostředí a povrchových vod (Kvítek & Doležal, 2003).

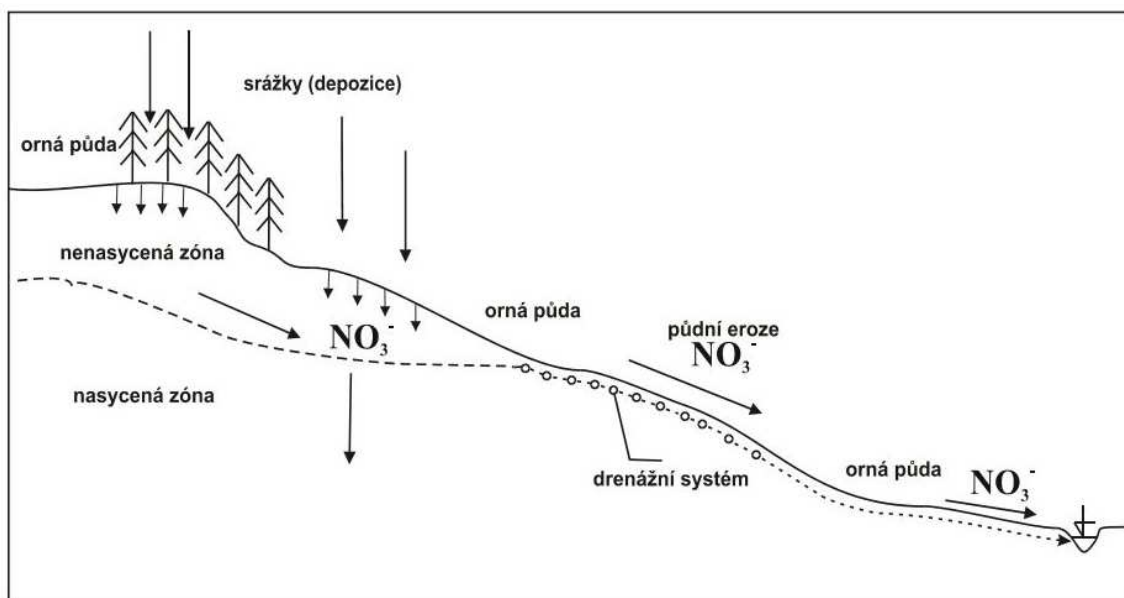
Kvítek (2002) vysvětluje vliv drenážních systémů pomocí tří mechanismů. První mechanismus působí jen pár let po stavbě odvodnění, kdy je rychle mineralizován dusík nahromaděný v organické hmotě v hydromorfních půdách, která byla tímto zásahem provzdušněna. Po dlouhodobém snížení hladiny podzemní vody totiž dochází k mineralizaci organických látek a jejich uvolňování převážně v dusičnanové formě, maximum nastává ve druhém až čtvrtém roce po provedeném odvodnění.

Druhý mechanismus působí dlouhodobě, kdy drenáž mění dráhy odtoku. Část vody, která by jinak odtekla povrchově se vsakuje a odtéká drenáží. Prochází tak půdním profilem a dochází k vyplavení dusičnanů. Drenáž navíc odvádí i podzemní vody z mělkých zvodní, které by jinak do recipientu odtekly pomaleji.

Třetí mechanismus je vysvětlován tak, že drenáž činí stanoviště trvale méně příznivým pro odbourávání dusičnanů, zejména těch allochtonních, přitékajících s podzemní vodou. Transportní a akumulační oblasti, zejména pak aluviální louky, byly pravděpodobně zamokřovány vodou s vysokými koncentracemi dusičnanů. Se stavbou drenážních systémů došlo ke změně oxidačně redukčních poměrů v půdě, snížení využití dusíku travním porostem, zaklesnutí hladiny podzemní vody a tedy obecně ke snížení úrovně denitrifikace.



Obr. 1 / Odbourávání dusičnanů před vybudováním drenážních systémů (Lexa et al., 2006)



Obr. 2 / Popis procesu transportu NO_3^- po realizovaném odvodnění (Lexa et al., 2006)

Trubková drenáž rychle převádí dusičnany z půdy přímo do recipientu, často přímo do vodoteče. Jejich kvantitativní vliv na koncentrace v povrchových vodách se může výrazně lišit mezi povodími v závislosti na podílu drenážních vod na celkovém odtoku, který je závislý i na ostatních zdrojích, podzemní vodě a přísunu z povrchového odtoku.

Doležal & Kvítek (2004) formulovali hypotézu o vlivu managementu zdrojových oblastí odvodňovacích systémů na koncentrace dusičnanů. Za zdrojovou oblast se považuje mikropovodí, ze kterého je drenážní systém převážně dotován. Rozvodnice těchto zdrojových oblastí většinou odpovídá orografické rozvodnici. Tato hypotéza předpokládá, že koncentrace dusičnanů (hodnota C_{90} – 90% pravděpodobnost nepřekročení) jsou funkcí poměru zastoupených kultur a půdních typů v této zdrojové oblasti. Podle Fučíka et al. (2010), kteří provedli analýzu využívání nejzranitelnějších půd krystalinika, má největší vliv na hodnoty

koncentrací dusičnanů v drenážních vodách zastoupení orné půdy na infiltračně nejpropustnějších půdách mikropovodí drenáže a zastoupení trvalých travních porostů, které mají vysokou ochrannou funkci před vyplavováním dusičnanů (Duffková, 2010). Díky tomuto vztahu je možné odhadnout potenciální příspěvek k dusičnanovému znečištění jednotlivých drenážních systémů.

4.2 ODNOS FOSFORU ZE ZEMĚDĚLSKÝCH POVODÍ

Uvolňování P ze zemědělských půd je obecně malé ve srovnání s množstvím P aplikovaném ve formě minerálních a organických hnojiv (McDowell et al. 2001). P je v půdě dobře fixován a imobilizován, především na hydroxyoxidy hliníku, hydroxyoxidy železa a jílové minerály, a jen malý podíl je přístupný rostlinám nebo k vyplavení (Buczko & Kuchenbuch, 2007). Jakékoliv ztráty jsou ze zemědělského pohledu považovány za minimální (Haygarth et al., 1998; McDowell et al., 2001), nicméně z vodohospodářského hlediska mohou i takové ztráty být významné a způsobovat eutrofizaci (Reynolds & Davies, 2001). Vysoké dávky hnojení a aplikace organických hnojiv, které mají obecně nízký poměr N:P, byly v zemědělské praxi zohledňovány vzhledem k obsahu N (Sharpley, 1995). Výsledkem bylo přehnojování fosforem nad úroveň pro optimální růst rostlin. Dlouhodobé vstupy P do zemědělských systémů ve formě hnojiv často převyšovaly výstupy v podobě rostlinných a živočišných produktů, což vedlo k nahromadění P a jeho zvýšenému obsahu v půdě (Sharpley et al., 1994). To může vést ke zvýšeným ztrátám do vodního prostředí (Buczko & Kuchenbuch, 2007). Data z množství studií ukazují, že v mnoha případech celkový odnos P z půd je menší než $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Zaznamenány ale byly i výrazně vyšší hodnoty ($2\text{-}6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), zejména na orných půdách a intenzivních pastvinách (McDowell et al., 2001).

Transport fosforu z půdy do povrchových vod je ovlivňován mnoha faktory, vstupy závisí zejména na množství aplikovaných hnojiv, výstupy pak na půdním typu, zemědělském obhospodařování, úpravách vodního režimu a transportních procesech závislých na hydrologických podmínkách (Buczko & Kuchenbuch, 2007; McDowell et al., 2001). Obecně je fosfor náchylnější k vyplavování v písčitých půdách, v půdách s nízkou P sorpční kapacitou (Heathwaite & Dils, 2000) a zamokřených půdách, kde je imobilizován při redukčních podmínkách (McDowell et al., 2001). Množství P v půdě se s rostoucí hloubkou snižuje, kdy největší obsah P je obvykle v horním A horizontu. V orných půdách nemusí být stratifikace tak významná, ale u pastvin a neobhospodařovaných ploch se obsah P rychle mění (Haygarth et al., 1998).

Odnos fosforu podpovrchovým odtokem

Obecně je povrchový odtok považován za hlavní transportní mechanismus P ze zemědělské půdy (Sharpley et al. 1994; McDowell et al. 2001; Gburek et al. 2000), nicméně transport podpovrchovým odtokem může být také významnou transportní cestou (Gentry et al., 2007; McDowell et al., 2001) nebo může i převažovat (Deasy et al., 2009). V posledních letech

probíhá kontroverzní diskuse zabývající se vlivem drenážních systémů na ztráty fosforu, kterou shrnul Sims et al. (1998). Na jedné straně, ztráty fosforu skrze trubkové drenáže byly buď zanedbatelné, nebo považovány za nedůležité (Grant et al., 1996; Spaling, 1995), na druhé straně byly zjištěny významné ztráty fosforu trubkovými drenážemi, nebo byly dokonce identifikovány jako hlavní transportní cesta fosforu do vodních toků (Deasy et al., 2009; Gelbrecht et al., 2005; Gentry et al., 2007).

Aby mohl být P převeden do podpovrchového odtoku, musí nejprve dojít k jeho vyluhování pod povrch půdy. Intenzivním zemědělstvím se mohou měnit vlastnosti sorpčního komplexu pro P. Je-li narušen nadměrnou aplikací P v hnojivech, jeho koncentrace se zvyšuje a za působení nepříznivých hydrologických podmínek nastává jeho vyplavení (Haygarth et al., 1998), buď matričním prouděním nebo preferenčními cestami (Heathwaite & Dils, 2000; McDowell et al., 2001). Na ně jsou často napojeny drenážní systémy, které mohou mít v určitém ročním období vyšší odtoky a na něj vázané rozpuštěné látky (Deasy et al., 2009; Gentry et al., 2007). Během transportu v podpovrchovém odtoku se koncentrace P a jeho formy mohou měnit (McDowell et al., 2001). Například podle Haygartha et al. (1998) byl anorganický P dominantní v povrchovém odtoku, ale organický P představoval až 50% v drenážních vodách. Anorganický fosfor vykazuje značnou sezónní variabilitu, s ohledem na půdní typ, což značně ovlivňuje načasování odběru půdních vzorků k odhadu potřebné dávky hnojiv, množství P dostupného rostlinám a tedy ztrátám P v odtoku (McDowell et al., 2001).

Vyluhování P a transport půdním profilem může být rychlý zejména po aplikaci organických hnojiv (Sims et al., 1998). U odvodněných ploch, při rychlém střídání suchých a vlhkých period, může dojít k odumření mikroorganismů důsledkem osmotického šoku a vyplavení fosforu převážně v organické formě při následném znovuzaplavení (Turner & Haygarth, 2001).

Zvýšené ztráty P v podpovrchovém odtoku mohou být vyváženy nižšími ztrátami v povrchovém odtoku (McDowell et al., 2001). Bengtson et al. (1988) zjistili, že koncentrace TP se v povrchovém odtoku snížil o 36% na plochách odvodněných trubkovou drenáží ve srovnání s plochami neodvodněnými. Podobné výsledky zaznamenali Hawkins & Scholefield (1996) a Haygarth et al. (1998) u travních porostů. Odvodněné plochy vykazovaly ztráty TP nižší o 30% oproti neodvodněným (tedy 3 kg TP.ha⁻¹.rok⁻¹ oproti 2 kg TP.ha⁻¹.rok⁻¹). Drenážní systémy pravděpodobně zvyšují kontakt s půdou a zvyšují tak šanci P k sorpci, u neodvodněných ploch převažuje povrchový odtok (Haygarth et al., 1998).

Odnos fosforu povrchovým odtokem

P transportovaný povrchovým odtokem, je stejně jako podpovrchový odtok, složen z rozpuštěných a partikulovaných forem. Partikulovaný P zahrnuje sorbovaný P na půdních částicích a organickou hmotu, které jsou povrchovým odtokem unášeny. Tyto formy zahrnují velkou část P transportovaného ze zemědělské půdy, často 75–90%. Malé částice jsou erodovány selektivně a uvolňovány a transportovány jako první. Obsahují též vyšší

koncentrace P než velké částice. Obsah P v erodovaném materiálu je tak větší než obsah P v samotné půdě (McDowell et al., 2001). Eroze je indukovaná konvenční orbou a často vykazuje vysoký odnos TP a partikulovaného P. U konvenčně obdělávaných půd je podíl rozpuštěného P v povrchovém odtoku malý, kdežto půdy s ochranným obděláváním a travní porosty mají tento podíl výrazně vyšší. Snížení TP tak nemusí znamenat snížení trofické úrovně nádrže v takové míře jaká byla očekávána (Sharpley et al., 1992).

Odnos P povrchovým odtokem je zvyšován aplikací hnojiv a je ovlivněn řadou faktorů: množstvím, dobou a metodou aplikace hnojiv, jejich formou, srážkami, svažítostí, teplotou, půdním typem, kultivací půdy a rostlinným pokryvem. Velké množství P může být odneseno zejména v případě, kdy je aplikace hnojiv následována intenzivními srážkami (Sharpley et al., 1994). Plochy generující povrchový odtok představují jen malou část povodí, navíc jsou často položeny v blízkosti recipientu (Pionke et al., 2000). Hranice těchto oblastí se dynamicky mění během srážkových událostí i mezi nimi (Gburek et al., 2000). Během srážkových událostí migrují vzhůru po svahu a během suchých period se vyskytují níže. Principy uvolňování RRP (rozpuštěný reaktivní fosfor) v podpovrchovém odtoku jsou uplatnitelné i u povrchového odtoku, u kterého je ale mnohem kratší kontaktní doba mezi půdou a půdním roztokem (McDowell et al., 2001).

Odhad transportu P z půd

Řada studií referovala, že koncentrace rozpuštěného P je funkcí obsahu půdního P (McDowell et al., 2001). Pote et al. (1996) zjistili, že koncentrace rozpuštěného P v povrchovém odtoku je lineárně závislá na P stanoveném agronomickými metodami, např. Mehlich 3 či Olsen P. Řada autorů poukazuje, že při vyšších koncentracích je lineární závislost strmější a nad určitou prahovou hodnotou koncentrace půdního P dochází k jeho vyššímu uvolňování (McDowell & Sharpley, 2001; Vadas et al., 2005). Tento vztah byl zjištěn i u podpovrchového odtoku (Maguire & Sims, 2002). Richtr et al. (2009) v povodí nádrže Orlické zjistili závislost obsahu P ve spodních vrstvách půdy na koncentraci P v odtoku z povodí, což indikuje existenci závislosti přístupného P v půdě a koncentrace P v podpovrchovém odtoku z povodí.

V mnoha evropských zemích je riziko odnosu P založeno na testování obsahu půdního P (Tunney et al., 2003). K odhadu rizika odnosu P ze zemědělských půd byl v USA vyvinut tzv. fosforový index (Lemunyon & Gilbert, 1993), který se v různých modifikacích používá i v některých evropských zemích (Djordjic & Bergström, 2005; Tunney et al., 2003). V podmínkách ČR je tento nástroj zatím ověřován v připravované studii na pilotních povodích (Beránková, 2010). Tento index umožňuje identifikovat rizikové plochy v povodí, které nejvíce přispívají k celkovému odnosu P a jsou nejvíce zranitelné ztrátami P (Sharpley et al., 2003). Výhodou indexu je jednoduchost, možnost využívat již existující informace a jeho poměrně snadná využitelnost pro vodní hospodářství a zemědělskou praxi. Riziko odnosu je kvantifikováno pomocí jednoduché kombinace několika faktorů, které jsou rozděleny na zdrojové a transportní komponenty. Informace o obsahu P v půdě se získávají z klasických

agronomických testů (Buczko & Kuchenbuch, 2007). Díky jejich závislosti na koncentraci rozpuštěného fosforu lze tyto testy použít. Jejich závislost na odnos P však není tak silná jako u testů environmentálních (Vadas et al., 2005).

V ČR se provádí pravidelné zjišťování obsahu půdního P v šestiletém cyklu (Agrochemické zkoušení zemědělských půd) a stanovuje se metodou Mehlich 3. V dnešní době je koncentrace přístupného P u orných půd v ČR průměrně 91 mg.kg⁻¹, u trvalých travních porostů pak 78 mg.kg⁻¹. Tato hodnota má dlouhodobý sestupný trend a vysokou meziregionální variabilitu. Zároveň dochází i k postupnému okyselování zemědělských půd (Klement & Sušil, 2010). Tyto agronomické metody reflektují potřebu získání informace o přístupném P pro rostliny a slouží k předpovědi potřeby dávek hnojení. Stanovení dávky P se ale v zemědělské praxi odhaduje spíše intuicí, než na základě ověřených faktů. Z vodohospodářského hlediska je spíše důležité zjistit prahovou koncentraci P, která je kritická pro transport z půdy (Sharpley, 1995).

4.3 KONEKTIVITA ZDROJE A RECIPIENTU

Podíl odtoku a erodovaného materiálu, který dosáhne toku je funkcí vzdálenosti zdrojové plochy od vodoteče, velikosti srážky, geomorfologie a šířky buffer zóny (Sharpley et al., 2003). Propojení mezi zdrojovou oblastí a recipientem může být přerušeno nebo sníženo vegetačními břehovými zónami (buffer zones), které redukují zatížení recipientu živinami (Kuusemets et al., 2000). Četné studie prokázaly, že tyto plochy významně přispívají k odstraňování dusičnanů a fosforu (Mander et al., 1997; Seitzinger et al., 2006), zejména u neodvodněných povodí, kdy odtok musí těmito zónami protéct. V případech, kdy drenážní systémy vyúsťují přímo do recipientu je pak účinnost vegetačního pásu výrazně snížena.

Efektivita vegetačních zón závisí především na intenzitě přítoku, největší je během velkých srážek či intenzivního tání sněhu (Mander et al., 1997). Nejeefektivnější jsou heterogenní zóny složené z pásů s odlišnými společenstvy, dřevinnými a bylinnými. Silně zatížené heterogenní zóny pak mohou vykazovat nízké výstupní koncentrace P a N, které jsou porovnatelné s nezatíženými přírodními vegetačními pásy. Jsou navíc vhodné i v oblastech s vysokým erozním zatížením. Účinnost je navíc zvyšována vhodným managementem, zejména exportem biomasy (Kuusemets et al., 2000).

5 VÝVOJ KVALITY VODY V NÁDRŽI ŠVIHOV A JEJÍM POVODÍ

Vodní dílo Želivka bylo od samého počátku projektováno jako komplexní, jednotný funkční celek, což bylo účelné ke snížení nákladů na výstavbu, ale především v zajištění budoucího hospodárného využívání vodního díla s podmínkou, že v povodí nádrže budou vedle standardní ochrany jakosti vody realizována další biotechnická opatření ke zlepšování kvality vody v přítocích. V době přípravy projektu a výstavby vodního díla byla řeka Želivka poměrně zdravým tokem. Hodnoty dusičnanů se v letech 1942 až 1964 pohybovaly v hodnotách pod 5 mg.l⁻¹ (Heinz et al., 2010).

Hlavním účelem vodní nádrže, která je součástí rozsáhlého vodohospodářského komplexu, je zásobování pitnou vodou hlavního města Prahy, středočeského kraje a části jihočeského a východočeského kraje. Průměrný roční odběr povrchové vody pro úpravnu činí 5,25 m³.s⁻¹, povolený nejvyšší okamžitý odběr je 7,70 m³.s⁻¹. Doprava pitné vody je zajištěna štolovým přivaděčem o průměru o délce 51,97 km. Z hlediska objemu vody v zásobním prostoru i z pohledu odebíraného množství se jedná o největší vodárenskou nádrž nejen v České republice, ale i ve střední Evropě (Krátký et al., 2009).

Hráz vodního díla je přímá, zemní s návodním hlinitým těsněním. Výška hráze nad základovou spárou dosahuje 58,3 m, šířka hráze v koruně činí 7 m a její celková délka 860 m. Architektonicky zajímavá dominanta sdruženého objektu sestává ze dvou odběrných věží, komunikačního pilíře a bezpečnostního šachtového přelivu. Odběr vody z nádrže je etážový, kdy pět otvorů v každé odběrné věži po 8 metrech nad sebou umožňuje odběr vody v nejlepší kvalitě z daných horizontů vodního sloupce. Nedílnou součástí vodárenské nádrže jsou představné nádrže – Trnávka, Němčice a Sedlice s vyrovnávací nádrží Vřesník, jejichž účelem je zachycení splavenin, sedimentů, snížení přísunu živin a rozpuštěných i nerozpuštěných látek do vodárenské nádrže (Krátký et al., 2009).

Plocha povodí vodního toku Želivka činí 1 178 km². Největšími sídly v povodí vodárenské nádrže jsou města Pelhřimov a Pacov. Povodí je hustě osídlené, s množstvím vstupů nečištěných či jen částečně čištěných odpadních vod z bodových komunálních zdrojů, a intenzivně zemědělsky využívané, kdy velkou část povodí zaujímá orná půda s vysokým stupněm eroze, která je navíc plošně odvodněna trubkovou drenáží. To je zásadní handicap pro kvalitu vody přitékající do nádrže. V kontaminaci povrchových vod pesticidy mají významnou roli triazinové pesticidy (např. terbuthylazin), používané zejména při pěstování řepky a kukuřice. Bylo zjištěno, že úroveň kontaminace některých vodních toků v povodí je vzhledem k vodárenskému využívání vysoká. Z plošných zdrojů znečištění lze považovat

pesticidy, dusík a fosfor za rozhodující parametry jakosti vody, které je třeba prioritně řešit (Duras & Liška, 2010).

Vliv vstupujícího znečištění je částečně kompenzován předzdržemi na hlavních přítocích, které jsou schopny některé formy znečištění snižovat, a především vlastnostmi nádrže samotné. Ta je hluboká, protáhlá, korytovitá a má velmi dlouhou dobou zdržení (1,2 – 1,3 roku). Kvalita vody v nádrži se vyznačuje podélnou a hloubkovou zonalitou, výrazným sezónním vývojem a meziroční variabilitou (Duras & Liška, 2010). Jakost vody je výrazně závislá na hydrologických podmínkách, které určují fluktuaci vodní hladiny. Při zaklesnuté hladině se mění poměr mezi povodím a nádrží a může docházet k projevům eutrofizace. V souvislosti s nárůstem ceny vody došlo v minulých letech k postupnému snižování její spotřeby, a tím i ke snižování vodárenského odběru. S poklesem množství odebrané vody pro úpravnu se zmenšovalo kolísání hladiny a nádrž se, zejména v posledních letech, provozuje na úrovni téměř plného nadržení (Krátký et al., 2009).

Kvalitu vody v povodí vodárenské nádrže Švihov sledují laboratoře Povodí Vltavy od doby výstavby a prvního napouštění v roce 1972. Současný monitoring se provádí od roku 1993 spolu s organizací Pražské vodovody a kanalizace, ve 14-denním intervalu na přítocích a v měsíčním intervalu na vlastní nádrži. Od roku 2007 je laboratořemi PV a PVK sledováno 9 vodních toků s celkově 17 odběrovými profily. Podchyceny jsou uzávěrové profily všech významných vodních toků i místa pod důležitými bodovými zdroji znečištění. Na drobných vodních tocích sledovala jakost vody dále ZVHS přibližně na 20 profilech. Vedle jakosti povrchových vod je pravidelně sledována i jakost odpadních vod z ČOV, tak i z průmyslových komplexů (Liška et al., 2010).

Zásadní problém pro VN Švihov představují vstupy živin do recipientu, dusík a zejména fosfor (Liška et al., 2010), které stimulují eutrofizaci, tedy proces obohacování vodních útvarů živinami (Reynolds, 2006). Tradičně vědci a vodohospodáři popisovali eutrofizaci jako vývoj vodního útvaru z oligotrofního stavu směrem k eutrofnímu. Se zvyšováním vstupu živin díky intenzifikaci zemědělství a nárůstu komunálního znečištění byla přidána další kategorie, hypertrofní stav, který označuje stav vodních útvarů vystavených nadměrnému rozvoji vodního květu, zejména škodlivých druhů cyanobakterií (Novotny, 2003).

Nezodpovězenou otázkou zůstává v jakém stavu se VN Švihov v současnosti nachází a jaký bude její budoucí vývoj. V diskusi na toto téma se objevují i poměrně hraniční názory, které se průběžně objevovaly i v médiích. Například Novotny (2011) a Heinz and Chour (2010) tvrdí, že je Švihov na pokraji ekologického kolapsu. Měla by se odvrátit možnost katastrofy způsobená masivním rozvojem vodního květu cyanobakterií s jeho negativními důsledky a navrátit systém vodní nádrže do udržitelného a ekologicky zdravého stavu, který by garantoval zásobování pitné vody pro Prahu a ostatní regiony. Podobně se vyjadřuje i (Doležal, 1991), který již před 20 lety hodnotil stav nádrže jako kritický a stav III. pásma hygienické ochrany jako havarijní. V té době se pravidelné květy cyanobakterií vyskytovaly pouze v mělkých

zátokách s vyústěním vodních toků. Duras and Liška (2010) připouštějí, že zvýšená úživnost horní části nádrže a zátok při významnějších přítocích, může způsobovat v těchto místech růst biomasy fytoplanktonu, jež může nárazově dosáhnout překvapivě vysokých hodnot, což často vyvolává obavy, že eutrofie začíná požírat nádrž. Přesto to nepovažují za akutní riziko s dopadem na kvalitu surové vody. Připouštějí ale, že je ho nutno brát v úvahu jako jeden z důvodů pro omezení vstupu fosforu do nádrže. Stejné závěry jsou obsaženy ve zprávách o výsledku monitoringu VN Švihov z let 2001–2005 (Forejt et al., 2006) a 2006–2010 (Tlapáková et al., 2011).

5.1 ZATÍŽENÍ NÁDRŽE DUSIČNANY

Vody v povodí VN Švihov jsou díky intenzivnímu zemědělství tradičně silně znečištěny dusičnany, nejvyšší koncentrace jsou měřeny na drobných tocích se zemědělským povodím a často i pod bodovými zdroji. Koncentrace dusíku na hlavních přítocích do nádrže má od 90. let setrvalý stav s pravidelnými ročními fluktuacemi a pohybuje se v uspokojivých hodnotách (Krátký et al., 2009; Liška et al., 2010). Jsou ovšem významnou překážkou pro dosažení dobrého ekologického stavu většiny vodních útvarů (viz. Rámcová směrnice o vodách 2000/60/ES).

Duras & Liška (2010) ale jednoznačně tvrdí, že pro VN Švihov rozhodně není úroveň trofie spjata se zvýšeným obsahem $\text{NO}_3\text{-N}$. Koncentrace dusíku limitující rozvoj fytoplanktonu se pohybuje zhruba mezi 0,3-0,4 mg/l, a to jako celkový N (Reynolds, 1992). Ve vyšších než uvedených koncentracích tak nemá smysl řešit ani poměr N:P a tedy možnou limitaci nedostatkem N. Intenzita rozvoje fytoplanktonu, zejména cyanobakterií, se tedy nebude snižovat při omezování vstupu N (Duras & Liška, 2010). Většina druhů sinic tvořících vodní květ nemůže být krátkodobě limitována dusíkem. Namísto toho může být naopak kompetičně podpořena, na rozdíl od zelených řas, jsou totiž sinice schopny získávat dusík jeho fixací ze vzduchu (Reynolds, 2006; Schindler, 1977; Schindler et al., 2008). Dusík je považován za limitující prvek jen v některých akvatických ekosystémech, zejména v estuáriích a příbřežních ekosystémech, kde zvýšený stup N způsobuje eutrofizační problémy (Howarth & Marino, 2006; Vitousek et al., 1997). V ČR ještě přetrvává povědomí z 70. a 80. let kdy se velká pozornost věnovala boji proti dusičnanům. Toto paradigma se propracovalo i do evropských směrnic, české legislativy a povědomí úředníků i vodohospodářů. Tímto směrem byly nastaveny například i dotační tituly na odstraňování N na ČOV (Duras, 2012 *in press*).

Podle Durase & Lišky (2010) navíc při eliminaci bodových zdrojů znečištění, emitujících $\text{NO}_3\text{-N}$ i v létě, může dojít v suchých letech v rybnících a předzdržích k úplnému vyčerpání $\text{NO}_3\text{-N}$. Přestože je obecně $\text{NO}_3\text{-N}$ považován ve vodách za nežádoucí sloučeninu, v eutrofních nádržích je však jeho přítomnost důležitá (Duras & Liška, 2010). Dojde-li totiž v letním období k vyčerpání kyslíku u dna, denitrifikací rychle mizí $\text{NO}_3\text{-N}$, který je zároveň nejdůležitější oxidoredukční pufr. Za těchto podmínek rychle klesá redox potenciál s následnou redukcí Fe

v bahně, s kterým se společně uvolňuje P na Fe vázaný. Voda se tak výrazně obohatí fosforem (Reynolds, 2006), jenž bude buď běžným průtokem nebo po srážkových událostech pokračovat směrem k VN Švihov (Liška et al., 2010). Tento jev je dobře popsán z předzdrže Němčice (Liška et al., 2010), v nádrži samotné k tomuto jevu pravděpodobně nedochází díky vysoké koncentraci $\text{NO}_3\text{-N}$ (Duras, 2012 ústní sdělení). Ze stejných důvodů navrhuje např. Hejzlar et al. (2010) nesnižovat současnou úroveň koncentrace N i v nádrži Orlick.

Koncentrace $\text{NO}_3\text{-N}$ ve VN Švihov se dlouhodobě pohybuje v průměru blízko 6 mg/l, s rezervou tak plní imisní limit (11,3 mg/l) pro pitnou vodu (NV č. 61/2003 Sb.). Současný obsah $\text{NO}_3\text{-N}$ tedy není pro VN Švihov rizikem. Pokud se dramaticky nezmění podmínky v povodí, bude v ukazateli dusičnany kvalita vody trvale vyhovovat požadavkům na pitnou vodu (Duras & Liška, 2010; Krátký et al., 2009). Zaměření úzce na dusičnany je sice hluboce tradiční, přispívá k poznání koloběhu tohoto prvku v povodí, ale z pohledu ochrany nádrže je chybou a může vést k neefektivnímu vynakládání finančních prostředků. To platí pro bodové i plošné zdroje znečištění (Duras & Liška, 2010).

5.2 ZATÍŽENÍ NÁDRŽE FOSFOREM

Přísun fosforu je klíčovým parametrem, na němž záleží úživnost nádrže (Schindler, 1977; Vollenweider & Kerekes, 1980). V povodí VN Švihov je za hlavní zdroj fosforu považováno komunální znečištění (Liška et al., 2010). Největšími bodovými znečišťovateli v oblasti jsou města Pacov a Pelhřimov (Krátký et al., 2009). Technologie použité na ČOV Pelhřimov jsou z dnešního pohledu již zastaralé a neodpovídají nejnovějším poznatkům (Pečenka et al., 2007), ČOV Pacov byla ale v roce 2011 rekonstruována. Výrazně horší situace je v malých sídlech. V případě, že je obec vybavena ČOV, jedná se často o zařízení vybudované v 70. nebo 80. letech minulého století, projektované zejména na čištění organického znečištění. Většina sídel nemá ani vyřešeno odvádění splašků z jednotlivých nemovitostí. Alespoň částečně čištění vod je realizováno nanejvýše pomocí průtočných septiků či zaústěním kanalizace do biologického rybníka. Zbytek objektů řeší likvidaci skladováním v jímkách a odvozem na ČOV (Wanner & Pečenka, 2011). Nezodpovězenou otázkou ale zůstává, jaký podíl zdrojů tak skutečně činí a své odpady na ČOV skutečně odváží. Tabulka 1. převzatá ze Smělý (2009) ukazuje, že největší podíl znečištění ze sídel v souhrnu produkují nejmenší obce nevybavené čistírnami odpadních vod. U celkového fosforu dosahují obce do 500 obyvatel nevybavené ČOV 60% TP z celkového zatížení nádrže komunálními zdroji. V těchto bilancích jsou navíc vykazovány jen hodnoty bez ovlivnění srážkoodtokovými událostmi (odlehčení ČOV), což vede k systematickému podhodnocení bodových zdrojů. Z toho zároveň vyplývá, že jsou nadhodnoceny ostatní zdroje, zejména plošné.

Obec	Počet obyvatel	%	BSK ₅	%	TP	%	N _{celk}	%
Pelhřimov	15 667	29,3	25	13,9	4	18,2	74	19,4
Pacov	4780	8,9	3	1,7	1,1	5,0	35	9,2
nad 500 s ČOV	7447	13,9	10,7	6,0	2,6	11,9	51	13,4
nad 500 bez ČOV	1287	2,4	7,5	4,2	0,73	3,3	11,5	3,0
200–500 s ČOV	1063	2,0	0,4	0,2	0,41	1,9	4,8	1,3
200–500 bez ČOV	5610	10,5	32,5	18,1	3,2	14,6	49,3	12,9
do 200 s ČOV	401	0,7	0,2	0,1	0,06	0,3	4,1	1,1
do 200 bez ČOV	17248	32,2	100	55,8	9,83	44,8	151,8	39,8
Celkem	53 503	100,0	179,3	100,0	21,93	100	381,5	100

Tab. 1 / Odhad produkce znečištění ze sídelních zdrojů v povodí nádrže Švihov (Smělý, 2009)

Podobně referuje i Jarvie et al. (2010), kdy jen řídké osídlená povodí s řadou malých bodových zdrojů v podobě malých sídel způsobují podstatné znečištění živinami a působí tak jako složený bodový zdroj.

Pravidelná letní maxima koncentrací P ve vodních tocích znamenají především vliv bodových zdrojů znečištění, ale jsou také signálem, že je potřeba prověřit, zda vody vstupující infiltrací či drenážními systémy nejsou kontaminovány fosforem ze zemědělských půd (Duras & Liška, 2010). Podíl plošných zdrojů na produkci P v povodí VN Švihov nelze spolehlivě odhadnout, protože je k dispozici fatální nedostatek údajů (Liška et al., 2010). U plošných zdrojů P je navíc odhad zátěže komplikován množstvím P neseného na erozních částicích (Reynolds & Davies, 2001) a jejich dostupností pro fytoplankton, je tedy nutné zaměřit se na jeho kvantifikaci (Liška et al., 2010).

Pro charakteristiku nádrží se jeví jako užitečný ukazatel specifický přísun P, používaný v jednoduchých modelech hodnocení úživnosti nádrže. Jedním z nejužívanějších je Vollenweiderův diagram (Vollenweider & Kerekes, 1980) kombinující specifický přísun P s průměrnou hloubkou a teoretickou dobou zdržení vody v nádrži. Podle tohoto diagramu lze odhadnout, jaký přísun fosforu by znamenal trvale nízkou úživnost nádrže. V suchém roce by to znamenalo snížit zatížení nádrže fosforem o třetinu, ale ve vodných letech až o dvě třetiny (Duras & Liška, 2010).

Pro hodnocení eutrofizačního potenciálu je ale důležité znát především podíl BAP (biologicky dostupný fosfor), formy fosforu okamžitě využitelného pro rostliny a bakterie. Každý zdroj znečištění v povodí nádrže má jiný eutrofizační potenciál, který závisí na podílu produkovaného BAP a TP, časovém průběhu odtoku znečištění a vzdálenosti od nádrže (Borovec et al. 2010; Reynolds, 2006; Reynolds & Davies, 2001).

Rosendorf & Duras (2011) pro snížení trofie VN Švihov navrhli:

- definovat přípustné zatížení nádrže P
- sestavit celkovou bilanci zdrojů P
- určit eutrofizační potenciál jednotlivých zdrojů
- sestavit pořadí zdrojů podle míry vlivu na trofii nádrže

- zpracovat návrhy opatření a jejich cost-benefit analýzu
- upravit pořadí opatření podle cost-benefit analýzy

Zhoršující se kvalita vody v nádržích má zpravidla komplexní příčiny. Skladba příčin je pro jednotlivé nádrže jedinečná a pro jejich řešení je třeba analyzovat procesy v nádrži i jejím povodí. Určení hierarchie důležitosti problémů je klíčové pro návrhy fungujících opatření (Hejzlar, 2011). Dominantní živinou ve VN Švihov je P. Proto by měla být všechna protieutrofizační opatření primárně směřována k emisím P (Duras & Liška, 2010).

5.3 LEGISLATIVNÍ OCHRANA VN ŠVIHOV

Program opatření VN Švihov podle POP DV

Plán oblasti povodí Dolní Vltavy – Želivka zařazuje všech 18 vodních útvarů v povodí vodárenské nádrže Švihov z hlediska plošného znečištění dusíkem a fosforem jako rizikové. Z pohledu zatížení pesticidy jsou vedeny jako potenciálně rizikové. Pro omezování plošných zdrojů znečištění v povodí vodárenské nádrže Švihov jsou obsaženy v plánu listy opatření, které obsahují vyjmenované typy a rozsah opatření. Mezi relevantní opatření z pohledu plošných zdrojů pak patří Revitalizace vodních toků (DV100082), Opatření k omezení eroze z pohledu transportu chemických látek (DV100047), Management trvalých travních porostů (DV100089), Ochrana vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů (DV100078) a zejména pak Zatravnění zdrojových a erozně ohrožených ploch (DV100088, dále DV100100 - DV100116).

Podle POP DV ke zlepšení jakosti vody v povodí existuje celá řada možných opatření, z nichž jsou mezi ta významná řazena snížení objemu povrchového odtoku zvýšením retenční kapacity půdy nebo omezením povrchového odtoku, mělkého hypodermického respektive drenážního odtoku a vodní eroze pomocí organizačních, agrotechnických nebo technických opatření, popřípadě akumulací vody v údolích. Z hlediska komplexního řešení všech vyjmenovaných příčin znečištění, se považuje zatravnění zdrojových a erozně ohrožených ploch za nejuniverzálnější a též i nejúčinnější opatření, které by bylo vhodné plošně uplatnit a následně doplnit dalšími opatřeními. Předpokládaný rozsah zatravnění odhaduje cca na 25 až 30 % území VN Švihov, což představuje 295 - 353 km². Zatravnění je navrženo na nejmenší možnou jednotku, tedy půdní bloky. Na uplatňování tohoto opatření je založeno vyhlášení nových pásem ZDOVZ (zóny diferencované ochrany vodního zdroje).

V plánu jsou ukotveny i předpokládané náklady na realizaci toto opatření, konkrétně:

- zatravnění orné půdy - jednorázově cca 10 tis. Kč/ha cca 1 mil.Kč/km²
- údržba zatravnění - každoročně cca 2 tis.Kč/ha, celkem cca 60 - 70 mil.Kč na celé povodí
- ekonomická újma - každoročně cca 7 tis.Kč/ha, celkem 205 - 250 mil.Kč na celé povodí

Ochranná pásma vodního zdroje povrchových vod VN Švihov

Ochranná pásma vodního zdroje povrchových vod VN Švihov patří do speciální ochrany vodních zdrojů, která je zcela individuální ochranou, stanovenou vždy pro konkrétní území individuálním správním aktem příslušného vodoprávního úřadu (Krátký et al., 2009).

Popis současného stavu OPVZ

Návrh současně platných ochranných pásem zpracovalo PVL (Povodí Vltavy s.p.) v souladu se směrnicí č. 51/1979 vydané tehdejším Ministerstvem zdravotnictví ČR. Na základě přílohy č. 2 této směrnice bylo území povodí VN Švihov v návrhu rozděleno do tří stupňů ochrany. Návrh ochranného pásma obsahoval rovněž úplný výčet zákazů a omezení staveb i činností platných pro území vymezeného stupně ochrany (Krátký et al., 2009).

Ochrana vodních zdrojů je založena na principu celoplošné ochrany povodí, ale bez skutečně prokazatelného vlivu této ochrany na zlepšování jakosti vody v těchto vodních zdrojích. Při tomto administrativním zpracování návrhů OPVZ, respektive zákazů a omezení staveb a činností v nich, se tak nevycházelo z hodnocení efektivnosti vynaložených finančních prostředků. I v této době se postupně zjišťovalo, že řada zásad stanovování ochranných pásem daných tehdy platnými obecně závaznými předpisy, nepřispívá fakticky k ochraně jakosti vod ve vodním zdroji a jsou tak neúčelně vynakládány velké finanční prostředky všech zúčastněných subjektů (Krátký et al., 2009).

Koncepce nových ochranných pásem

V souladu s novou koncepcí revize ochranných pásem vodárenských nádrží byl v následujících letech zpracován PVL pilotní projekt Návrh ochranných pásem vodárenské nádrže Švihov na Želivce. Práce na uvedeném pilotním projektu se staly jedním ze základních podkladů pro přípravu nové legislativy na tomto úseku. V roce 2001 byl potom vydán i nový vodní zákon č. 254/2001 Sb., kde byl v §30 založen legislativně nový princip tzv. diferencované ochrany vody. V současnosti již probíhá zpracování návrhů dokumentací ochranných pásem II. stupně – ZDOVZ (více viz. Krátký et al., 2009).

19.11.2010 Krajský úřad Středočeského kraje oznámil veřejnou vyhláškou č.j. 137022/2010/KUSK OŽP/Ně zahájení řízení ve věci „Změny ochranných pásem vodárenské nádrže Švihov na Želivce“. Jedná se o 1. etapu vyhlášení 2. ochranného pásma vodního zdroje Želivka. V 1. etapě vyhlášení OPVZ II je zahrnuto území ležící bezprostředně v okolí vlastní vodárenské nádrže, v druhé etapě by měly být stanoveny ZDOVZ, ty budou významnou mírou zvyšovat požadavky na ochranu vod v celém povodí. Tato druhá etapa je s napětím očekávána obcemi a zejména zemědělskými subjekty z důvodu příkázaných režimů hospodaření. Žádná verze plánu dodnes nebyla zveřejněna, byla přerušena i komunikace se zemědělskými subjekty a zatím ani nebylo umožněno připomínkování.

V této vyhlášce jsou z pohledu omezení zemědělského hospodaření navrhovány na jednotlivých pozemcích 2 hlavní typy opatření:

Opatření typu A – zatravnění (na pozemcích erozně ohrožených, na odvodněných plochách, které bezprostředně komunikují s přítoky vodárenské nádrže, ochrana dolních částí svahů vytvořením sedimentačních pásů a ochrana bezprostředního okolí přítoků vodárenské nádrže).

Opatření typu B – způsob hospodaření, důsledné uplatňování organizačních a agrotechnických protierozních opatření na částečně ohrožených pozemcích, hospodaření na odvodněných pozemcích a infiltračních plochách, pastva hospodářskými zvířaty v koncentracích nejvíce 3 VDJ/ha v pastevních areálech.

Nejdůležitější omezení zemědělského hospodaření vyplývající z této vyhlášky jsou:

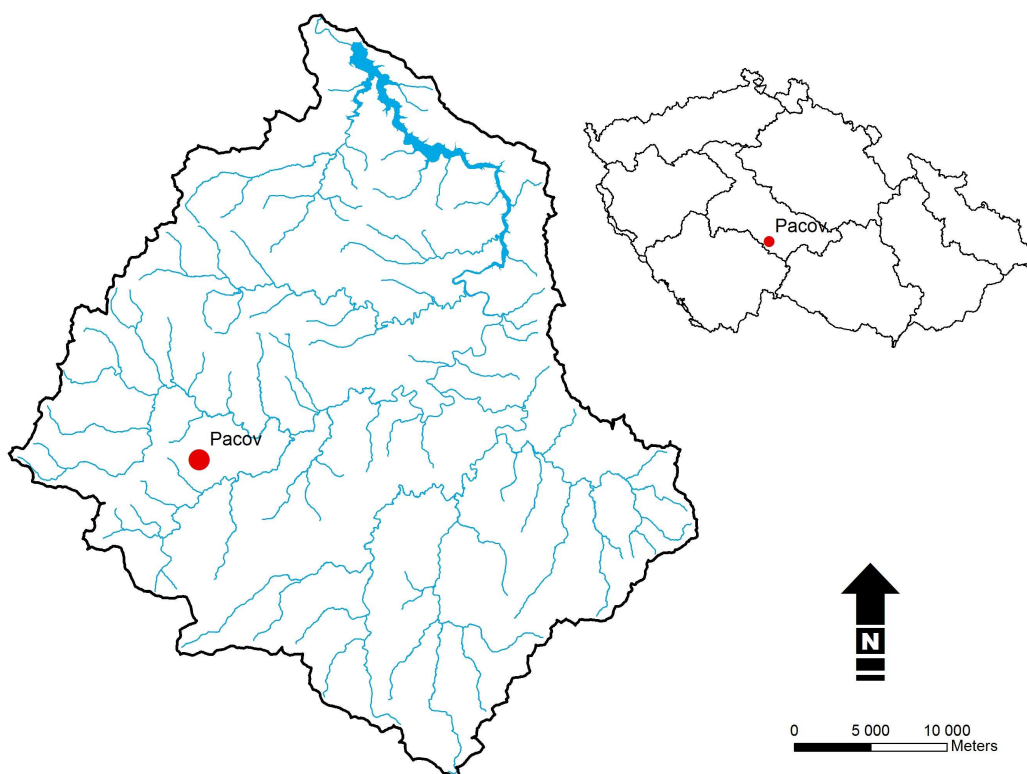
- převedení nově navržených ploch z orné půdy na TTP;
- obnova TTP 1x za 10 let;
- provádění seče dvakrát ročně;
- omezení dusíkatých hnojiv u TTP nad 7° na 80 kg celkového dusíku na hektar;
- na těchto plochách přednostně pěstovat následující plodiny: ozimé obiloviny, ozimé směsky, ozimá řepka.

6 MATERIÁL A METODY

6.1 VYMEZENÍ MODELOVÉHO ÚZEMÍ

Vybrané modelové území zahrnuje správní území obce Pacov, které zahrnuje katastrální území Pacov a Roučkovice nacházející se v západní části kraje Vysočina, v okrese Pelhřimov. Celé území spadá do povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce a je podle NV č. 108/2008 Sb. zařazené do zranitelných oblastí dusíkem.

Území bylo vybráno tak, aby bylo obhospodařováno jedním velkým zemědělským subjektem. V území zemědělsky hospodaří ještě několik malých soukromých subjektů, jejich vliv však považují za marginální, do této práce proto nebyly zahrnuty. Při výběru tohoto území měla vliv subjektivní znalost území i funkčních vztahů v něm, stejně jako potencionální realizace navrhovaných opatření. Důležitá byla zejména ochota spolupráce zemědělského subjektu a fakt, že se již dříve zapojil do jiných výzkumných projektů, z kterých můžeme vycházet.



Obr. 3 / Lokalizace modelového území v rámci povodí VN Švihov a ČR

6.2 CHARAKTERISTIKA ŘEŠENÉHO ÚZEMÍ

Geologické poměry

Řešené území patří k regionálně-geologické jednotce Českého moldanubika, k jeho jednotvárné skupině. Jednotvárná skupina moldanubika je tvořena především biotitickými plagioklasovými pararulami sillimaniticko-biotitickými pararulami. Pro horniny moldanubika je charakteristický různý stupeň zvětrání a nevětrání hornin. Proto se vyskytují méně zvětralé polohy, které mají obtížnější těžitelnost. Kvarterní pokryvy jsou v oblastech moldanubických hornin nepatrné, přesto nivy jsou tvořeny holocénními údolními nivami ojedinele holocéno-pleistocénními deluviálními písčítými hlínami a hlinitými písky. Většinou jsou budovány druhotně přemístěnými produkty zvětrávání různých druhů pararul a ortorul. Podle stupně navětrání mají tyto druhotně přemístěné sedimenty rozdílný zrnitostní charakter od úlomkovitého (šterkovitého) až po hlinitopísčítý.

Pedologické poměry

Na území výrazně převažují hnědé půdy kyselé, zejména ve výše situovaných částech, které vznikaly postupným zvětráváním na podkladě rulové horniny. Mají většinou slabě kyselou až kyselou reakci a nízkou kationtovou výměnnou kapacitu (AZZP, 2007). V níže ležících partiích pak převažují oglejené formy kambizemí, pseudogleje nebo gleje, které naopak dominují údolních nivách. Z hlavních půdních jednotek podle map BPEJ jsou zastoupeny následující typy půd: HPJ 29, 40, 50, 67, 68, 72, 75, 76.

Charakteristika vodního režimu krystalinika

Českomoravská vrchovina a podobné české a moravské vrchoviny na převážně kyselých krystalických horninách jsou specifické svou geomorfologií i hydrogeologií. Z hlediska geomorfologického jsou tyto vrchoviny typickými parovinami s plochými a širokými temeny kopců a poměrně úzkými údolními s málo vyvinutými aluvii.

Vodní režim krystalinika je výrazně diferencovaný podle geomorfologických oblastí a je vysvětlován konceptem tří zón (Doležal & Kvítek, 2004):

- *Infiltrační (doplňovací) zóna* leží na temenech kopců a horní části svahů a jsou současně oblastmi napájení zvodnělého systému;
- *Transportní (přechodná) zóna* leží ve středních a spodních částech svahů, kde podzemní voda již lokálně vystupuje na povrch, zatímco na jiných místech jsou ještě doplňovány její zásoby;
- *Akumulační (výtoková) zóna* zahrnuje údolní nivy a jejich bezprostřední okolí s trvale vysokou hladinou podzemní vody;

V českých vrchovinách jsou tradičně využívány infiltrační zóny jako orná půda, vyjma stanovišť s mělkou a neúrodnou půdou, která jsou většinou zalesněna. Orné půdy této zóny

jsou stabilní základnou zemědělské výroby. Hladina podzemní vody v infiltrační zóně většinou leží v hloubce několika metrů (Doležal et al., 2006) a postupně s poklesem nadmořské výšky se přibližuje k terénu. Ve vlhkých obdobích, a to zejména na jaře, stoupá v typických středních svahových polohách až do půdního profilu a způsobuje dočasné zamokření. V infiltrační oblasti se většinou nacházejí půdy mělké až středně hluboké, kamenité a velmi propustné. Půdy jsou písčité až hlinitopísčité a mají malou retenční kapacitu pro vodu, jež rychle prosakuje půdním profilem (Kvítek & Doležal, 2003). Propustnost půdy se pohybuje kolem 1 m.den^{-1} (Fučík et al., 2010).

Směrem dolů po svahu začínají být svahy strmější a skalní podloží vystupuje blíže k povrchu. Hladina podzemní vody přibližně kopíruje průběh skalního podloží a vystupuje k povrchu. V těchto místech začíná transportní zóna. Hlavním hydrologickým procesem v této zóně je pohyb podzemní vody směrem dolů po svahu (Doležal et al., 2006). Hladina podzemní vody je napjatá, při poruše podloží na terénních zlomech vznikají zamokřená místa a pramenné vývěry, které především v jarním období nemají stabilní místo a takzvané putují. Voda z těchto vývěrů zamokřuje rozsáhlejší území a pochází ze srážek zasáklých v infiltrační oblasti (Kvítek et al., 2004). Lokální vývěry mohou být způsobeny i poruchou odvodňovacího prvku. Na leteckých snímcích je poté vidět krajina plná rybníčků, lokálních vývěrů a periodických potůčků napájených na povrch vystupující podzemní vodou. Na těchto zamokřených místech se vyvinuly převážně hydromorfní půdy využívané jako les nebo louka. Na nezamokřených místech transportních zón, stejně jako v infiltrační zóně, je možné provozovat zemědělství na orné půdě (Doležal et al., 2006). V transportní oblasti se již nacházejí půdy středně hluboké až hluboké, hlinité až jílovitohlinité s dobrou retencí pro vodu. Ty jsou málo propustné až nepropustné. Na pozemcích s vyšším sklonem dochází s častým výskytem erozních jevů (Kvítek et al., 2004). Mnoho zamokřených ploch v přechodných zónách bylo odvodněno trubkovou drenáží a zorněno, se střídavým úspěchem (Doležal et al., 2006).

Akumulační zónu tvoří nejnižší části svahu a údolní polohy. Údolí jsou často úzká a nivy v nich často chybějí (Doležal et al., 2006). Akumulační zónu tvoří asociace glejových půd s doprovodem glejových nivních půd. Ty mají více zaklesnutou hladinu podzemní vody, která více kolísá a závisí nejvíce na úrovni průtoků v tocích. Asociace hydroglejů se vyznačuje kombinací zamokření podzemní a povrchovou vodou, takže profil je takřka celý rok nasycen. Hydraulická propustnost těchto půd se pohybuje mezi $0,01 \text{ m.den}^{-1}$ až $0,5 \text{ m.den}^{-1}$. Základní příčinou zamokření těchto oblastí je podzemní voda, kdy její hladina je vesměs napjatá. Hloubka hladiny podzemní vody závisí na možné retenci vody v infiltrační oblasti a na tom zda srážky v údolích infiltrují do náplavů a prosakují k této hladině nebo zda přejdou do povrchového odtoku, či přetrvávají v terénních depresích jako stagnující povrchová voda (Kvítek et al., 2004). Tato zóna je proto obvykle zalesněna nebo zatravněna. Travní porosty zde mají vlhkomilný až mokřadní charakter a často nejsou obhospodařovány pro malou únosnost terénu a také proto, že není poptávka po této nekvalitní píce (Kvítek & Doležal, 2003).

Mezi hlavní faktory ovlivňující tvorbu odtoku v malých povodích krystalinika patří střední až vyšší infiltrační kapacita a propustnost půd v ornici a podorníci, mělce uložené nepropustné horniny a reliéf terénu, zejména pak strmé svahy a úzká údolí (Kvítek et al., 2004). Podle Doležala a Kvítka (2004) proto v českém krystaliniku jen vzácně na některých lokalitách po extrémních deštích nastává pravý povrchový odtok hortonovského typu, způsobený nedostatečnou infiltrační kapacitou půd. Infiltrační schopnost půd je obvykle dostatečná k pohlcení většiny srážkové vody nebo vody generující se při tání sněhu, a tedy mnohem častější je mělký, rychlý podpovrchový odtok ve svrchních propustných horizontech půd. Často k němu dochází jen v ornici a podorníci, respektive v drnových a humusových horizontech lučních a lesních půd. Tento odtok je také velmi rychlý. Tato mělká nasycená zóna, podepřená méně propustnými vrstvami, nemusí být hydraulicky spojena s hlubšími zvodněmi právě podzemní vody s volnou hladinou ve zvětralých zónách skalního podloží. Část podpovrchového odtoku však do podzemní vody přesto prosakuje (Doležal et al., 2006). Tento odtok je zvláště významný v dolních částech svahů, v okolí vývěřů a útvarů povrchových vod, kde je jeho dráha od místa infiltrace do místa výtoku poměrně krátká. Pokud je v důsledku tohoto odtoku půdní profil plně nasycen, dochází k vývěru nebo stagnaci podzemní vody a přes tento mělký odtok je položen ještě povrchový odtok nasyceného dunnovského typu, způsobený fyzickou nemožností vsaku srážkové vody do půdy. Tyto tři mechanismy tvoří přímý, povodňový odtok (Kvítek et al., 2004; McGuire et al., 2005).

Hypodermický odtok pokud přitéká ze vzdálenějších míst povodí, a odtok obyčejné podzemní vody z míst bližších recipientu, tvoří středně rychlou složku odtoku, přičemž je přihlíženo spíše k rychlosti než k cestám. Odtok podzemní vody ze vzdálenějších, hlubších a méně propustných zvodní, se pak projevuje ve vodním toku jako stálý, málo proměnlivý základní odtok. V dnešní krajině jsou však tyto procesy pozměněny účinky vodohospodářských staveb a úprav v povodí. Odvodňovací stavby odtok podzemní vody urychlují, naopak malé vodní nádrže rychlý odtok zpomalují a uvolňují zpožděně (Kvítek & Doležal, 2003).

Kulhavý et al. (2001) provedli na malých povodích v krystaliniku separaci složek odtoku, podle které činil přímý odtok v průměru 30%, hypodermický odtok 40% a základní odtok 30% z celkového odtoku. Převážná část odtoku pocházela z preferovaných cest, drenážních systémů a trvalých zvodní. Nebyl zjištěn výrazný rozdíl ve složení odtoku v malých podpovrchových tocích a drenážního odtoku. To naznačuje, že mechanismy tvorby odtoku a jakosti vody v malých tocích a v drenážním odtoku jsou podobné. Výrazný podíl hypodermického odtoku na celkovém odtoku je významným důkazem, že tento odtok přispívá hlavním způsobem ke znečištění vodních toků a nádrží krystalinika (Doležal et al., 2003).

Preferenční proudění v půdách krystalinika

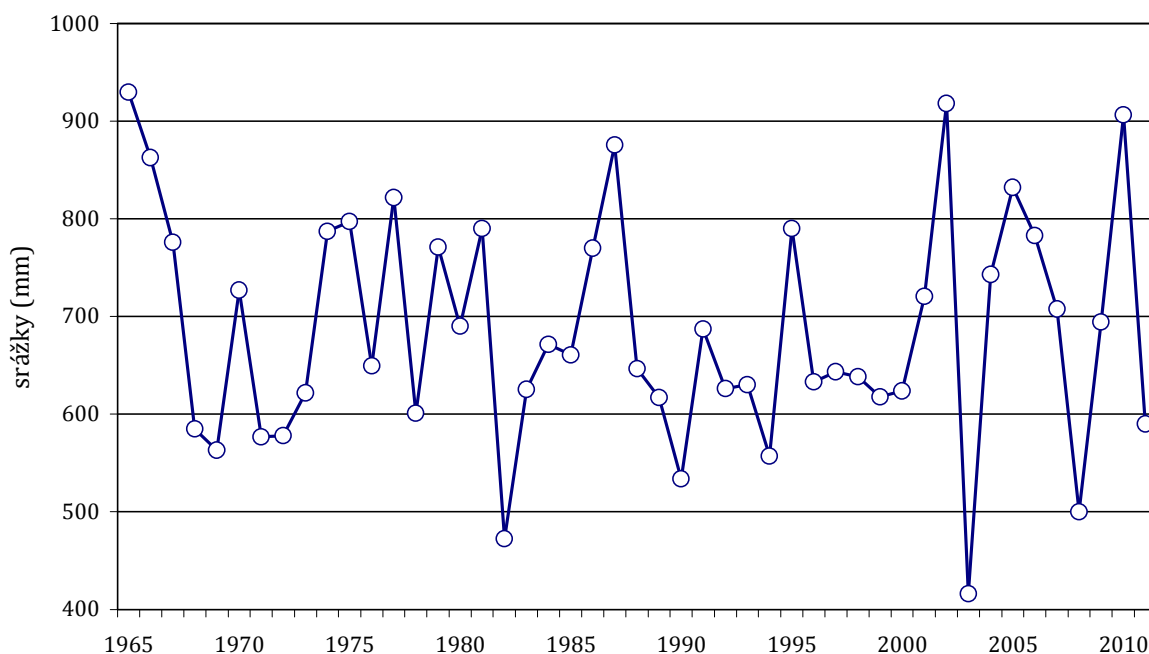
Preferenční proudění vody a preferenční transport rozpuštěných látek jsou typickými jevy v půdách krystalinika, zásadně ovlivňující tvorbu odtoku a jakost vody v těchto oblastech. V jejich důsledku dochází k extrémně rychlému průniku vody i rozpuštěných látek do velkých

vzdáleností. Existuje řada příčin a typů preferenčního proudění. Jedním ze společných jmenovatelů je lokální nerovnováha vody v pórech, tedy odlišný potenciál vody v pórech různé velikosti, které spolu sousedí. Nejvýznamnějšími příčinami preferenčního proudění jsou proměnlivost zrnitosti a smáčivosti půdy v měřítku krátkých vzdáleností, smršťování půdy vlivem vysychání doprovázené tvorbou puklin v těžších půdách, kypření ornice zpracováním půdy a činnost půdní bioty (Doležal et al. 2006).

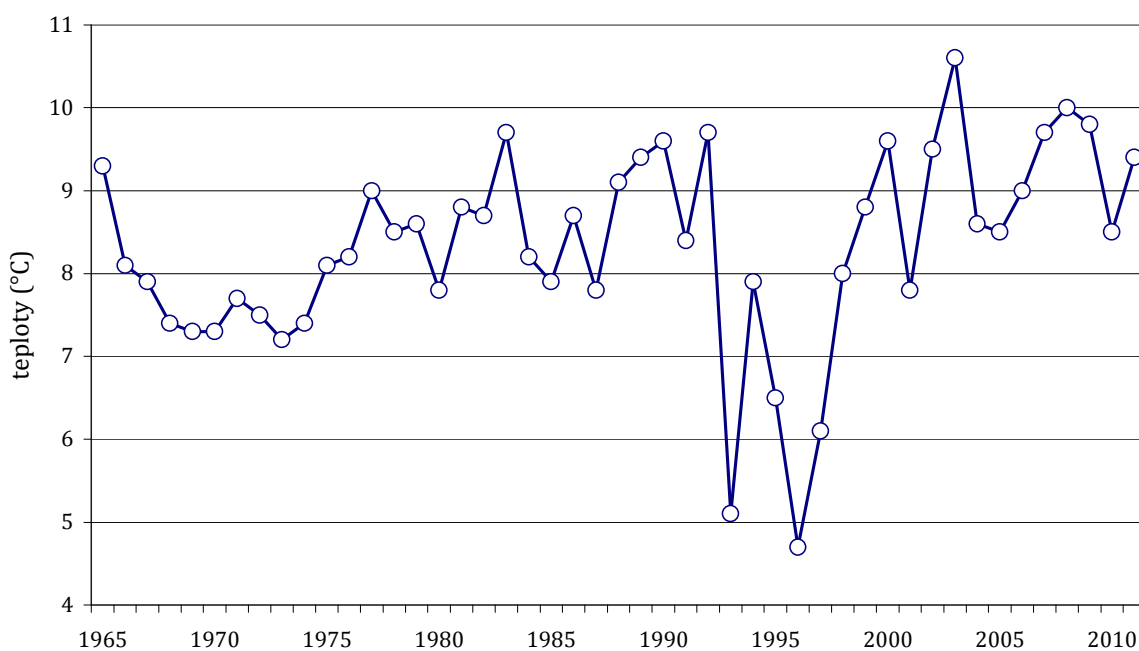
Zároveň s preferenčním prouděním probíhá i proudění mimo preferenční cesty, v půdní matici, které se výrazně uplatňuje při redistribuci vody po skončení infiltrace a při infiltraci vody o nízkých intenzitách. Zřetelným rozdílem mezi preferenčním a matričním prouděním je časové měřítko, kdy u preferenčního proudění proběhnou dominantní procesy v řádu minut až hodin. U permanentního matričního proudění jde o dny, případně týdny, měsíce a roky. Těžší a hlubší půdy na temenech a svazích kopců tak mohou být prakticky stejně zranitelné vůči plošnému znečištění vod v důsledku zrychlení průsaku, jako půdy mělké a zrnitostně lehké (Doležal et al. 2006).

Klimatické poměry

Řešené území spadá podle (Quitt, 1971) do mírně teplé oblasti, konkrétně do jednotky MT5. Charakteristika MT5 zní: normální až krátké léto mírné až mírně chladné, suché až mírně suché. Přejídné normální až dlouhé období s mírným jarem a mírným podzimem. Zima je středně dlouhá, mírně chladná, suchá až mírně suchá s normální až krátkou sněhovou pokrývkou. Řešené území je značně větrné díky své absolutní nadmořské výšce, což má své nepříjemné důsledky na krajinu a hospodářské aktivity člověka v ní (polomy, vývraty, větrná eroze půdy, sněhové návěje a závěje). Hlavní převládající směr proudění vzduchu je v celoročním průměru z jihozápadních až západních směrů a vedlejší převládající směr větru je z východních až jihovýchodních směrů (Brázdová et al., 2006).



Obr. 4 / Roční úhrny srážek v letech 1965 – 2011 (Srážkoměrná stanice Pacov)



Obr. 5 / Průměrné roční teploty v letech 1965 – 2011 (Srážkoměrná stanice Pacov)

6.3 STANOVENÍ EROZNÍ OHROŽENOSTI POZEMKŮ

Pro určení erozně ohrožených pozemků byla použita celosvětově platná univerzální rovnice (Wischmeier & Smith, 1978), s využitím programu USLE 2D. Rovnice USLE počítá smyv v závislosti na šesti faktorech ovlivňujících hodnotu smyvu podle vztahu a je určena pro přibližný výpočet dlouhodobé průměrné ztráty půdy. Rovnice je vyjádřena jako součin: $G = R * K * L * S * C * P$ [t.ha⁻¹.rok⁻¹]

Faktor erozní účinnosti přívalového deště (R) představuje jeho schopnost erozně působit na povrch půdy. Pro výpočet byla použita doporučená průměrná hodnota pro Českou republiku $R = 20 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$. Pro výpočet faktoru erodovatelnosti (K) byly použity data BPEJ a k nim byly přiřazeny aktualizované hodnoty K faktoru (Janeček, 2007).

Faktor LS byl vypočten z digitálního modelu terénu v softwaru USLE 2D s využitím algoritmu dle McCool, který byl vytvořen z vrstevnic ZABAGED. Pro výpočet erozní ohroženosti byla zvolena velikost gridu 4. Pro převod dat z GIS do USLE 2D byl použit software LS-converter. Program USLE 2D pro výpočet LS faktoru vyžaduje jako vstupní data digitální model terénu a rastrovou vrstvu parcel, pro kterou byly použity produkční bloky z LPIS upravené podle současného stavu. Rastrová vrstva parcel získaná převodem z uvedených dat rozčleňuje území na dílčí plochy vkládáním bariér mezi dílčími plochami, které působí jako překážky pro plošný povrchový odtok a dochází zde k přerušení odtoku. Tím se snižuje délka odtokové dráhy a faktor L délky svahu. Výhodou výpočtu v prostředí GIS je možnost určení celkové ztráty půdy jak z celého pozemku, tak z každého prvku sítě (části produkčních bloků LPIS) a tím navrhnout protierozní opatření pouze v těch částech pozemku, které jsou skutečně ohroženy.

U faktoru účinnosti protierozních opatření (P) byla použita hodnota 1. Řada pozemků nebo jejich částí je obhospodařována po vrstevnici, která snižuje výslednou ztrátu. Toto snížení zahrnuto v modelu není.

U faktoru protierozního účinku plodin (C) byla použita hodnota 0,244, která byla vypočítána podle metodiky Janeček (2007) pro současně používaný osevní postup (viz. Tab. 3 na straně 42).

6.4 IDENTIFIKACE POTENCIÁLNÍCH INFILTRAČNĚ ZRANITELNÝCH PŮD

Mapa infiltrační zranitelnosti půdy (relativní infiltrační schopnosti půdy) byla sestavena podle metodiky Novák et al. (2004), která vychází z kódů BPEJ. Rovnice je vyjádřena jako součin:

$$\text{Zranitelnost půdy} = \text{HPJ} + 0,62 * \text{Sklonitost} + 0,31 * \text{Skeletovitost} + 0,32 * \text{Hloubka} + 0,04 * \text{Expozice}$$

Pro hodnocení půdních hydrologických vlastností je pro výběr kritérií použit kód BPEJ, kromě klimatického regionu. Jednotlivá kritéria jsou kategorizována do 5 skupin podle jejich významnosti vzhledem k procesu infiltrace vody a migrace látek půdním profilem (Janglová et al., 2003). Maximální schopnost infiltrace srážkové vody odpovídá kategorii 1, minimální schopnost infiltrace pak kategorii 5. Jako vstupní data byla použita mapa BPEJ a produkční bloky z LPIS.

6.5 MONITORING ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD

Monitoring znečištění povrchových vod na měrných profilech (rozmístění profilů znázorněno na obr. 6) byl podkladem ke zjištění příčin průniku živin do vodního prostředí a identifikaci

zdrojových lokalit. V terénním šetření byla pozornost věnována plošným zdrojům znečištění s cílem rozlišit a kvantifikovat jejich podíl na zátěži povrchových vodních toků a vodních nádrží. Pozornost byla věnována jak identifikaci míst předpokládaných zdrojů znečištění (například meliorační výústě), tak lokalitám s předpokládaným pozitivním vlivem na kvalitu vody (rybníky a mokřady). Lokalizace měrných profilů byla provedena tak, aby umožňovala analyzovat maximum možných vlivů na jakost povrchových vod plošnými zdroji znečištění.

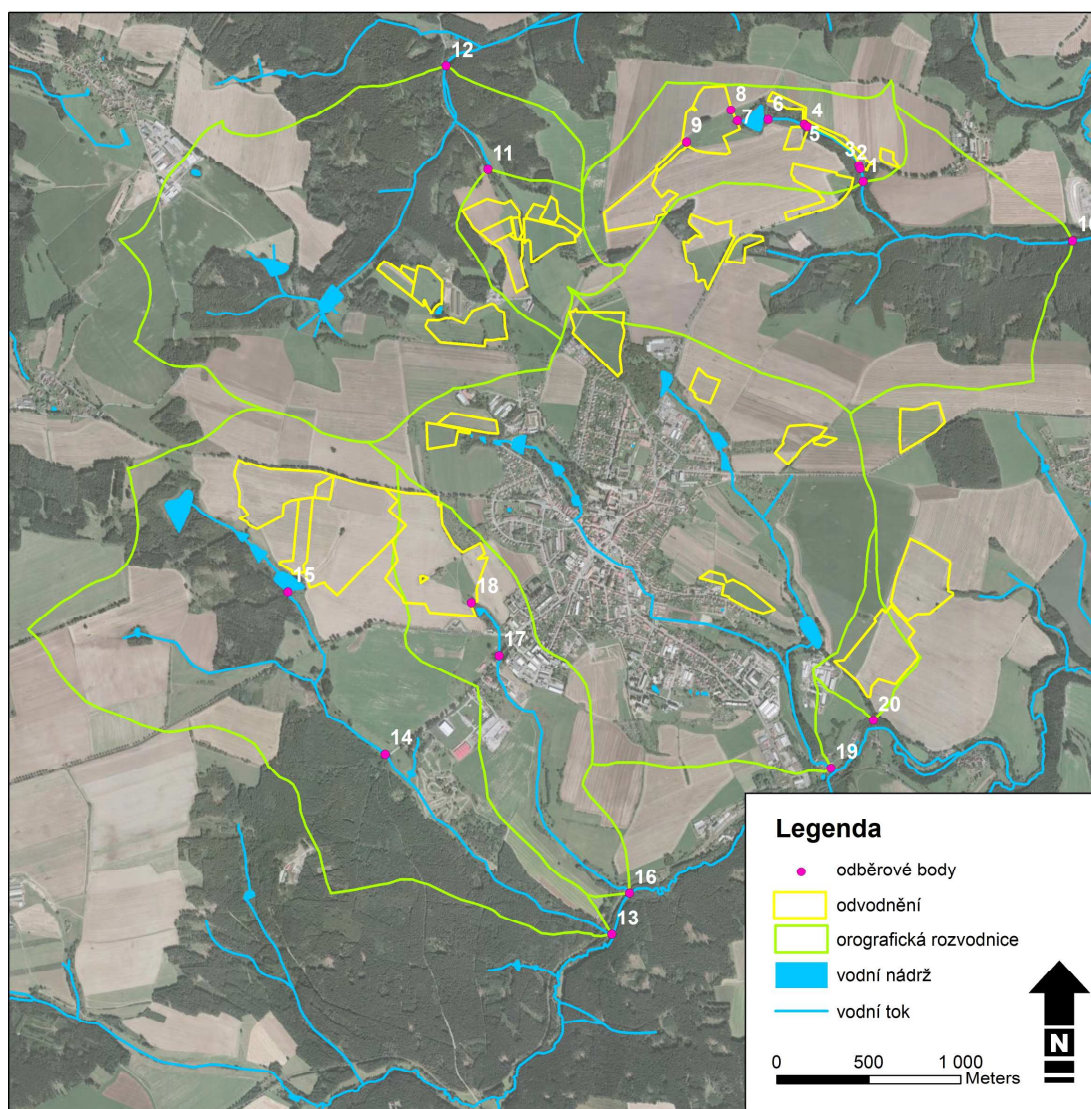
Popis a umístění odběrových bodů

- (1) Trubární potok - výúst' z propustku pod silnicí Pacov – Velká Chyška;
- (2) Trubární potok – volně z toku 70 metrů proti proudu nad propustkem pod silnicí Pacov – Velká Chyška;
- (3) drenážní výúst' z drenážní soustavy odvodňující půdní blok Buk;
- (4) drenážní výúst' z drenážní soustavy odvodňující půdní blok Trubární;
- (5) drenážní výúst' z drenážní soustavy odvodňující půdní blok Buk;
- (6) Trubární potok – volně z potoka pod Trubárním rybníkem;
- (7) výúst' drenážní soustavy odvodňující půdní bloky Trubární, Příděly, Za remízkiem a Bezkoutí;
- (8) drenážní šachtice , odvodňuje půdní blok Příděly;
- (9) drenážní šachtice, odvodňuje i drenážní soustavu č. 13, odvodňuje půdní blok Za remízkiem, Příděly a Bezkoutí;
- (10) Trubární potok – volně z potoka 100 metrů proti proudu nad skládkou komunálního odpadu Hrádek;
- (11) vyústění drenážní soustavy, odvodňuje půdní bloky Luzhaus, Bezkoutí, Cvičák a Šibenice;
- (12) Panský potok – volně z potoka;
- (13) Oborský potok – vyústění do Kejtovského potoka;
- (14) Oborský potok – volně z potoka nad silnicí Pacov – Eš;
- (15) Oborský potok – volně z potoka pod vyústěním z posledního rybníka Oborské kaskády;
- (16) Svatobarborský potok - vyústění do Kejtovského potoka;
- (17) Svatobarborský potok – volně z potoka nad silnicí Pacov – Eš;
- (18) Svatobarborský potok – drenážní vyúst', odvodňuje půdní blok Glaserovo, Lapáčkova zahrada a U hřbitova;
- (19) Mlýnský potok – odběr pod mostkem u vyústění do Kejtovského potoka;

(20) drobná vodoteč pramenící v drenážní soustavě, odvodňuje půdní bloky Nade mlýnem a Kamenný kříž;

číslo profilu	plocha (ha)	funkční odvodnění (%)	les (%)	orná půda (%)	louky (%)	vodní plochy (%)	intravilán (%)	sady a zeleň (%)	ostatní (%)
1	96	24,5	7,7	81,1	6,8	1,0	0,0	2,1	1,3
10	336	9,2	27,5	60,1	8,9	0,3	0,1	2,5	0,6
11	46	29,1	9,3	34,8	41,3	0,0	3,3	10,9	0,4
12	365	7,3	38,5	37,5	15,6	0,7	4,9	1,9	0,8
13	386	9,5	35,9	48,4	6,0	1,1	5,2	1,3	2,1
16	122	18,9	1,3	54,1	20,8	0,2	16,2	6,6	0,8
19	421	4,3	5,0	41,1	4,3	1,1	44,1	3,6	0,9
20	20	55,0	0,0	70,0	22,0	0,0	5,5	2,5	0,0

Tab. 2 / Využití území jednotlivých povodí



Obr. 6 / Rozmístění měrných profilů

Monitoring je dále doplněn o data z projektů Komplexní řešení znečištění ve vybraném dílčím povodí vodárenské nádrže Švihov navazující na projekt Zhodnocení zátěže povodí vodárenské nádrže Švihov nutriety realizovaném na VŠCHT Praha v letech 2005–2009. Zpracována byla dlouhodobá řada (16.10. 2006 až do 11.5. 2011) s měsíčním chodem odběrů pro profil 1 (Trubární potok).

Odběr vzorků a jejich zpracování

Vzorkování probíhalo přibližně v jednoměsíčních intervalech. Vzorky byly odebrány do skleněné 250 ml vzorkovnice. Při vlastním odběru byla čistá vzorkovnice nejprve několikrát vypláchnuta vodou z toku a poté byla odebrána voda až po okraj vzorkovnice, tak aby obsahovala co nejmenší objem vzduchu. V závislosti na charakteru odběrného místa byla vzorkovnice ponořena v proudnici pod hladinu vody a v případě drenážních výústí nad hladinou recipientu přidržena vzorkovnice pod výtakovou trubku. U výústí, kde voda vytékala jen mírně nad niveletou dna, byl vzorek doléván pomocnou vzorkovnicí. Každý měrný bod měl svou vlastní vzorkovnici označenou pořadovým číslem. Vzorky byly mezi odběrem a stanovením transportovány a skladovány při teplotě 4–7 °C v transportním boxu.

V odebraných vzorcích vody byly stanovovány koncentrace N-NO₃⁻ a RRP metodou kolorimetrického stanovení pomocí kolorimetru DR 890 v akreditované laboratoři VŠCHT. Stanovení bylo prováděno do 24 hodin od odběru vzorku.

Vzhledem k charakteru monitoringu bylo provedeno pro všechny sledované profily jen základní statistické vyhodnocení dat.

6.6 MONITORING DRENÁŽNÍCH SOUSTAV

Monitoring drenážních soustav byl proveden podle projektových dokumentací jednotlivých odvodňovacích staveb z let 1980 – 1984 uložených v archivu ZVHS Pelhřimov, od 1.1.2011 jsou uloženy v provozním objektu vodního díla Orlick. Přestože nebyly tyto dokumentace kompletní, podařilo se jejich chybějící části dohledat v archivu firmy Selekt a.s. Tyto podklady byly digitalizovány v programu ArcGIS 10 a bylo podle nich prováděno terénní šetření, které bylo doplněno poznatky poskytnutými uživateli pozemku o kritických obdobích a příznacích snížené funkce odvodnění a zejména pak informací o případných opravách a poruchách při samotném užívání.

Při terénním šetření bylo zjišťováno provedení jednotlivých staveb ve srovnání s projektovou dokumentací a jejich současný stav, jehož výsledkem bylo zhodnocení funkčnosti těchto systémů s důrazem na stav a vydatnost jednotlivých objektů odvodnění. Ten byl zjišťován na základě polohové identifikace povrchových objektů drenážního systému, zejména kontrolních šachtic a drenážních výústí.

Terénní šetření probíhalo pravidelnými kontrolami jednotlivých povrchových prvků za různých hydrologických stavů.

Drenážní soustavy byly rozděleny podle funkčnosti do tří skupin:

- *funkční* - všechny povrchové prvky jsou funkční, objevuje se v nich voda, v lokální míře mohlo dojít k protržení drénu, způsobující povrchové zamokření v malém měřítku nebo vývěr vody na povrch
- *nefunkční* – nejbližší povrchový objekt po svahu je nefunkční, byl zasypán, zanesen nebo jeho vydatnost je nulová
- *nenalezeny* – žádný povrchový objekt nebyl nalezen

6.7 IDENTIFIKACE KONFLIKTNÍCH ZÁJMŮ UŽIVATELŮ

Cílem zjištění zájmů uživatelů zemědělských pozemků bylo analyzovat postoje, motivace a vzorce chování zemědělských subjektů (například společenské podmínky, charakter prostředí, struktura hospodaření) v zemědělské praxi při rozhodování o změně hospodaření, případně jejich ochoty spolupráce. Analýzu chování zemědělských podniků v okrese Pelhřimov provedli již Doucha & Holas (2011), kteří se ale zaměřili spíše na kvantitativní vyhodnocení dat.

Cíleně byly do průzkumu vybrány jen velké podniky, které obhospodařují převážnou většinu zemědělské půdy. Protože se vždy jednalo o právnické osoby, byli cílovou skupinou vedoucí pracovníci (většinou předsedové či agronomové). Důvodem výběru této skupiny osob je skutečnost, že určují zaměření zemědělské činnosti podniku a způsoby hospodaření. Někteří z nich navíc zasedají v zastupitelstvech obcí a mezi zemědělskými podniky a samosprávou obcí tak často existuje úzká vazba.

Při výběru metod, formulaci otázek, výběru respondentů a sběru dat jsme postupovali podle prací Veverkové et al. (2006) a Hendla (2008). Jako hlavní metodu sběru dat jsme zvolili semistrukturovaný rozhovor se zástupci podniků (příloha 1.). Průzkum probíhal formou individuální předjednané návštěvy. Informace získané při rozhovorech posloužili jako východiska pro navazující aktivity a významně se uplatnili i navázané kontakty.

7 VÝSLEDKY A DISKUSE

7.1 MONITORING DRENÁŽNÍCH SYSTÉMŮ

Ve vymezeném území byla podle projektových dokumentací odvodňovacích staveb provedena polohová identifikace povrchových objektů (příloha 3.) s následnou diagnostikou jejich aktuálního technického stavu. Tento monitoring sloužil následně jako podklad k návrhu opatření. Celkem bylo ve vymezeném území monitorováno 269,7 ha odvodňovacích staveb. Celkem 102 ha (38%) těchto staveb bylo shledáno jako nefunkční. Buď jsou poškozeny jejich části nebo celé soustavy. Celkem 6 staveb (10,3 ha, 3,8%) nebylo v terénu nalezeno. Proto nebyly z pohledu funkčnosti ani hodnoceny. Mapa funkčnosti jednotlivých odvodňovacích staveb je znázorněna v příloze 4.

Od uvedení staveb do provozu nebyla prováděna jejich dostatečná údržba, proto je velká část povrchových objektů v havarijním stavu. Některé tyto stavby jsou v současnosti již zarostlé náletem dřevin a jejich funkce je omezená. Některé sběrné drény jsou ucpané a po rozhovoru s dělníkem, podílejícím se přímo na jejich výstavbě, lze pochybovat nad kontinuitou mnoha drénů již přímo po stavbě. Některé drény totiž nebyly z „časových důvodů“ ani položeny. Několik drenážních šachtic bylo v minulosti vyhodnoceno uživatelem pozemku jako dlouhodobě nefunkční a proto byly zasypány. Přibližně jedna třetina kontrolních šachtic je zbořena. To zapříčinilo pravděpodobně najetí zemědělské techniky s následným vnikem sedimentů a ucpaním šachtic. Nad řadou těchto objektů se vyskytují pramenné vývěry nebo vlhká oka, pravděpodobně důsledkem disfunkce části soustavy. V odůvodněných případech byly navrženy tyto objekty uživateli k opravě.

7.2 TERÉNNÍ ŠETŘENÍ V SELEKTĚ PACOV

Byly provedeny rozhovory celkem ve třech zemědělských podnicích. Výsledky odpovídají průzkumu, které provedl Doucha & Holas (2011). I přesto, že nemohou být chápány reprezentativně, lze je velice dobře použít jako případové studie popisující typické situace v regionu. V této kapitole jsou podrobněji popsány pouze postoje zemědělské společnosti Selektu Pacov, a.s., hospodařící v modelovém území.

Charakteristika zemědělského subjektu

Základem podnikatelské činnosti firmy Selektu Pacov, a.s. (dále jen SP) je novošlechtění brambor, udržovací šlechtění a množení sadby brambor. Další důležitou oblastí je produkce mléka a šlechtitelská činnost na úseku chovu skotu, dále prodej obilovin a řepky. Struktura výroby je podrobně obsažena v tabulce 3. Zisky z pěstování brambor a chovu skotu jsou hlavními příjmy společnosti. Kromě toho společnost provádí služby v zemědělství a přípravné

práce pro stavby. Technické vybavení podniku vychází ze stávajícího objemu výroby. Z ekonomického hlediska je výroba zajištěna dlouhodobým působením v oblasti zemědělské prvovýroby a ekonomickými výsledky hospodaření z minulých let. Výrobky plynoucí ze zemědělské prvovýroby nejsou až na výjimky prodávány konečným spotřebitelům. Cenová strategie na trhu je do značné míry ovlivňována členstvím podniku v odbytových družstvech, kdy je cílem jednoznačná snaha o získání maximální možné ceny za daný produkt. Vývoj společnosti je však velmi závislý na státní dotační politice a na vývoji cen brambor, mléka a jatečného skotu. V posledních 10 letech společnost investovala velké finanční prostředky (zejména do nové technologie chovu skotu pomocí dojících robotů Lely), přičemž upravila celou strukturu živočišné výroby na kejdové hospodářství.

Název podniku	Selekta Pacov, a.s.
Sídlo podniku	Starodvorská 352, 395 01 Pacov
Právní statut	Akciová společnost
Výměra zemědělské půdy celkem	840 ha
- výměra orné půdy	678,4 ha
- výměra trvalých travních porostů (TTP)	113,1 ha
- výměra TTP na orné	48,5 ha
Výměra zemědělské půdy v LFA	840 ha
Výměra vodních ploch	1,5 ha
Výměra zemědělské půdy v PRV-AEO	45 ha
Meziplodiny	45 (100%) ha
Počet vlastníků	2 osoby
Počet zaměstnanců	42 osob
Podíl vlastní půdy	cca 40 %
Počet vlastníků půdy	350 osob
Rostlinná výroba	
Pšenice ozimá	306 ha
Ječmen jarní	43,5 ha
Řepka	82 ha
Brambory	154,9 ha
Kukuřice	92 ha
TTP na orné půdě	48,5 ha
Živočišná výroba	
Mladý dobytek	320 ks
Počet dojnic	255 ks
Skot na výkrm	120 ks

Tab. 3 / Struktura zemědělské výroby společnosti Selekta Pacov, a.s.

Mapa půdních bloků se zastoupením kultur je zobrazena v příloze 5. Půdní bloky jsou opatřeny názvy používanými v praxi a doplněny o čísla dle LPIS.

Postoje SP k ochraně vod

Struktura výroby SP je omezena minimálním zastoupením 100 ha kukuřice a 150 ha brambor (polovinu ploch zaujímají sadbové brambory, druhou polovinu průmyslové odrůdy), které tvoří hlavní příjmy podniku. Snížení podílu těchto plodin by znamenalo zásah do struktury výroby podniku a bezpodmínečnou restrukturalizaci. Pravděpodobně by došlo i ke snížení počtu zaměstnanců, kterou SP neakceptuje.

V současné době SP nepěstuje žádné krmné plodiny kromě kukuřice. Společnost v minulých letech vyrobila dostatek objemného krmiva a od pěstování krmných plodin dočasně ustoupila. V budoucnu SP počítá s navýšením podílu ploch trvalých travních porostů na orné půdě, čímž může dojít k částečnému nahrazení pícnin. Je zde ochota zatravnit části bloků, které jsou erozně ohrožené, mají nevhodný tvar, nízké výnosy, mělkou půdu nebo jsou zamokřené či kamenité. Zatravněné části ale musí být zároveň dostupné zemědělskou technikou. Základní podmínkou je jejich intenzivní využívání. Z tohoto pohledu vnímá SP omezení vyplývající z návrhů nových ZDOVZ jako velmi restriktivní, konkrétně omezení množství organických hnojiv na TTP a zejména pak snížení počtu sečí a prodloužení délky obnovy. Píce získaná z ploch s těmito omezeními bude mít nižší výnos a nebude ani dostatečně kvalitní pro intenzivní chov mléčného skotu. Z pohledu podniku je využitelná jen pro výkrm jalovic.

SP aplikuje na ornou půdu čistírenské kaly z ČOV Pacov a od března 2012 i digestát z bioplynové stanice Pacov, který používá přednostně na TTP. Na bioplynovou stanici odváží i část současné produkce kejdy. V souvislosti se změnou technologie bude v roce 2012 pořízen nový kejdivací vůz, čímž by se měla zkrátit doba mezi aplikací organických tekutých hnojiv a jejich zapravením do půdy z 24 na 12 hodin. Touto investicí chce snížit ztráty živin během aplikace statkových hnojiv.

V posledních letech společnost investovala do nových silážních jam a kejdivých jímek, které jsou centralizovány do provozoven Louže a Hrádek (viz příloha 5). Riziko spojené s únikem závadných látek z těchto objektů lze hodnotit jako minimální. Staré stavby jsou postupně vyprazdňovány a poté budou demontovány. Jediný bodový zdroj, který lze považovat za rizikový je septik odvádějící komunální odpadní vody z obce Hrádek. Tento objekt není pravidelně vyvážen a po celý rok z něj unikají jen částečně čištěné odpadní vody, které ústí volně do terénu níže ležícího lesa. Nelze ale odhadnout jaká část znečištění skutečně dosáhne vodního toku.

Realizace pozemkových úprav je v rámci katastrálního území Pacov v nedohlednu. Většina půdních bloků má složitou vlastnickou strukturu, která brání úpravě cest a realizaci technických protierozních opatření. SP je ale stejně nepovažuje za vhodné a nemá ani kapacitu na jejich údržbu. Jako akceptovatelná protierozní opatření se jí jeví TTP na orné půdě, které

k tomuto účelu v omezené míře využívá. Na některých erozně ohrožených částech pozemků brambory nahrazuje v osevním postupu jarním ječmenem. Pokud to je vzhledem k reliéfu možné, snaží se nasměrovat obhospodařování po vrstevnici a na většině půdních blocích se jí to i daří. Některé půdní bloky jsou dost velké (až 60 ha) a mají tak velkou geomorfologickou variabilitu. Do budoucna uvažuje SP o jejich rozdělení (cca na 20 ha), aby byla možná na menších blocích orba po vrstevnici.

SP by bez omezení používala stejné množství pesticidů a hnojiv jako dosud. Minerální hnojiva a pesticidy jsou dnes drahé, jejich cena se bude asi dále zvyšovat, a raději tak používá vlastní statková hnojiva. Vzhledem k aplikovaným dávkám hnojiv má ale nižší než očekávané výnosy. Nejvyšší dávky hnojiv aplikuje k bramborám. Existuje zde riziko, že dávky hnojiv jsou vyšší než skutečné potřeby rostlin.

SP nebyla kontaktována PVL v souvislosti s návrhem změn úprav hospodaření a účastnila se jen jednoho setkání se zástupci PVL, kde byly krátce představeny zásady vyhlášení ZDOVZ. Společnost by za určitých podmínek na některé změny přistoupila, například na zatrávnění erozně ohrožených pozemků, výstavbu mokřadů nebo revitalizace vodních toků. Samotný podnik ale nemá na tyto změny finanční prostředky, lidský kapitál ani dostatečné informace. SP by ale byla ochotna k jejich realizaci prodat potřebné pozemky. Za některé změny ve využití území by ale požadovala kompenzace, jelikož by pro ni představovaly nenahraditelnou ekonomickou újmu.

Současné plány nových ochranných pásem ZDOVZ jsou očekávány s určitým napětím. SP se nelíbí zejména nařízení k zatrávnění pozemků, omezení hospodaření na zatrávněných pozemcích a omezení dávek hnojiv na orné půdě, které jsou příliš restriktivní. Výše kompenzace ekonomické újmy za tato opatření je podle ní hluboko pod adekvátní částkou.

Analýza půdních vzorků

Vzhledem k tomu, že se nepodařilo získat výsledky půdních vzorků na N, byla provedena analýza pouze pro obsah přístupného fosforu M3P (rozpuštěný reaktivní fosfor z výluhu Mehlich 3) z dostupných výsledků AZZP z roku 2007. U těchto hodnot nedochází v krátkodobém časovém horizontu k výrazným změnám, proto je možné tyto výsledky využívat i několik let a je tak možno přihlédnout i k AZZP z let 2001 a 1995.

Podle průměrné koncentrace M3P na půdních blocích je celkem 355 ha zařazeno do kategorie s vysokým obsahem M3P a 40,3 ha je zařazeno do kategorie s velmi vysokým obsahem M3P. V tabulce 4. je zobrazeno zařazení půdních bloků za poslední tři období AZZP. Je zde patrný nárůst mezi roky 1995 a 2001 a setrvalý stav mezi roky 2001 a 2007. Podle zástupců SP došlo v polovině 90. let k nárůstu aplikace P hnojiv, zejména pod brambory, který se pravděpodobně projevil v těchto výsledcích.

Podle AZZP 2007 byla nejvyšší hodnota M3P zjištěna na půdním bloku ČSAD, konkrétně 360 mg.kg⁻¹. Vysoké koncentrace M3P, které překračují prahovou hodnotu 170 mg.kg⁻¹ (McDowell

& Sharpley, 2001), byli zaznamenány ale na více než třetině půdních bloků (Příděly, Bezkoutí, Luzhaus, ČSAD, Jalovčí, Za STS, Červenková zahrada, Sádky, Vápenka, Buk, Pod krechty, Zadní hona, Kamenný kříž, Kutloch, Jakalky), tedy všemi půdními bloky v povodí Trubárního potoka, a jsou tak potenciálními zdrojovými lokalitami P. Odnos P z povodí je závislý právě na obsahu P v půdě, zejména na aplikaci P v hnojivech (McDowell et al., 2001). Ke snížení koncentrace M3P je tedy potřeba snížit nebo vypustit hnojení P u půdních bloků s vysokým obsahem M3P na 2 až 3 roky a u půdních bloků s velmi vysokým obsahem M3P vypustit hnojení P na takovou dobu, než budou k dispozici nové výsledky AZZP.

Kategorie	1995		2001		2007	
Orná půda	ha	%	ha	%	ha	%
Nízký	77	9,5	0	0	0	0
Vyhovující	212	26,2	256	31,6	134,7	18,5
Dobrý	369	45,6	163	20,1	235,9	32,5
Vysoký	90	11,1	348	43,0	327,5	45,1
Velmi vysoký	61	7,5	42	5,2	28,6	3,9
Celkem orná p.	809		809		726,7	
TTP						
Nízký	8	7	14	11,8	7,9	8,3
Vyhovující	22	19,3	57	47,9	32,7	34,2
Dobrý	52	45,6	35	29,4	15,7	16,4
Vysoký	13	11,4	13	10,9	27,7	28,9
Velmi vysoký	19	16,7			11,7	12,2
Celkem TTP	114		119		95,7	
Celkem	923		928		822,4	

Tab. 4 / Zařazení pozemků podle obsahu přístupného P (AZZP 1995, 2001, 2007)

7.3 VYHODNOCENÍ MONITORINGU KVALITY VOD

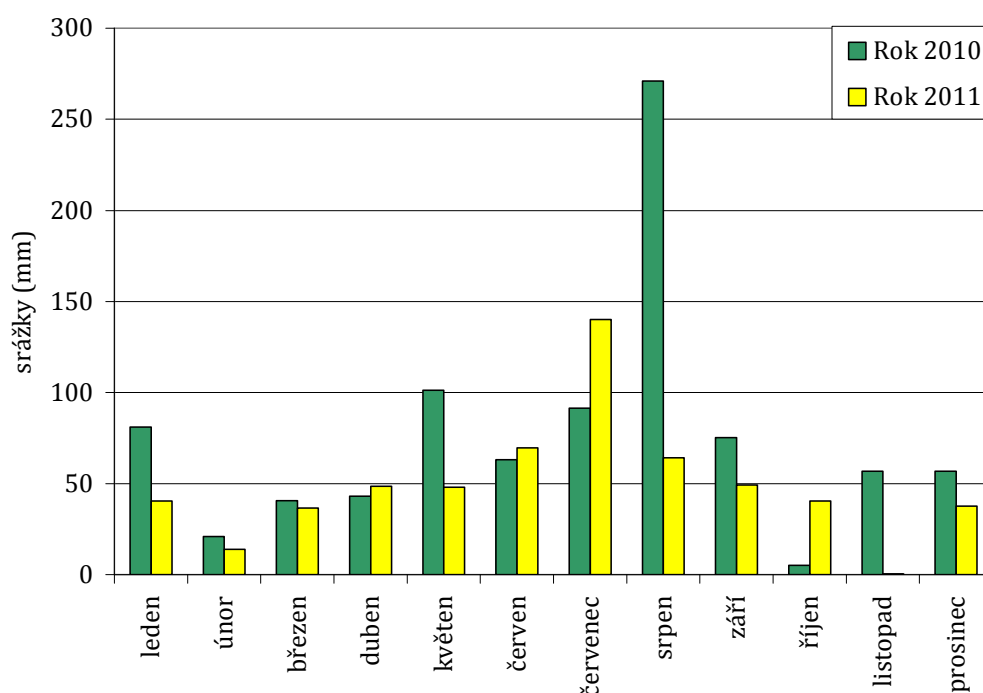
Monitorování kvality vody bylo prováděno v období od 16.8.2010 do 27.3.2011 na 9 odběrných profilech v povodí Trubárního potoka. Dodatečně bylo vybráno dalších 11 profilů, od 30.4. 2011 do 15.4. 2012 bylo vzorkováno celkem 20 odběrných profilů. Souhrnné výsledky jsou obsaženy v příloze 2. Tento monitoring je doplněn o data z projektu VŠCHT Praha prováděném na Trubárním potoce od roku 2006 do roku 2011 prováděním podle stejného metodického postupu.

Vyhodnocení monitoringu je provedeno ve dvou aspektech:

- i) sezónní dlouhodobý průběh na profilu 1 a variabilita profilů na Trubárním potoce z období 16.8.2010 do 15.4. 2012
- ii) variabilita v rámci 20 profilů sledovaných v období od 30.4. 2011 do 15.4. 2012

Způsob monitoringu nebyl koncipován na zachycení srážkových událostí. Za hlavní zdroj odnosu celkového P je považována eroze (Sharpley et al., 1994), kterou ale bez kontinuálního měření průtoků doplněného automatickým vzorkováním právě srážkových události nelze kvantitativně vyjádřit (Kronvang & Bruhn, 1996). Právě vzorkování srážko-odtokových událostí v krátkém intervalu je klíčové pro realistické zachycení odnosu P. N-NO₃⁻ vykazuje nejmenší odchylky při použití různých typů monitoringu, zejména na odvodňovacích systémech, a proto není vzorkování srážko-odtokových událostí v jeho případě nezbytné (např. Fučík & Kaplická, 2010).

Vynikající informačním zdrojem o plošných zdrojích znečištění v povodí jsou drenážní



Obr. 7 / Vodnost jednotlivých roků v měsíčních úhrnech (Srážkoměrná stanice Pacov)

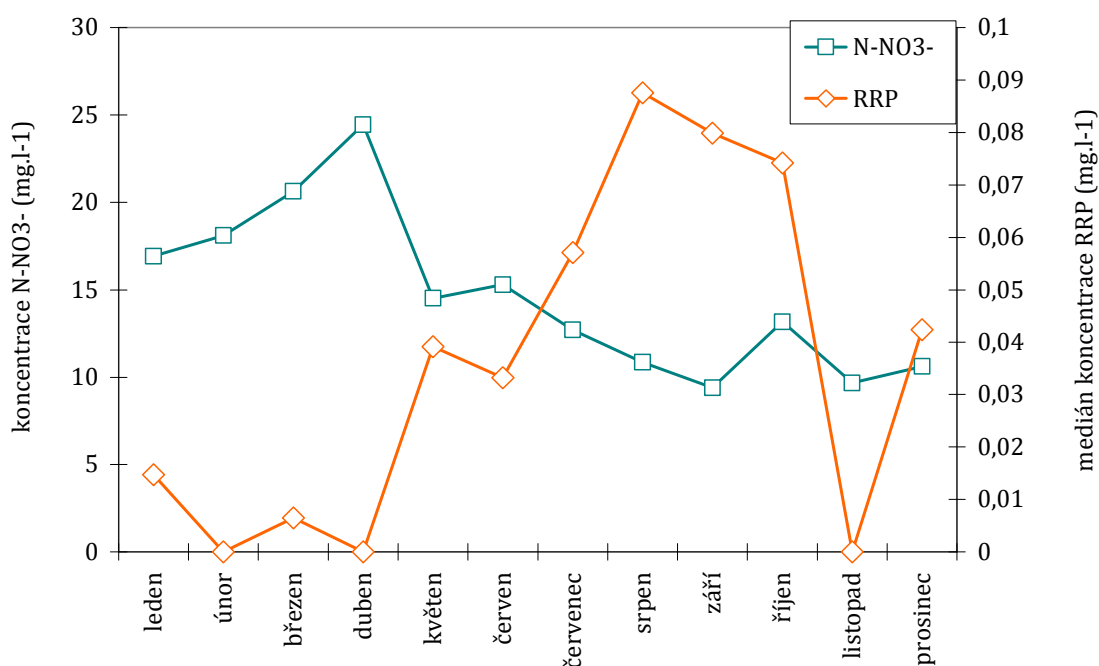
systemy. Studium množství a dynamiky vyplavování dusíku a fosforu z odvodněných ploch může odpovědět na to, jaký by měl být management povodí a na které lokality se soustředit při omezování ztrát živin vyplavením (Kvítek et al., 2011). Monitoring reprezentoval pravidelnými odběry základní, případně podpovrchový, odtok z daných povodí, typický pro určité období a zdroj. Výsledky je proto nutné tímto způsobem i interpretovat.

Sledované období bylo hydrologicky velmi variabilní. Srážkově nadprůměrně bohatý byl rok 2010 (roční úhrn 906,6 mm). Do úhrnu se vydatně promítly tři přívalové srážky (42, 48,9 a 69,3 mm), které proběhly v první polovině srpna. Ve všech povodích po nich byly zaznamenány silné projevy eroze (už tradičně v porostech brambor a kukuřice), které se ale v odběrech vůbec neprojeví. Suchý a zároveň srážkově vyrovnanější byl rok 2011 (roční úhrn 589,9 mm). Extrémně suché pak bylo období duben až červen 2011 a srpen až prosinec 2011 (například suma srážek v listopadu jen 0,4 mm). Na řadě měrných profilů na Trubárním potoce nebyl takový průtok, který by umožňoval odběr vzorků. V listopadu 2011 nebylo možno odebrat vzorek ani pod Trubárním rybníkem na profilu 6. Suché období se projevilo i na průtocích ostatních profilů, i když byly jen odhadovány. Výrazně se ale projevilo na drenážních výustích, kdy profily 8 a 5 nebyly po toto období vzorkovány. Profil 5 má minimální průtoky celoročně. Plocha nad touto drenážní soustavou je zarostlá náletovými dřevinami a přispívá jen ve velice krátkých a vodných obdobích. Srovnání vodnosti jednotlivých roků je zobrazeno v následujícím grafu.

Trubární potok

Pro měrný profil 1 lze pozorovat dlouhodobý nadlimitní průměr koncentrací N-NO_3^- (obr. 8) po převážnou část roku, který se vyznačuje jarním maximem, sníženými hodnotami ve vegetačním období a menším píkem na podzim po sklizni plodin. Měsíční odchylky od dlouhodobého průměru jsou pak dány převážně vodností daného roku a fází osevního postupu.

V tomto grafu jsou dále vyneseny koncentrace RRP proti koncentraci N-NO_3^- . Data z let 2006 až 2011 zřetelně ukazují, že vysoké koncentrace RRP se vyskytují v letním období, když koncentrace N-NO_3^- jsou obecně nízké. Nízké koncentrace RRP se vyskytují v zimním období, kdy je koncentrace P určena fyzikálně-chemickými procesy srážení a rozpouštění. S rostoucí teplotou se začínají vyskytovat kyslíkové deficity a koncentrace N-NO_3^- klesá a podstatnou roli začíná hrát rybníční sediment, zamokřené půdy bohaté na organickou hmotu a organická hmota původem z Trubárního rybníka, která je velice snadno biologicky rozkládá. Nejvyšší koncentrace RRP (například 7.9.2009 naměřeno $0,946 \text{ mg.l}^{-1}$) se vyskytují v suchých obdobích roku, zároveň ale nemusí korelovat s nízkými koncentracemi N-NO_3^- , protože i když profil 1 dosahuje vyšších hodnot N-NO_3^- způsobený dotací dusičnanů z drenážních výustí pod rybníkem, výtok z rybníka může vykazovat koncentrace velmi nízké až nulové (viz Obr. X, popsáno níže).

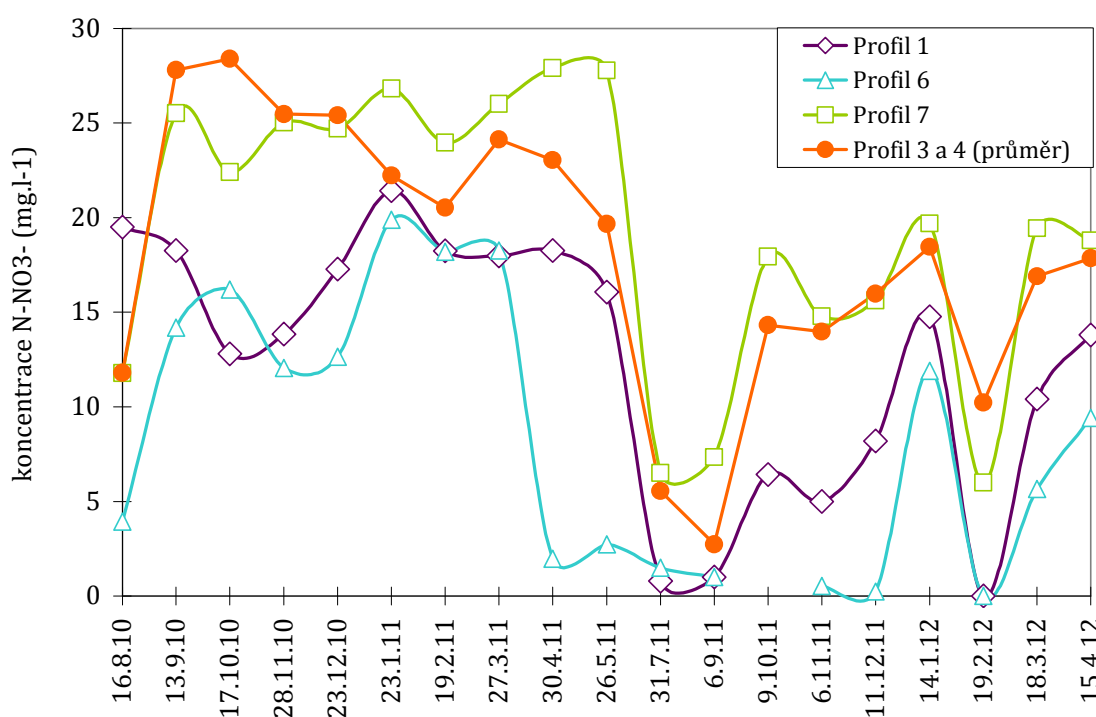


Obr. 8. / Roční průběh koncentrací N-NO₃⁻ a RRP na měrném profilu 1 (2006-2011)

Koncentrace N-NO₃⁻ a RRP byly po celé sledované období (16.8. 2010 – 15.4. 2012) monitorovány na měrných profilech 1, 2 a 7 (kromě listopadu 2011 i na profilech 6 a 9). Vysoké koncentrace N-NO₃⁻ v průběhu celého sledovaného období byly zjišťovány na výustích ze všech drenážních systémů (profily 3, 4, 5, 7, 8 a 9), které odvádí vody z plošně odvodněných zemědělských pozemků (Trubární, Příděly, Bezkoutí, Buk a Za remízem). Za celou dobu sledování vykazovaly jednoznačně nejvyšší koncentrace profily 8 a 9 (v říjnu 2010 byla nameřena na profilu 8 koncentrace až 46 mg.l⁻¹ N-NO₃⁻) a lze tedy předpokládat, že se na vyplavování dusičnanů z půdy nejvýrazněji podílejí drenážní vody z pozemků s kukuřicí a výsadbou brambor. Vysoké koncentrace N-NO₃⁻ v roce 2010 pak byly zjišťovány i na přítoku do samotné nádrže Švihov (Liška et al., 2011).

Zdrojové lokality všech drenážních systémů na Trubárním potoce jsou z 90% zorněny a jsou také zařazeny do II. kategorie potenciálně infiltračně zranitelných půd (příloha 6.), které jsou typické vysokou propustností. Vzhledem k tomu, že převážná část povodí je odvodněna, mají drenážní vody bohaté na N-NO₃⁻ rozhodující vliv na tvorbu jakosti vody. Tento vliv je ještě umocněn v suchších obdobích, kdy je podíl podpovrchového odtoku vyšší. Drenážní vody ústí přímo do povrchového toku a překonávají denitrifikační bariéry podél toku, jejichž funkce po výstavbě drenážních systémů byla eliminována. Lze tak konstatovat, že výsledky odpovídají hypotéze Doležala & Kvitka (2004) o významném vlivu využívání půdy infiltračních oblastí na vývoj koncentrací dusičnanů v povrchových vodách.

Profil 1 oproti profilu 6 vykazoval vyšší koncentrace $N-NO_3^-$, které byly způsobeny dotací vod z drenážních systémů zaústujících pod rybníkem. Křivka profilu 1 vykazuje podobné trendy jako křivky drenážních vod (profily 3 a 4). Proto lze konstatovat, že drenážní vody mají zásadní vliv na vysoké koncentrace $N-NO_3^-$ v Trubárním potoce, které jsou ale významnou měrou snižovány působením Trubárního rybníka. Po celou dobu monitoringu bylo zjišťováno výrazné snížení koncentrace $N-NO_3^-$ mezi profily 6 (odtok z Trubárního rybníka) a 7 (přítok do Trubárního potoka, vyústění drenážní soustavy) viz. obr. 9., které svědčí o významné funkci Trubárního rybníka při odstraňování $N-NO_3^-$. Ten má rozsáhlé litorální pásmo, od jara do podzimu silný vegetační zákal a tedy eutrofní charakter. Vodní hladina v rybníce značně kolísá. Zřejmě proto, že celé jeho povodí je odvodněno, voda velice rychle odtéká z povodí a při delších obdobích sucha hladina zaklesává. Během vodného roku 2010 a jarního období 2011 se snížení koncentrace $N-NO_3^-$ mezi profily 6 a 7 pohybovalo od 25–65%. Od dubna 2011 do jara 2012 se ale pohybovalo v rozpětí 75–100% a to i díky nižší dotaci $N-NO_3^-$ z povodí. Na podzim 2011 pak vykazovaly koncentrace $N-NO_3^-$ i nulových hodnot.



Obr. 9 / Koncentrace $N-NO_3^-$ na profilech Trubárního potoka

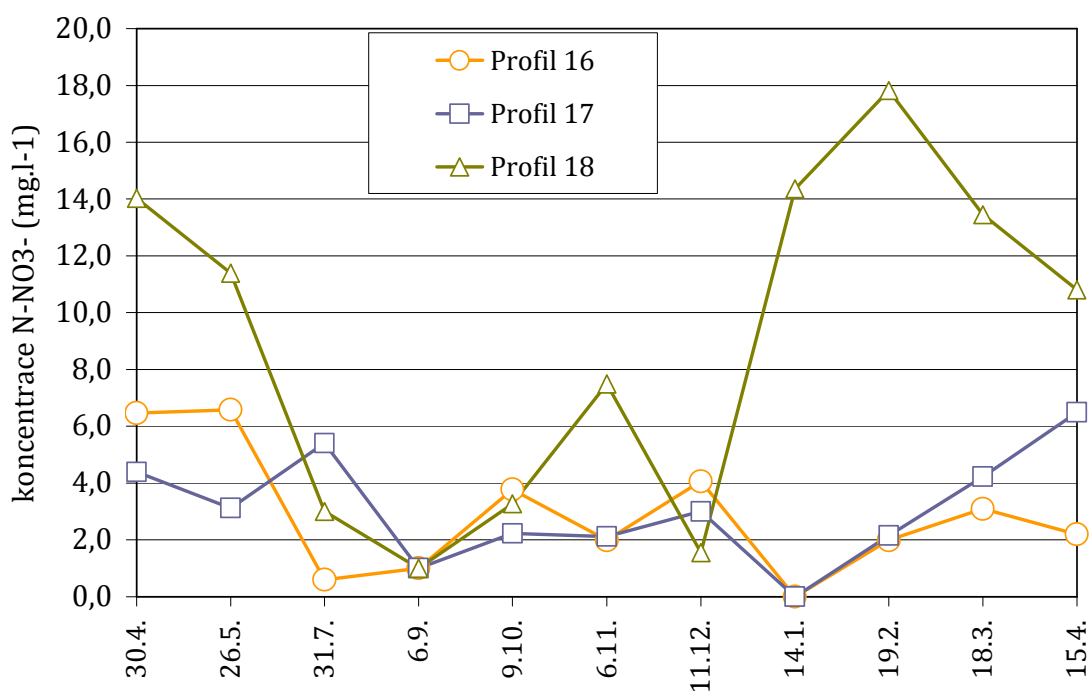
V eutrofních rybnících jsou dusičnany rychle odčerpány fytoplanktonem a navíc dochází k intenzivní denitrifikaci při rozkladu organických látek. V suchých letních obdobích se pak začínají objevovat deficity O_2 . Dojde-li pak i u dna k vyčerpání $N-NO_3^-$ jako hlavního oxidoredukčního pufru, může tak paradoxně dojít k jeho nedostatku v nádrži s následným uvolňováním RRP ze sedimentu do vodního sloupce, který je rychle přístupný pro fytoplankton. Díky charakteru monitoringu ale uvolňování P ze sedimentů potvrdit jednoznačně nelze, k tomu by musela být sledována řada dalších parametrů (TP, Fe, chlorofyl

a, O₂). Důvodem vysokých koncentrací RRP na profilu 6 byly může být také vysoká úživnost rybníka nebo intenzivní hospodaření na rybníce, které ale nebylo prokázáno. Vzhledem k tomu, že odtoky z eutrofních rybníků jsou charakteristické nízkým poměrem RRP/TP, lze předpokládat také vysoké koncentrace organicky vázaného TP na výtoku z rybníka, eutrofizační potenciál rybníka je tak vysoký. Proč Trubární rybník fosfor nezadržuje P, ale spíše ho uvolňuje nelze spolehlivě určit, bylo by potřeba provést podrobnější monitoring, který by odstranil možnost vyrovnání píků ve vstupu P, které nelze v měsíčním monitoringu odhalit.

Vyšší koncentrace RRP byly v letních obdobích zjišťovány i v drenážních vodách vázané na nižší průtoky. Tento P může být vyluhován ve fosforem bohatých zemědělských půdách, z kterých se do drenáží dostává na ně napojenými preferenčními cestami. P může být aktivován také kyslíkovým deficitem a nízkými koncentracemi N-NO₃⁻ v podmáčených půdách lemujících tok, při kterých snadno nastávají redukční podmínky. Tomu nasvědčuje i podobná dynamika různých zdrojů, kdy všechny profily reagují zvýšenými hodnotami mezi jednotlivými odběry. Příčiny výrazně rozdílných koncentrací RRP mezi profily 1 a 2 při některých odběrech jsou nejasné. Do profilu 1 může být vyústěn vydatný pramen s výrazně jiným chemickým složením nacházející se v malém mokřadu pod profilem 2. Může též být nesprávně vymezena rozvodnice a do níže ležícího profilu může zasahovat jiný zdroj mimo současně vymezené povodí. Třetí možností je, že došlo k chybě při samotném vzorkování nebo analýze vzorku v laboratoři. V případě koncentrací N-NO₃⁻ ale oba profily reagují podobně.

Variabilita mezi 20 profily

Z porovnání 20 profilů sledovaných v období od 30.4.2011 do 15.4.2012 je patrné, že celý soubor se podle parametru koncentrace N-NO₃⁻ v zásadě dělí na profily zahrnující povodí drenážních systémů s vysokými koncentracemi (profily 3, 4, 5, 7, 8, 9, 11, 18, 20) a profily na výtoku z vodních ploch, případně povodí s několika rybníky, s nízkými koncentracemi. Vodní plochy tak pravděpodobně hrají zásadní roli v cyklu N v území. Na Svatobarborském potoce lze pozorovat stejné snížení koncentrací N-NO₃⁻ (obr. 10) po průchodu dvěma opuštěnými rybníčky jako v případě Trubárního rybníka. Do rybníčků ústí drenážní soustava jako jediný povrchový přítok (profil 18) a po průchodu se koncentrace snižuje v průměru na 3 mg.l⁻¹ (profil 17). Na rozdíl od Trubárního potoka ale nedochází k výraznému zvýšení koncentrací v závěrovém profilu. Tok má totiž po celé délce přirozený charakter, pod profilem 17 do něj nevstupují žádné drenážní vody a niva je z velké části zamokřená. Denitrifikační bariéry jsou zde funkční a eliminují N-NO₃⁻ generovaný v zorněných částech povodí na temenech svahů, které jsou i zde zařazeny do II. kategorie infiltračně ohrožených půd.



Obr. 10 / Koncentrace N-NO₃ na profilech Svatobarborského potoka

V případě RRP reagují všechny profily podobně v závislosti na termínu odběru a hydrologických podmínkách (viz začátek kapitoly). Vysoké koncentrace v letním období, kromě odběru 31.7. 2011, který následoval po vydatnějších srážkách a došlo tak k propláchnutí profilů, a nízké nebo nulové koncentrace v zimním období. Výrazně nejvyšších hodnot dosahoval profil 19 (Mlýnský potok), do kterého jsou zaústěny srážkové vody z dešťových oddělovačů kanalizace. Na vysokou trofii toku nasvědčují vysoké hustoty vláknitých řas, které jsou součástí fyto-bentosu.

Ukázala se přínosnost monitoringu mikropovodí, který zahrnuje několik typů zdrojů, jehož výsledky mohou sloužit jako podněty k dalšímu výzkumu. Při návrhu a realizaci podrobných monitoringů by měl být ale sledován minimální rozsah parametrů, protože bez nich není možné některé výsledky jednoznačně interpretovat a získá se zbytečně málo informací i při relativně rozsáhlém a systematickém úsilí.

Je nutné se dále věnovat otázkám, jak zvyšovat retenci P v zemědělské krajině (zejména retenci P neerozního původu) a vytvořit přesnější metodiku ke stanovení kritických zdrojových lokalit P (Beránková, 2010). Zatím se neví, jaký podíl jednotlivých forem P a N jsou schopny zachytit nebo odstranit rybníky či mokřady v závislosti na jejich charakteru a managementu, jaké procesy probíhají v podmáčených půdách kolem toků nebo jaký vliv na celkové zatížení povrchových vod fosforem mohou mít drenážní systémy. Podle Kvítka et al., (2011) by pro přesné vyjádření bilance plošných zdrojů znečištění P bylo nutné vybavit přibližně 10–15 povodí měrnými přelivy a zorkovači, zachycujícími pouze plošné zdroje znečištění. Výsledkem podrobného kontinuálního monitoringu P těchto povodí by byly velmi přesné látkové bilance s možným odečtem drenážních odnosů od celkového odnosu látek. Tato pozorování by

bylo potřebné realizovat alespoň po dobu 5 let, aby byly zachyceny různé meteorologické a agronomické situace jednotlivých ročníků.

7.4 NÁVRH OPATŘENÍ

Koncepce návrhu změn ve využití území

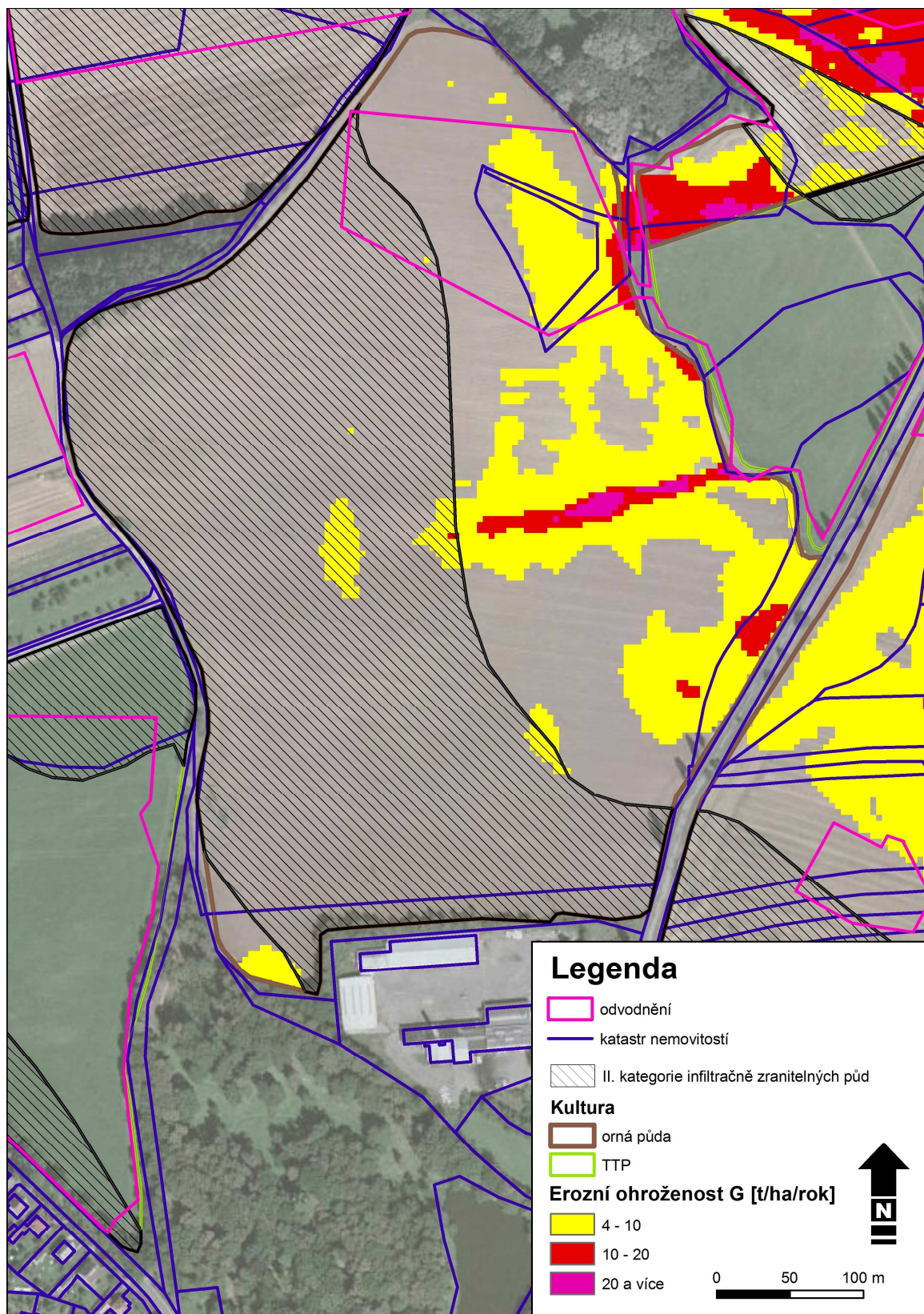
Propojením map erozně ohrožených půd (příloha 7.) a infiltračně zranitelných půd (příloha 6.) byl vytvořen potenciální rozsah zdrojových lokalit plošného zemědělského znečištění v modelovém území. Kvítek et al. (2008) ještě připojuje mapu zranitelnosti podzemních vod a lokality přímé ochrany jakosti vod. Lokality přímé ochrany byly zohledněny při výběru jednotlivých opatření přímo v terénu.

Jako ukázkou použitých principů při návrhu opatření uvádím níže situaci z půdního bloku ČSAD (číslo LPIS 0503), která popisuje typickou situaci v území (obr. 11). Půdní blok ČSAD má rozlohu 20,2 ha a lze ho podle zdrojových lokalit plošného znečištění rozdělit na dvě části. Plochou, východní část, která je zastoupena infiltračně ohroženými půdami, a svažitou, západní část, která je zastoupena erozně ohroženými půdami. V této části pozemku leží dvě údolnice a byla zde vybudována sporadická drenáž, které je ale nefunkční. Funkční odvodnění je ale součástí níže ležícího pozemku. Z vodohospodářského pohledu lze tento půdní blok označit celý jako zranitelný. Chceme-li snížit zemědělské znečištění z tohoto pozemku, můžeme použít tři přístupy:

- i) zatravnit infiltračně zranitelné půdy (západní část bloku) a ponechat erozně ohroženou a zamokřenou část bloku jako ornou půdu, tedy smířít se s erozí a sklízet nižší výnosy na méně hodnotných pozemcích, infiltračně zranitelné půdy se navíc vyskytují uprostřed pozemků, kdy jejich selektivním zatravněním dojde k vytvoření obtížně obhospodařovatelného tvaru pozemku;
- ii) zatravnit erozně ohroženou část bloku, což znamená snížit erozi. Ale ponecháme-li infiltračně ohroženou část pozemku jako ornou půdu, v drenážních vodách se budou vyskytovat vysoké koncentrace dusičnanů;
- iii) zatravnit celý půdní blok, tento přístup by se mohl zdát jako optimální, narážíme zde ale na skutečnost, že pokud bychom ho chtěli aplikovat plošně, jen na řešených pozemcích SP bychom museli zatravnit zhruba 500 ha (70% orné půdy) a takové řešení pak nese vysoké socioekonomické náklady a nízkou společenskou přijatelnost;

Budeme-li nuceni zohledňovat navíc vlastnické vztahy, jako je to v případě navrhování ZDOVZ, které musí být navíc geodeticky zaměřeny, jedinou možností, která zbývá je zatravnit půdní blok celý. Skládá se totiž z jednoho velkého pozemku (19 ha) a čtyř dalších (dohromady 1,2 ha) rozmístěných na okrajích bloku. Z tohoto příkladu vyplývá, že chceme-li efektivně snižovat zemědělské znečištění, jako nejvhodnější řešení se jeví zatravnění na uživatelské úrovni, které respektuje specifické geomorfologické a přírodní podmínky i uživatelské nároky. K zjištění

těchto specifík ale potřebujeme dosáhnout spolupráce přímo s uživateli, tedy samotnými zemědělci, což by měl být první krok k návrhu opatření. V povodí VN Švihov je tento jev ale poměrně vzácný.



Obr. 11 / Zdrojové lokality plošného zemědělského znečištění (půdní blok ČSAD)

V této práci jsme zvolili přístup zatrávnění erozně ohrožených pozemků na uživatelské úrovni. Ke snížení odnosu dusičnanů jsme pak zvolili návrh několika vodních ploch a úpravy toků a niv, které se podle monitoringu ukázali být jako velice efektivní. Návrh řešení se snaží co nejméně zasahovat do zemědělského půdního fondu. Předkládaná opatření jsou navržena ve snaze zajistit realizovatelnou ochranu vod, která je podmíněna minimálními zábory orné půdy a celkovou minimalizací dopadů na zemědělce. Výběr vhodného typu a rozsahu změn ve využití území závisel na posouzení souboru kritérií, sestavených podkladů a získaných informací. Zohledňovány byly především:

- výsledky provedeného monitoringu povrchových vod;
- rozsah a funkčnost drenážních systémů a jejich opodstatněnost v lokalitě;
- charakter recipientu drenážních vod s ohledem na retenci a transformaci živin;
- infiltrační ohroženost pozemků;
- erozní ohroženost pozemků;
- realizovatelnost opatření vzhledem k přírodním podmínkám, vodnímu režimu, morfologii terénu;
- zájmy a nároky uživatele pozemků (opatření na zemědělské půdě byla sestavována v kooperaci se zástupci SP);
- distribuce a počet pozemků potřebných k realizaci opatření;
- vlastnické vztahy, konkrétně souhlas vlastníka pozemku a uživatele (předpokládán je souhlas SP a Města Pacov, u ostatních pozemků byl rozhodujícím kritériem počet vlastníků pozemku na dva, protože nebylo možné ověřit jejich souhlas);
- technická a legislativní náročnost opatření;
- investiční a provozní náklady;
- možnost získání dotací.

Seznam doporučovaných opatření sestavil pro fosfor například Sharpley et al. (2006) a pro dusičnany Fučík et al. (2010). V této metodice je obsaženo i hodnocení jednotlivých opatření, do kterého jsou zahrnuty i čtyři hlavní hodnocené faktory: náklady, rozsah použitelnosti, účinnost a společenská přijatelnost, kdy každý faktor je opatřen vlastním koeficientem. Jako nejvhodnější byly hodnoceny:

- změny využití půdy;
- spontánní a urychlené stárnutí odvodňovacích soustav;
- vegetační břehové pásy (buffer zones);
- změny agrotechniky a hnojení;

- využití neodvodněných niv;
- zásady prostorového a funkčního managementu krajiny ve vazbě na drenážní systémy.

Souhrn navržených opatření

V této kapitole jsou popsány jednotlivé druhy navržených opatření spolu s některými doporučeními pro jejich realizaci. Rozsah jednotlivých opatření a jejich rozmístění je obsaženo v příloze 8. a příloze 9. Celkový rozsah opatření je pak obsažen v následující tabulce.

Typ opatření	Rozsah (ha, km ²)	Počet
Revitalizace vodního toku	2,87*	7
Protierozní osevní postup	24,74	3
Mokřad	1,97	9
Rybník	1,81	5
Zalesnění	1,64	5
Zatravnění	58,31	29
Odstranění sedimentu	0,6	1
Rozdělení půdního bloku		2

Tab. 5 / Celkový rozsah navržených opatření

Ochranné zatravnění – bylo navrženo na částech pozemků, které jsou erozně silně ohrožené (údolnice, spodní části svahů), leží nad intravilánem obcí nebo polní cestou, jsou zamokřené nebo mají vysoký sklon a nevhodný tvar. Zatravnění bylo navrženo pro upravení tvaru pozemků do podoby vhodné pro obdělávání zemědělskou technikou či pro vytvoření předpokladů pro obdělávání půdy ve směru vrstevnic. Návrhy byly konzultovány se zástupci SP a upraveny tak, aby byly navržené plochy dostupné zemědělskou technikou.

Hlavním účelem zatravnění je snížení rychlosti povrchového odtoku a tím i jeho unášecí schopnosti, které vede k uložení unášených částic. Trvalý travní porost chrání půdu před kinetickou energií deště a svým kořenovým systémem půdu zpevňuje. Dalším příznivým účinkem trvalých travních porostů je podpora vsaku vody do půdy, snižování objemu povrchového odtoku a ochrana podzemních vod před kontaminací živinami, zejména dusičnany.

Rozdělení půdních bloků - navrženo pro upravení tvaru pozemků do podoby vhodné pro obdělávání zemědělskou technikou a zejména pro vytvoření podmínek pro obdělávání půdy ve směru vrstevnic. Některé půdní bloky mají velikost až 60 ha (Kamenný kříž, Nade mlýnem, Glaserovo, Obora, Trubární) a vzhledem k morfologické členitosti je tak část obhospodařována kolmo na vrstevnice. Jejich vhodným rozdělením snadno dosáhneme nasměrování orby po vrstevnici. Jsou-li pozemky umístěny nad sebou, měly by být pěstovány na jednom bloku plodiny erozně náchylné (kukuřice, brambory) a na druhém pak obilniny, pícniny či olejniny, čímž dosáhneme jednoduchého protierozního opatření.

Zalesnění – je velice účinné opatření ke snížení vstupu živin do povrchových vod, zejména používáno ve formě buffer zón a lze ho použít zejména na pozemcích, které nemají jiné

hospodářské využití. Nicméně je nutné tento typ opatření používat jen v odůvodněných případech. V současné době je totiž patrná orientace na zakládání plantáží rychle rostoucích dřevin (RRD) a nejrůznějších kultivarů dřevin spolu s rozvojem nových technologií. Navržené plochy se vyskytují v nivách vodních toků, které jsou chráněny jako významný krajinný prvek. Jedná o přírodě nejbližší lokality v území a v těchto polohách by měly být upřednostňovány zejména zájmy ochrany přírody a krajiny. V těchto lokalitách tedy nelze uvažovat o rozsáhlém zakládání plantáží RRD a v malém měřítku již přestává být taková investice rentabilní. Plantáže RRD lze realizovat na půdních blocích, a to i bez ohledu na vlastnické vztahy. Nelze ale očekávat velký zájem strany uživatelů těchto pozemků, jelikož se obávají rizika spojeného se snížením úrodnosti zemědělské půdy (půda se podle nich vyčerpá) po navrácení půdního bloku do stavu před založením plantáže a to i s ohledem na to, že pozemek sami nevlastní. S pěstováním RRD totiž počítají jen na omezenou dobu.

Zalesnění pozemků jsou tedy navržena s využitím tvaru nízkého lesa. Ten navyšuje podíl listnatých dřevin, které se využívají v území k energetickým účelům. Les není potřeba obnovovat plošně a lze použít poměrně široké spektrum dřevin (např. vrba, dub, olše, javor, jasan). Variabilní je i doba obmýtí závislá na druhu dřeviny. Malé a středně velké zemědělské podniky při tomto typu hospodaření mohou vytvářet pracovní místa i mimo vegetační sezonu a poměrně plasticky reagovat na klimatická specifika daného roku. Nevýhodou takového opatření je potřeba několika povolení (územní rozhodnutí, souhlas orgánů ochrany přírody a krajiny, ochrany zemědělského a půdního fondu, státní správy lesa).

Rekonstrukce starých rybníků navržených na částečné zatopení a na mokřad – v území se nachází několik opuštěných rybníků, například v povodí Trubárního rybníka celkem 4. Vodní plochy jsou považovány za efektivní denitrifikační prvek, který byl prokázán i v rámci vlastního monitoringu, a umožňují i zachycení splavenin. Odstranění sedimentů a jejich aplikace na ornou půdu je v lokálních podmínkách mnohem efektivnější než zachycování splavenin v předzdržích na větších vodních tocích, která je spojena s vypuštěním a omezením funkce předzdrže a následným rozvozem velkého objemu sedimentu na velké vzdálenosti. Zprovoznění drobných vodních staveb by znamenalo výrazné snížení obsahu živin z povodí, zejména dučinanů, které by nemuselo být legislativně ani finančně příliš náročné.

V zahraničí se začínají prosazovat nejen trendy odstraňování fosforu, ale i jeho následná recyklace. Protože se v horizontu 50 let předpokládá vyčerpání všech ekonomicky těžitelných zásob fosfátových rud (např. Cordell et al., 2009), pravděpodobně se na rybníční sediment časem začne nahlížet spíše jako na hnojivo odpad. Vhodně umístěné rybníky s adekvátním managementem by tak mohly sloužit jako lapače sedimentů a fosforu s následným vytěžením a umístěním zpět na pozemky v povodí.

Revitalizace toků - návrhy revitalizací vodních toků vychází z předpokladu, že navržené řešení bude zohledňovat majetkoprávní vztahy dle katastru nemovitostí. Všechny prvky jsou umístěny na obecních pozemcích nebo pozemcích s jedním majitelem a jsou navrženy na

pozemcích nebo jejich částech, které nejsou zemědělsky intenzivně využívány, čímž se zvyšuje pravděpodobnost realizace. Většinou se jedná o opuštěné vlhké louky, které jsou částečně zarostlé náletovými dřevinami. Bylinné patro tvoří většinou kopřiva dvoudomá *Urtica dioica* a chrastice rákosovitá *Phalaris arundinacea*. Tyto pozemky jsou obhospodařovatelné jen ručně či lehkou mechanizací. Vzhledem k charakteru zemědělské výroby jsou právě z toho důvodu opuštěny. Ceny takových pozemků jsou navíc výrazně nižší než ceny zemědělsky využívaných pozemků.

Navrhované revitalizace využívají i případy, kdy provedené odvodnění snižuje přirozenou funkci krajiny a přitom neumožňuje její efektivní zemědělské využití. Mnohdy postačuje nahrazení drenážního hlavníku otevřeným korytem a vytvoření mokřadu nasypáním nízkého vzdouvacího valu napříč nivou. Zachované části drenáží vyústí do nově vytvořeného koryta nebo do nivy.

Komplexní revitalizace vodních toků zatím nejsou dostatečně využívány. O tom svědčí například počet žádostí v rámci OP ŽP, i přesto že jsou na ně poskytovány 100% dotace. V tomto ohledu správci toků selhali. Hlavním argumentem vodohospodářů, kterým reagují na otázky, proč nejsou revitalizace hojněji využívány, jsou složité vlastnické vztahy. V modelovém území ale bylo navrženo několik úseků toků vhodných k revitalizaci, které z velké části leží na obecních pozemcích nebo pozemcích s nulovou hospodářskou hodnotou, které neměl být problém k tomuto účelu získat. Osobně proto považuji tento argument za alibistický. Projevuje se zde spíše neschopnost nebo neochota správců povodí vyjednat prodej pozemků pro revitalizaci s majiteli.

Mokřady – v revitalizacích vodních toků se velmi často uplatňuje budování různých typů mokřadů, jejichž předností jsou malé pořizovací a zejména provozní náklady. Většinou nevyžadují žádnou údržbu s výjimkou případů, kdy je vyžadován ochranný management, a lze poměrně snadno budovat na zemědělsky opuštěných lokalitách (Just et al., 2005). Mokřady jsou považovány za účinné opatření ke snížení vstupu živin do povrchových vod. Jejich účinnost při odbourávání a retenci živin je velice variabilní a může se pohybovat od 0 do 95% v závislosti na přírodních podmínkách, tvaru mokřadu a jeho zatížení.

Zvýšení účinnosti zachycování živin lze dosáhnout sklizením fyto biomasy a jejím dalším zpracováním (kompostování, spalování). V návrhu opatření jsou navrženy mokřady jako recipient drenážních vod, který zároveň umožňuje i odtok z drenážních vyústění při vytvoření mělkého revitalizačního koryta.

7.5 JAK MŮŽEME POMOCI ZEMĚDĚLCŮM PŘIJÍMAT EFEKTIVNÍ OPATŘENÍ, KTERÁ CHRÁNÍ VODNÍ ZDROJE?

V ČR je řízení kvality povrchové vody řešeno velice komplikovaně, kdy různé vodní útvary jsou ve správě několika organizací, které spadají pod několik ministerstev. Praktické řízení jakosti vod je tak spletenec kompetencí, finančních zdrojů, odborných stanovisek a postojů různých subjektů, které jsou často protichůdné. Tradičním nástrojem prosazování vodohospodářské politiky je pak plánování v oblasti vod. Po neúspěšném uplatňování evropských směrnic, zejména směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů se nadále silně prosazuje v plánech povodí centrální rozhodování na principu *naříd', kontroluj a uplatňuj sankce*. Zejména úspěšnost nitrátové směrnice je velice často diskutována (Heinz & Chour, 2010). Například podle Worralla et al. (2009) měla nitrátová směrnice ve Velké Británii zatím prakticky nulovou úspěšnost. Podle Heinze & Choura (2010) lze proto s vysokou pravděpodobností očekávat, že tyto přístupy k ochraně vodních zdrojů selžou v ČR stejně jako v zahraničí.

Zemědělské systémy jsou na nejnižší úrovni rozhodovacího řetězce. Je na ně vyvíjen regionální nebo globální ekonomický a legislativní tlak. Tyto tlaky mají hlavní vliv na rozhodování zemědělců. V některých případech je možné řešit problémy znečištění povrchových vod právní cestou, což platí především pro bodové zdroje. U plošného znečištění, kde není riziko žaloby vysoké, je potřeba přesvědčit farmáře především o potřebě osvojení BMP (best management practices), které byly vyvinuty k efektivní kontrole a zlepšení kvality povrchových vod a jsou používány v USA (Sharpley et al., 2006) i v Evropě (Maguire et al., 2009). Podle Diebela et al. (2008) se v lokálním měřítku ukazují BMP jako efektivní nástroj ke snížení vstupu sedimentů a živin do vodních toků.

Existuje hned několik ekonomických možností k podpoře implementování BMP, například dotace, granty nebo v poslední době často diskutované kooperační dohody (Heinz, 2002). Doucha & Holas (2011) referují, že rozsah stávajících stimulačních opatření je dostatečný. Je ale potřeba zvýšit jejich efektivitu, které lze dosáhnout zejména zacílením agroenvironmentálních programů na konkrétní přírodní podmínky a faremní systémy, a to i za cenu vyšších transakčních nákladů. Farmáři jsou pak ochotni k vyšší participaci v agroenvironmentálních programech. Implementace agroenvironmentálních opatření se stane mnohem jednodušší, ne-li jedinou možnou cestou, pokud se farmáři, vodohospodáři a státní instituce pokusí najít společnou cestu. Tento přístup založený na principu dobrovolnosti a ekonomických stimulech je už zaveden v některých zemích západní Evropy. V Německu, Nizozemí nebo Francii existuje řada kooperačních projektů (Heinz, 2011). Není pak potřeba přísné prosazování směrnic, nařízení, zákazů a omezování uložených farmářům, což platí dvojnásob v povodích vodárenských nádrží.

Za hlavní příčinu současného špatného stavu povrchových vod ve VN Švihov považují, že se nepodařilo navázat účinnou spoluprací mezi jednotlivými zájmovými skupinami v povodí VN Švihov. Nebyla vytvořena žádná koncepce ke snižování plošného zemědělského znečištění a ani žádný program, který by podněcoval farmáře k provádění BMP nad rámec opatření uplatňovaných celoplošně.

PVL připravuje návrh vymezení ZDOVZ, které vnímají zemědělci jako významné ohrožení své podnikatelské činnosti, zejména v případě významného navyšování ploch TTP. V jakém rozsahu budou nakonec ZDOVZ vymezeny a na jakou částku bude nakonec vyčíslena ekonomická újma, jejíž výše vyvolává největší kontroverze, bude výsledkem budoucích jednání. Pokusí-li se PVL tvrdohlavě prosadit toto opatření bez konsenzu se zemědělci, dá se očekávat zablokování spolupráce v následujících letech a zintenzivnění zemědělské výroby na pozemcích mimo ZDOVZ.

7.6 DOPORUČENÍ PRO MANAGEMENT PLOŠNÉHO ZNEČIŠTĚNÍ VN ŠVIHOV

- stanovit cíle a priority ochrany jakosti vody VN Švihov a způsoby jejich dosažení;
- sestavit celkovou bilanci zdrojů P (bodové, plošné) a určit eutrofizační potenciál jednotlivých zdrojů;
- navázat spoluprací s residentními zájmovými skupinami (zemědělské subjekty, nevládní organizace, místní samosprávy);
- vytvořit v regionu instituci s participací všech zájmových skupin, která bude pověřená přípravou a posuzováním projektů a poradenskou činností v oblasti zemědělského hospodaření a čištění komunálních odpadních vod;
- realizovat projekty komplexních revitalizací vodních toků;
- podporovat zatravnění erozně ohrožených pozemků na uživatelské úrovni;
- realizovat výstavbu či obnovu malých vodních nádrží a mokřadů;
- realizovat projekty těžby rybníčních sedimentů;
- zalesnit plochy bez hospodářského využití (s ohledem na ochranu přírody a krajiny);
- snížit koncentrace P v půdách na agronomicky efektivní hodnoty;

8 ZÁVĚR

V modelovém území byli získány informace o zdrojích plošného zemědělského znečištění. Ve spolupráci s hospodařícím zemědělským subjektem byl vytvořen návrh změn ve využití území. Byl proveden monitoring drenážních systémů se stanovením jejich funkčnosti, kdy jen 60% rozlohy odvodňovacích staveb bylo vyhodnoceno jako funkční. Ostatní stavby nejsou funkční, protože nebyla prováděna jejich systematická údržba. Logickým důsledkem současného způsobu zemědělského hospodaření v území je vysoká míra eroze na svažitých a dlouhých pozemcích. Díky sestavenému eroznímu modelu bylo možné navrhnout protierozní opatření pouze ve skutečně ohrožených částech pozemku. Několik těchto opatření již bylo realizováno. Navržené plochy k zatravnění nezohledňují vlastnické vztahy. Zatravnění podle vlastnických vztahů totiž neumožňuje efektivní využití tohoto opatření, jelikož struktura pozemků vůbec nekopíruje reálné přírodní podmínky. Tento fakt by měl být zvážen při vymezování ZDOVZ. Návrh těchto zón je očekáván s napětím, kdy v případě rozsáhlého vymezení a restriktivního vymáhání bez adekvátních kompenzací lze v budoucnu předpokládat zablokování kooperace ze strany zemědělských společností při prosazování dalších opatření. Využívání krajiny zemědělskými subjekty přináší konflikty, ale i příležitosti, které zatím správci povodí nedokázali využít. V rámci monitoringu kvality vod byli zjištěny vysoké koncentrace dusičnanů, které se pravidelně vyskytují v zimním a jarním období. Zároveň ale byla zjištěna vysoká variabilita mezi jednotlivými povodími. Nejvyšší koncentrace dusičnanů byly nalézány na výustích z drenážních systémů, které odvodňují zorněné infiltračně ohrožené oblasti. Tyto koncentrace ale mohou být významně sníženy. Ústí-li drenážní vody do rybníka nebo mokřadu, které plní v krajině funkci denitrifikační stanice, není potřeba v povodí nad nimi provádět rozsáhlá opatření. Výsledky této práce lze pak využít jako případovou studii popisující typickou situaci v regionu při vytváření strategií ochrany nádrže. Optimální retence a odstraňování živin ale bude vyžadovat kombinaci přístupů, snížení vstupů, zvýšení doby zdržení a obnovu denitrifikačních prvků. Druhým faktorem, který je potřeba zvážit, kde je v povodí skutečně neefektivnější snižovat vstupy živin do povrchových vod. Zatím nebyl využit vysoký potenciál niv a menších denitrifikačních prvků v krajině. Cíleným výběrem rizikových lokalit a jejich lokální eliminací je totiž možné se vyhnout zbytečnému omezení hospodaření na rozsáhlých plochách v povodí.

Dříve než budeme vůbec moci vyvinout agronomicky a environmentálně efektivní management povodí nádrže, potřebujeme přesně znát cykly P a N v zemědělské krajině, jejich formy, zdroje, biologickou dostupnost a transportní a retenční procesy v krajině. V případě dusíku je situace poměrně zřejmá, naproti tomu u fosforu existuje mnoho nevyjasněných

otázek, například retence P v nivách, mokřadech a rybnících, uvolňování P ze zamokřených půd nebo odnos P podpovrchovým odtokem. Nebyla zatím vytvořena ani metodika k hodnocení náchylnosti zemědělských půd ke ztrátám P. Tato metodika by měla být provázána s metodikou hodnocení zranitelnosti půd pro N, tak aby nedocházelo k protichůdným opatřením. Bez těchto znalostí není možné navrhnout efektivní opatření a je potřeba se těmito otázkám systematicky věnovat.

Z pohledu eutrofizace je situace ve VN Švihov stabilní a ke zhoršování úrovně trofie nedochází. Klíčovým eutrofizačním prvkem je fosfor, jehož hlavním původcem jsou bodové zdroje znečištění. Zatím nebyla provedena přesná bilanční studie, která by umožňovala stanovit podíl plošných a bodových zdrojů P. K dlouhodobé stabilizaci jakosti vody v nádrži je potřeba snížit její zatížení fosforem zhruba o 30% oproti současnosti. Dusičnany nejsou rizikem z hlediska vodárenského využívání nádrže, protože se dlouhodobě drží na polovině limitní koncentrace. Přesto se v některých vodních útvarech ale mohou stát problémem nedosažení dobrého ekologického stavu podle Rámcové směrnice o vodách. Bezpodmínečně je potřeba se zbavit tzv. dusičnanového dogmatu, díky němuž jsou neefektivně vynakládány finanční prostředky a soustředit se na skutečné problémy nádrže.

9 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Literární prameny

- Arheimer, B., & Lidén, R. (2000). Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables. *Journal of Hydrology*, 227(1-4), 140-159.
- Bengtson, R. L., Carter, C. E., Morris, H. F., & Bartkiewicz, S. A. (1988). The influence of subsurface drainage practices on nitrogen and phosphorus losses in a warm, humid climate. *Trans. ASAE*, 31, 729-733.
- Beránková, T. (2010). Přístup k hodnocení náchylnosti zemědělských povodí ke ztrátám fosforu z půdy do vody. *Vodní hospodářství*, 7, 182-184.
- Borovec, J., Hejzlar, J., Jan, J., & Mošnerová, P. (2010). Eutrofizační potenciál různých zdrojů fosforu v povodí VN Římov. In J. Borovec & I. Očášková (Eds.), *Revitalizace Orlické nádrže 2010* (47-52). České Budějovice: Svazek obcí regionu Písecko, Biologické centrum AVČR v.v.i., Hydrobiologický ústav.
- Brázdová, L., Hájek, P., Hlavinková, L., Hodinka, J., & Vlček, L. (2006). *Analytická část strategie rozvoje Via Rustica* (234 s). Pacov.
- Buck, O., Niyogi, D. K., & Townsend, C. R. (2004). Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, 130(2), 287-99.
- Buczko, U., & Kuchenbuch, R. O. (2007). Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170(4), 445-460.
- Buzek, F., Kadlecová, R., Mrkvička, J., Svobodová, M., Šantrůček, J., Bystřický, V., Gergel, J., et al. (2007). *Zatrávňování orné půdy s vysokým rizikem infiltrace - opatření pro cílené snižování koncentrací dusičnanů ve vodách*. (T. Kvítek, Ed.) (110 s). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568.

- Cordell, D., Drangert, J.-O., & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292-305.
- Deasy, C., Brazier, R. E., Heathwaite, A. L., & Hodgkinson, R. (2009). Pathways of runoff and sediment transfer in small agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 23, 1349-1358.
- Djodjic, F., & Bergström, L. F. (2005). Conditional phosphorus index as an educational tool for risk assessment and phosphorus management. *Ambio*, 34(4-5), 296-300.
- Doležal, F., & Kvítek, T. (2004). The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in peneplains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29(11-12), 775-785.
- Doležal, F., Císlarová, M., Tomáš, V., Dohnal, M., Dušek, J., Kvítek, T., Vopravil, J., et al. (2006). *Posouzení vlivu preferenčního proudění v půdě na vyplavování dusičnanů v podmínkách krystalinika českých a moravských vrchovin* (90 s). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.
- Doležal, F., Kulhavý, Z., Kvítek, T., Soukup, M., & Tippl, M. (2003). Methods of runoff separation applied to small stream and tile drainage runoff. *Interdisciplinary approaches in small catchment hydrology: Monitoring and research. IHP-VI Technical Documents in Hydrology* (131-136).
- Doležal, O. (1991). *Realizace prognózy vývoje jakosti vody ve vodárenské nádrži Švihov*. ČVUT Praha.
- Doucha, T., & Holas, J. (2011). Voda a zemědělství v České republice – nové výzvy společné zemědělské politiky po roce 2013. *Voda v Krajině 2011 - Cesty k udržitelnému využívání vodních zdrojů, 9-10.2.2011* (1-11). Praha.
- Duffková, R. (2010). Vliv kejdování trvalého porostu na vyplavování půdního dusíku a fosforu. In J. Borovec & I. Očáškova (Eds.), *Revitalizace Orlické nádrže 2010* (147-154). České Budějovice: Svazek obcí regionu Písecko, Biologické centrum AVČR v.v.i., Hydrobiologický ústav.
- Duras, J. (2012). Nutrienty, kvalita povrchových vod a potřeba redukce v bodových a plošných zdrojích. *VODA FÓRUM Praha 2012* (29-33 s).
- Duras, J., & Liška, M. (2010). VN Švihov - vývoj kvality vody v nádrži. In J. Říhová Ambrožová (Ed.), *Vodárenská biologie 2010* (248 s). Praha: Ekomonitor.
- Forejt, K., Duras, J., Goldbach, J., Liška, M., Maleček, P., Ziegler, R., Hejzlar, J., et al. (2006). *Vodárenská nádrž Švihov na Želivce: výsledky monitoringu v období 2001 – 2005*. (J. Hejzlar, Ed.) (57 s). Praha.

- Fraterrigo, J. M., & Downing, J. A. (2008). The Influence of Land Use on Lake Nutrients Varies with Watershed Transport Capacity. *Ecosystems*, 11(7), 1021-1034.
- Fučík, P., & Kaplická, M. (2010). Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko - lesním povodí: diskrétné a kontinuální přístup. In J. Borovec & I. Očášková (Eds.), *Revitalizace Orlické nádrže 2010* (s. 137-146). České Budějovice: Svazek obcí regionu Písecko, Biologické centrum AVČR v.v.i., Hydrobiologický ústav.
- Fučík, P., Doležal, F., Lechner, P., Kvítek, T., Váchal, T., & Žlábek, P. (2010). *Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích drobných vodních toků* (90 s). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.
- Fučík, P., Kvítek, T., Lexa, M., Novák, P., & Bílková, A. (2008). Assessing the Stream Water Quality Dynamics in Connection with Land Use in Agricultural Catchments of Different Scales. *Soil and Water Research*, 2008(3), 98-112.
- Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Heathwaite, A. L., & Folmar, G. J. (2000). Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 130-144.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R., & Opitz, D. (2005). Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 151-165.
- Gentry, L. E., David, M. B., Royer, T. V., Mitchell, C. A., & Starks, K. M. (2007). Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 36(2), 408-415.
- Grant, R., Laubel, A., Kronvang, B., Andersen, H. E., Svendsen, L. M., & Fuglsang, A. (1996). Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research*, 30(11), 2633-2642.
- Hatch, D., Goulding, K., & Murphy, D. (2002). Nitrogen. In P. M. Haygarth & S. C. Jarvis (Eds.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality* (499 s). Wallingford: CABI International.
- Hawkins, J. M. B., & Scholefield, D. (1996). Molybdate-reactive phosphorus losses in surface and drainage waters from permanent grassland. *Journal of Environmental Quality*, 25(4), 727-732.
- Haygarth, P. M., Chapman, P. J., Jarvis, S. C., & Smith, R. Y. (1998). Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. *Soil and Use Management*, 14, 160-167.

- Haygarth, P. M., Hepworth, L., & Jarvis, S. C. (1998). Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science*, 49, 65-72.
- Heathwaite, A. L., & Dils, R. M. (2000). Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *The Science of the Total Environment*, 251-252, 523-538.
- Heinz, I. (2002). Voluntary agreements as an instrument to solve conflicts between farmers and water suppliers. *Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society* (s. 11-16). Wageningen: IAHS Publition.
- Heinz, I. (2011). Management of water reservoirs in relation to agriculture: Examples of cooperative solutions in EU Member States. In J. Holas, V. Chour, & M. Gregar (Eds.), *Voda v Krajině 2011 - Cesty k udržitelnému využívání vodních zdrojů, 9-10.2.2011*. Praha.
- Heinz, I., & Chour, V. (2010). *Porovnání terminologie a metodických přístupů při ochraně vodních zdrojů v EU a v Plánu oblasti povodí Dolní Vltavy se zvláštním zřetelem na povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce* (s. 1-10).
- Heinz, I., Chour, V., & Hrnčířová, M. (2010). *Srovnávací studie modelu IVM v povodí Wahnachtalsperre (Horní Porýní – Westfálsko) versus povodí VN Švihov* (33 s). Praha.
- Hejzlar, J. (2011). Vývoj jakosti vody ve vodárenských nádržích a možná budoucí rizika. In J. Holas, V. Chour, & M. Gregar (Eds.), *Voda v Krajině 2011 - Cesty k udržitelnému využívání vodních zdrojů, 9-10.2.2011*. Praha.
- Hejzlar, J., Borovec, J., Polívka, J., & Volková, A. (2010). Bilanční studie živin v povodí nádrže Orlík: 2. Scénářová analýza pro návrh strategie snižování obsahu fosforu. In J. Borovec & I. Očášková (Eds.), *Revitalizace Orlické nádrže 2010* (216 s). České Budějovice: Svazek obcí regionu Písecko, Biologické centrum AVČR v.v.i., Hydrobiologický ústav.
- Hendl, J. (2008). *Kvalitativní výzkum: základní teorie, metody a aplikace* (2. vydání, 407 s.). Praha: Portál.
- Howarth, R. W., & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2), 364-376.
- Janeček, M. (2007). *Ochrana zemědělské půdy před erozí* (76 s). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.
- Janglová, R., Kvítek, T., & Novák, P. (2003). Kategorizace infiltrační kapacity půd na základě geoinformatického zpracování dat půdních průzkumů. *Soil and water - scientific studies* (s. 61-81). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.

- Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., Bowes, M. J., Palmer-Felgate, E. J., Harper, D. M., Wasiak, K., Wasiak, P., et al. (2010). Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135(4), 238-252.
- Just, T., Matoušek, V., Dušek, M., Fischer, D., & Karlík, P. (2005). *Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi*. (T. Just, Ed.) (359 s). Praha: 3. ZO ČSOP Hořovicko.
- Klement, V., & Sušil, A. (2010). *Porovnání vývoje agrochemických vlastností půd za období 1999 – 2003 a 2005 - 2009*. Brno.
- Krause, S., Jacobs, J., Voss, A., Bronstert, A., & Zehe, E. (2008). Assessing the impact of changes in landuse and management practices on the diffuse pollution and retention of nitrate in a riparian floodplain. *The Science of the Total Environment*, 389(1), 149-164.
- Kronvang, B., & Bruhn, A. J. (1996). Choice of sampling and strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. *Hydrological Processes*, 10, 1483-1501.
- Krátký, M., Beneš, J., Goldbach, J., Forejt, K., Kendík, T., Soukupová, K., & Šeborová, M. (2009). Činnost státního podniku Povodí Vltavy v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce. *Vodní hospodářství*, 9, 319-329.
- Kulhavý, Z., Doležal, F., & Soukup, M. (2001). Separace složek drenážního odtoku a její využití při klasifikaci existujících drenážních systémů. *Vědecké práce VÚMOP*, s. 29-52.
- Kuusemets, V., Mander, Ü., & Ivask, M. (2000). Riparian buffer zones as ecotechnological measures to decrease nutrient losses from agricultural landscapes. *Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China International Conference, Beijing, P.R. China, August 23 - 25, 2000* (s. 420-435). Beijing.
- Kvítek, T. (2002). *Etapa výzkumného záměru MZe-M07-99-01-09: Vytvoření systému diferencované ochrany půdy a vody před plošnými zdroji znečištění při preferenci trvalých travních porostů. Odnos dusíku z povodí Kopaninského toku. Uživatelský výstup*. Praha.
- Kvítek, T., & Doležal, F. (2003). Vodní a živinný režim povodí Kopaninského toku na Českomoravské vrchovině. *Acta Hydrologica Slovaca*, 4(2), 255 - 264.
- Kvítek, T., Bílková, A., Duffková, R., Fučík, P., Lexa, M., Novák, P., & Voldřichová, J. (2004). *Zásady managementu využívání zón diferencované ochrany trvalými travními porosty v povodí vodárenských nádrží*. (T. Kvítek, Ed.) (59 s). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.

- Kvítek, T., Fučík, P., Kaplická, M., Novák, P., Novotný, I., & Žížala, D. (2008). *Identifikace potenciálních zdrojových lokalit plošného zemědělského znečištění- standardizovaný podklad pro projektování komplexních pozemkových úprav.* (T. Kvítek, Ed.) (34 s). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.
- Kvítek, T., Fučík, P., Konečná, J., Peterková, J., & Zajíček, A. (2011). Plošné zdroje znečištění. In M. Tlapáková, M. Krátký, T. Kendík, & P. Kubala (Eds.), *Zpráva o výsledcích monitoringu jakosti a množství povrchových vod v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce v období 2006 - 2010.* Praha: Povodí Vltavy, s.p.
- Kvítek, T., Žlábek, P., Bystřický, V., Fučík, P., Lexa, M., Gergel, J., Novák, P., et al. (2009). Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic. *Physics and Chemistry of the Earth*, 34(8-9), 541-551.
- Lemunyon, J. L., & Gilbert, L. G. (1993). The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. *Journal of Production Agriculture*, 6(4), 483-486.
- Lexa, M., Kvítek, T., Hejzlar, J., & Fučík, P. (2006). Vliv drenážních systémů na koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v povodí VN Švihov. *Vodní hospodářství*, 8, 246-250.
- Liška, M., Duras, J., & Forejt, K. (2010). VN Švihov - vývoj kvality vody v povodí. In J. Ambrožová Říhová (Ed.), *Vodárenská biologie 2010* (248 s). Praha: Ekomonitor.
- Liška, M., Duras, J., & Forejt, K. (2011). Monitoring kvality vody v povodí VN Švihov. In J. Holas, V. Chour, & M. Gregar (Eds.), *Voda v Krajině 2011 - Cesty k udržitelnému využívání vodních zdrojů, 9-10.2.2011.* Praha.
- Maguire, R. O., & Sims, J. T. (2002). Soil testing to predict phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 31(5), 1601-1609.
- Maguire, R. O., Rubaek, G. H., Haggard, B. E., & Foy, B. H. (2009). Critical evaluation of the implementation of mitigation options for phosphorus from field to catchment scales. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1989-1997.
- Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V., & Tamm, T. (2000). Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 14(4), 405-417.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Löhmus, K., & Muring, T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8(4), 299-324.
- McDowell, R. W., & Sharpley, A. N. (2001). Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 508-520.

- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Condron, L. M., Haygarth, P. M., & Brookes, P. C. (2001). Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59, 269-284.
- McGuire, K. J., McDonnell, J. J., Weiler, M., Kendall, C., McGlynn, B. L., Welker, J. M., & Seibert, J. (2005). The role of topography on catchment-scale water residence time. *Water Resources Research*, 41(5), 1-14.
- Neal, C., & Heathwaite, A. L. (2005). Nutrient mobility within river basins: a European perspective. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 477-490.
- Novotny, V. (2003). *Water quality: diffuse pollution and watershed management* (864 s). New York: John Wiley and Sons.
- Novotny, V. (2011). Development of a watershed ecoregion to protect water supply impoundment from ecological collapse by cyanobacteria blooms. In Jiří Holas, V. Chour, & M. Gregar (Eds.), *Voda v Krajině 2011 - Cesty k udržitelnému využívání vodních zdrojů, 9-10.2.2011*. Praha.
- Novák, P., Dvořáková, E., & Kvítek, T. (2004). Vymezení a rozsah potenciálně zranitelných půd z hledisky infiltrace za účelem jejich zatravnění. In T. Kvítek (Ed.), *Zatravnění orné půdy s vysokým rizikem infiltrace - opatření pro cílené snižování koncentrací dusičnanů ve vodách* (112 s). Praha: VÚMOP Praha, v.v.i.
- Oulehle, F., McDowell, W. H., Aitkenhead-Peterson, J. A., Krám, P., Hruška, J., Navrátil, T., Buzek, F., et al. (2008). Long-Term Trends in Stream Nitrate Concentrations and Losses Across Watersheds Undergoing Recovery from Acidification in the Czech Republic. *Ecosystems*, 11(3), 410-425.
- Pekárová, P., & Pekár, J. (1996). The impact of land use on stream water quality in Slovakia. *Journal of Hydrology*, 180(1-4), 333-350.
- Pečenka, M., Holas, J., Wanner, J., & Vojtěchovský, R. (2007). *Zhodnocení zátěže povodí vodárenské nádrže švihov nutrienty - průběžná zpráva projektu* (53 s). Praha.
- Pionke, H. B., Gburek, W. J., & Sharpley, A. N. (2000). Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, 14, 325-335.
- Poor, C. J., & McDonnell, J. J. (2007). The effects of land use on stream nitrate dynamics. *Journal of Hydrology*, 332(1-2), 54-68.

- Pote, D., Daniel, T. C., Sharples, A. N., Moore, P., Edwards, D., & Nichols, D. (1996). Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 855-859.
- Pärn, J., Pinay, G., & Mander, Ü. (2011). Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators*, in progress.
- Quitt, E. (1971). *Klimatické oblasti Československa*. Brno: GÚ ČSAV.
- Reynolds, C. S. (1992). Eutrophication and the management of planktonic algae: what Vollenweider couldn't tell us. In D. W. Sutcliffe & J. G. Jones (Eds.), *Eutrophication: Research and application to water supply* (pp. 4-29). London: Freshwater Biological Association.
- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton* (535 s). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Reynolds, C. S., & Davies, P. S. (2001). Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 76, 27-64.
- Richtr, J., Hejzlar, J., & Semančíková, E. (2009). Koncentrace a formy fosforu v odtoku z malých zemědělských povodí v povodí nádrže Orlick. *Revitalizace Orlické nádrže 2009* (pp. 65-74). České Budějovice: Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích.
- Rosendorf, P., & Duras, J. (2011). Fosfor (a sediment) – umíme určit skutečné příčiny eutrofizace nádrží a víme, jak je omezit? In Jiří Holas, V. Chour, & M. Gregar (Eds.), *Voda v Krajině 2011 - Cesty k udržitelnému využívání vodních zdrojů, 9-10.2.2011*. Praha.
- Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertès, F., & Beaujouan, V. (2002). Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany: I. Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 497-505.
- Salvia-Castellví, M., Iffly, J. F., Borght, P. V., & Hoffmann, L. (2005). Dissolved and particulate nutrient export from rural catchments: a case study from Luxembourg. *The Science of the Total Environment*, 344(1-3), 51-65.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195(4275), 260-262.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., et al. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(32), 11254-11258.

- Seitzinger, S., Harrison, J. A., Böhlke, J. K., Bouwman, A. F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., et al. (2006). Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications*, 16(6), 2064-2090.
- Sharpley, A. N. (1995). Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering*, 5, 261-279.
- Sharpley, A. N., Chapra, S. C., Wedepohl, R., Sims, J. T., Daniel, T. C., & Reddy, K. R. (1994). Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Environmental Issues*, 23, 437-451.
- Sharpley, A. N., Daniel, T. C., Gibson, G., Bundy, L., Cabrera, M. L., Sims, J. T., Stevens, R., et al. (2006). *Best management practices to minimize agricultural phosphorus impacts on water quality* (52 s). U.S. Department of Agriculture.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J., Jones, O. R., Berg, W. A., & Coleman, G. A. (1992). The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 21, 30-35.
- Sharpley, A. N., Weld, J. L., Beegle, D. B., Kleinman, P. J. A., Gburek, W. J., Moore, P., & Mullins, G. (2003). Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(3), 137-152.
- Sims, J. T., Simard, R. R., & Joern, B. C. (1998). Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 277-293.
- Smělý, O. (2009). Management projektů vodohospodářské infrastruktury a možnosti jejich financování. *Voda v krajině, Praha, únor 2009*. Praha: Ekosystém s.r.o.
- Spaling, H. (1995). Analyzing cumulative environmental effects of agricultural land drainage in southern Ontario, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 53, 279-292.
- Stuart, M. E., Goody, D. C., Bloomfield, J. P., & Williams, A. T. (2011). A review of the impact of climate change on future nitrate concentrations in groundwater of the UK. *The Science of the Total Environment*, 409(15), 2859-2873.
- Tlapáková, M., Krátký, M., Kendík, T., & Kubala, P. (2011). *Zpráva o výsledcích monitoringu jakosti a množství povrchových vod v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce v období 2006 - 2010*. (M. Tlapáková, Ed.) *Zpráva o výsledcích monitoringu jakosti a množství povrchových vod v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce v období 2006 - 2010* (163 s). Praha.

- Tunney, H., Csath, P., & Ehlert, P. (2003). Approaches to calculating P balance at the field-scale in Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 438-446.
- Turner, B. L., & Haygarth, P. M. (2001). Phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature*, 411(1), 258.
- Vadas, P. A., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., & Turner, B. L. (2005). Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. *Journal of environmental quality*, 34(2), 572-80.
- Veverková, Z., Desetová, L., Hájek, J., & Střelec, M. (2006). *Co chtějí zemědělci říct a co potřebují slyšet?* (48 s). České Budějovice: DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., et al. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7(3), 737-750.
- Vollenweider, R. A., & Kerekes, J. J. (1980). The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Progress in Water Technology* (5-38 s).
- Wanner, J., & Pečenka, M. (2011). Vybrané bodové zdroje znečištění v povodí VN Švihov - situace 2009/2010. In Jiří Holas, V. Chour, & M. Gregar (Eds.), *Voda v Krajině 2011 - Cesty k udržitelnému využívání vodních zdrojů, 9-10.2.2011*. Praha.
- Wischmeier, W. C., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Agricultural Handbook. No. 537* (58 s). Washington: US Department of Agriculture.
- Worrall, F., Spencer, E., & Burt, T. P. (2009). The effectiveness of nitrate vulnerable zones for limiting surface water nitrate concentrations. *Journal of Hydrology*, 370(1-4), 21-28.
- Žlábek, P., Bystřický, V., Ondr, P., Kvítek, T., & Lechner, P. (2008). Long-term Progress in Water Quality after Grassing and Fertilization Reduction in Spring Areas of the Šumava Mountains. *Soil and Water Research*, 3, 121-128.
- Směrnice evropského parlamentu a rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových ve znění pozdějších změn a doplňků.

- Nařízení vlády č. 108/2008 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 103/2003 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech, ve znění nařízení.
- *Zpráva o výsledcích agrochemického zkoušení zemědělských půd - Selektu Pacov (1-20 s).*

Ústní sdělení

Jindřich Duras, ústní sdělení, březen 2012, Praha

Mapové podklady

Vodohospodářské mapy (www.heis.vuv.cz)

Základní mapy 1:10 000 (www.cenia.cz)

Ortofotomapa území (www.cenia.cz)

Katastr nemovitostí (www.cuzk.cz)

LPIS (www.portalfarmare.cz)

Projektové dokumentace odvodňovacích staveb (archiv ZVHS a Selektu Pacov, a.s.)

Mapy bonitovaných půdně ekologických jednotek (Město Pacov)

Letecké snímky území z roku 2011 (www.cenia.cz)

Letecké snímky území z roku 1953 (kontaminace.cenia.cz)

II. vojenské mapování (oldmaps.geolab.cz)

Územní plán Města Pacov (www.mestopacov.cz)

Fotodokumentace

Zdeněk Klika, *fotografie na obalu přiloženého CD disku*

Petr Diviš, *fotodokumentace obsažena na přiloženém CD disku, 2010 až 2012*

Daniela Vítovská, *fotografie č. 1 a č. 2*

Fotografie č. 1 Následky vydatné srážky (49,3 mm) nad obcí Nová ves (půdní blok Nade mlýnem), 7.8. 2010

Fotografie č. 2 Následky vydatné srážky (49,3 mm) nad obcí Nová ves (půdní blok Nade mlýnem), 7.8. 2010

Fotografie č. 3 Pravidelně se objevující pramenný vývěr (půdní blok Trubární), 2011

Fotografie č. 4 Sedimentace erozí odneseného materiálu (půdní blok Trubární), 2010

Fotografie č. 5 Erozní rýhy v porostu kukuřice (půdní blok Trubární), 2010

Fotografie č. 6 Funkční drenážní šachtice (profil 8, půdní blok Příděly), 2010

Fotografie č. 7 Typický stav drenážních šachtic v území (půdní blok Za remízkiem), 2011

Fotografie č. 8 Drenážní vyústění do Trubárního potoka (profil 3), 2010

Fotografie č. 9 Projevy eroze v porostech brambor, ohrožení vedlejší cesty, 2010

Fotografie č. 10 Erozní rýha v souvrati, brambory (půdní blok Příděly), 2010

Fotografie č. 11 Erozně ohrožená údolnice osetá obilovinou, příprava k zatravnění (půdní blok Glaserovo), 2012

Fotografie č. 12 Erozně ohrožená část bloku osetá obilovinou, příprava k zatravnění (půdní blok Vápenka), 2012

Fotografie č. 13 Erozně ohrožená údolnice osetá obilovinou, příprava k zatravnění (půdní blok Trubární), 2012

Fotografie č. 14 Hnojení Oborského rybníka, 2012

Fotografie č. 15 Starý rybník na Svatobarborském potoce, v roce 2012 je opravován, 2012

Fotografie č. 16 Starý rybník na Svatobarborském potoce, 2012

Fotografie č. 17 Propustek na Trubárním potoce pod silnicí Pacov – Velká Chyška, 2011

Fotografie č. 18 Zahloubený úsek Trubárního potoka pod propustkem, 2012

Fotografie č. 19 Zahloubený úsek Trubárního potoka pod propustkem, 2012

Fotografie č. 20 Regulovaná část Trubárního potoka nad propustkem

Fotografie č. 21 Trubární potok pod výústí z rybníka v přísušku, 2011

Fotografie č. 22 Typický vegetační doprovod Trubárního potoka ve vegetačním období, 2012

Fotografie č. 23 Trubární rybník v přísušku, 2012

Příloha č. 1 Dotazník pro zemědělce

Anamnéza

1. Kolik máte zaměstnanců?
2. Jaký je podíl vlastní obhospodařované půdy?
3. Výměry pozemků (*orná půda, pastviny, louky, zahrada, les, ostatní*) a struktura výroby (*stavy dobytka, rostlinná výroba*)
4. Je na Vaší farmě nějaká přidružená výroba? (*Agroturistika, místní produkty*)
5. Jaké využíváte dotace? (*SAPS, Top-up, AE, PPK, LFA, OP*)
6. Proběhla ve vašem podniku výrazná změna hospodaření po roce 1990? *Změna orné půdy na TTP, výroby, produktů*

Intenzita

7. Hospodaříte na všech pozemcích stejně intenzivně nebo máte části pozemků nebo celé pozemky, kde intenzitu upravujete podle potřeby? *Podle jaké potřeby a chtěl byste mít v intenzitě volnější ruku?*
8. Jsou pro Vás některé pozemky cennější než ostatní? Podle čeho je hodnotíte? *Velikost pozemku, kvalita půdy, zaplevelení, výnosy, eroze, terén, úrodnost, dostupnost mechanizací*
9. Používal byste stejné množství pesticidů a hnojiv, pokud byste nebyl omezen současnými limity? (*stejně/víc*)
10. Jste omezován nedostatečným vybavením zemědělské techniky? (*Ano/Ne, zjistit kde má rezervy, např. kejdovače apod.*)
11. Provádíte protierozní opatření nad rámec GAEC? V jaké míře? Podle jakého algoritmu?
12. (pokud ano) Která z těchto opatření provádíte? (pokud ne) Za jakých podmínek a v jakém rozsahu byste je prováděl? (*zhodnoťte jejich účinek na ochranu vod od 1-5, proveditelnost opatření od 1-5, vyjmenujte překážky proveditelnosti*)

Promyšlené plánování osevních postupů s ohledem na danou lokalitu, protierozní osevní postupy

Technické protierozní opatření

Setí širokořádkových plodin do krycí plodiny

Vrstevnicové hospodaření, vrstevnicový osev v pásech

Ochranné zatravnění odtokových drah

Údržba příbřežních zón – kosení, omezení hnojení

Zřizování a management mokřadů

Ekologická obnova některých biotopů, zejména kosením, úpravou managementu

Zalesňování, výsadba stromů, zakládání krajinných prvků

Ochrana vod

13. Provádíte údržbu či monitoring drenážních soustav?
14. PVL připravuje návrh nového vymezení ZDOVZ. Slyšel jste o něm? Co by jeho schválení pro vás v praxi znamenalo?
15. Komunikovalo s Vámi PVL v souvislosti s návrhem vymezení ZDOVZ? Pokud ano, byli jste spokojeni s množstvím informací, které Vám poskytli?
16. Vyberte formu, jakou byste chtěl získávat informace o plánech PVL? (*osobní kontakt, seminář, email, web, jiné uveďte*)
17. Kdyby za Vámi přišlo PVL s návrhem změny úpravy hospodaření, byl byste ochoten přizpůsobit se navrhovaným změnám? Za jakých podmínek?
18. Byl byste ochoten/na přistoupit na hospodařování s ohledem na ochranu vod, pokud by Vám byla nabídnuta finanční kompenzace?
19. Prodal byste pozemky za účelem realizace vodohospodářských opatření? (*např. revitalizace toků, technická protierozní opatření*) Za jakých podmínek?
20. Zapojil byste se do systému kooperačních dohod?
21. Využíváte služeb agroenvironmentálních poradců? Jak jste s nimi spokojen?
22. Slyšel jste někdy o faremních plánech šetrného hospodaření? Využil byste tento nástroj? Za jakých podmínek?
23. Jak hodnotíte současnou politiku ochrany VN Švihov?

Příloha č. 2 Souhrnné výsledky monitoringu kvality vod

Koncentrace N-NO₃⁻ [mg.l⁻¹]

př.č.	2010					2011								2012				30.4.2011 - 15.4.2012					16.8.2011 - 15.4.2012			
	16.8.	13.9.	17.10.	28.11.	23.12.	23.1.	19.2.	27.3.	30.4.	26.5.	31.7.	6.9.*	9.10.	6.11.	11.12.	14.1.	19.2.	18.3.	15.4.	MAX	MIN	POČ	PRŮM	MED	PRŮM	MED
1	19,5	18,3	12,8	13,9	17,3	21,4	18,2	18,0	18,3	16,1	0,8	<2,0	6,4	5,0	8,2	14,8	0,0	10,4	13,8	18,3	0,0	10	8,6	8,2	12,3	13,9
2		17,4	16,6	14,3	17,2	20,6	17,8	18,1	23,9	16,8	6,6	<2,0	6,7	4,7	8,3	0,0	3,3	9,9	13,8	23,9	0,0	10	8,6	6,7	12,1	14,1
3	13,8	30,5	25,6	22,8	25,2	21,2	19,4	23,2	24,5		7,3	2,7				19,7	8,0	17,2	21,0	24,5	2,7	6	14,3	17,2	18,8	21,0
4	9,8	25,1	31,2	28,2	25,7	23,2	21,7	25,1	21,6	19,7	3,8		14,3	14,0	16,0	17,2	12,4	16,6	14,7	21,6	3,8	9	15,0	15,3	18,9	18,4
5	12,9	17,4	18,4	12,1	15,3	19,2	15,7	18,7	9,7							15,8	17,4	14,5	10,0	17,4	9,7	4	13,5	14,5	15,2	15,7
6	3,9	14,2	16,2	12,1	12,6	19,9	18,2	18,3	2,0	2,7	1,5	<2,0		0,5	0,2	11,9	0,0	5,6	9,4	11,9	0,0	9	3,5	1,7	8,3	7,5
7	11,8	25,5	22,4	25,0	24,7	26,8	24,0	26,0	27,9	27,8	6,5	7,3	17,9	14,8	15,6	19,7	6,0	19,4	18,8	27,9	6,0	10	16,5	17,9	19,4	19,7
8	17,4	35,8	46	35,2	31,5	35,7	28,0	35,0	32,2		7,1					22,7	16,2	20,3	22,9	32,2	7,1	5	20,2	21,5	27,6	29,7
9	13,8	27,3	28,4	26,3	24,4	27,2	24,6	25,9	43,1	29,7	25,5	13,1		19,1	20,0	24,8	7,6	24,6	24,6	43,1	7,6	9	23,2	24,6	23,9	24,7
10										13,0	7,7	<2,0	6,6	5,7	8,8	15,1	16,4	14,6	16,0	16,4	1,0	9	10,5	10,9		
11									11,7	10,6	12,9	<2,0	9,4	7,9	8,0	8,0	0,1	9,2	9,8	12,9	0,1	10	8,1	9,2		
12										8,4	6,1	<2,0	4,0	5,4	5,7	9,3	0,6	9,7	8,9	9,7	0,6	9	5,9	5,9		
13									4,8	9,4	2,8	<2,0	4,7	2,7	4,8	7,8	0,9	9,5	6,3	9,5	0,9	10	5,0	4,8		
14									6,8	8,7	1,3	<2,0	3,7	2,2	4,5	10,4	0,4	10,2	8,0	10,4	0,4	10	5,2	4,5		
15									10,4	5,2	0,0	<2,0		0,0	0,0	14,4	0,8	8,2	8,5	14,4	0,0	9	4,9	3,1		
16									6,5	6,6	0,6	<2,0	3,8	2,0	4,1	0,0	2,0	3,1	2,2	6,6	0,0	10	2,9	2,2		
17									4,4	3,1	5,4	<2,0	2,2	2,1	3,0	0,0	2,1	4,2	6,5	5,4	0,0	10	3,1	3,0		
18									14,0	11,4	3,0	<2,0	3,3	7,5	1,5	14,4	17,8	13,4	10,8	17,8	1,5	10	8,9	10,8		
19									5,6	5,1	4,0	<2,0	5,8	3,7	4,6	0,0	6,2	1,4	3,8	6,2	0,0	10	3,7	4,0		
20										15,0	20,6	<2,0	8,5	4,6	10,0	0,0	14,7	12,3	12,5	20,6	0,0	9	9,9	11,1		

* k analýze vzorků ze 6.9.2011 byla použita metoda, jejíž mez stanovitelnosti je 2,0 mg.l⁻¹, MAX - maximum, MIN - minimum, PRŮM - průměr, MED - medián

Koncentrace RRP [mg.l⁻¹]

profil	2010					2011										2012				30.4.2011-15.4.2012					16.8.2011-15.4.2012	
	16.8.	13.9.	17.10.	28.11.	23.12.	23.1.	19.2.	27.3.	30.4.	26.5.	31.7.	6.9.	9.10.	6.11.	11.12.	14.1.	19.2.	18.3.	15.4.	MAX	MIN	POČ	PRŮM	MED	PRŮM	MED
1	0,001	0,000	0,029	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,193	0,196	0,277	0,130	0,271	0,345	0,103	0,000	0,000	0,000	0,054	0,345	0,000	11	0,143	0,130	0,084	0,001
2		0,000	0,114	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,210	0,189	0,108	0,146	0,205	0,214	0,003	0,000	0,000	0,000	0,021	0,214	0,000	11	0,100	0,108	0,067	0,001
3	0,015	0,015	0,088	0,001	0,000	0,034	0,000	0,000	0,202		0,049	0,111				0,000	0,000	0,000	0,044	0,202	0,000	7	0,058	0,044	0,037	0,015
4	0,000	0,000	0,055	0,000	0,000	0,004	0,115	0,031	0,199	0,217	0,189		0,183	0,114	0,000	0,000	0,000	0,000	0,096	0,217	0,000	10	0,100	0,105	0,067	0,017
5	0,000	0,000	0,023	0,023	0,000	0,222	0,000	0,001	0,143							0,000	0,318	0,000	0,058	0,318	0,000	5	0,104	0,058	0,061	0,001
6	0,020	0,023	0,049	0,001	0,000	0,094	0,000	0,000	0,206	0,180	0,111	0,140		0,189	0,016	0,000	0,000	0,000	0,180	0,206	0,000	10	0,102	0,125	0,067	0,021
7	0,009	0,020	0,098	0,000	0,000	0,003	0,000	0,001	0,203	0,186	0,052	0,104	0,183	0,094	0,019	0,000	0,000	0,000	0,147	0,203	0,000	11	0,090	0,094	0,059	0,019
8	0,024	0,000	0,098	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,254		0,035					0,000	0,000	0,000	0,049	0,254	0,000	6	0,056	0,018	0,033	0,000
9	0,014	0,014	0,082	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,188	0,223	0,055	0,090		0,069	0,062	0,000	0,000	0,000	0,100	0,223	0,000	10	0,079	0,065	0,050	0,014
10										0,217	0,026	0,112	0,230	0,201	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,230	0,000	10	0,080	0,020		
11									0,231	0,233	0,049	0,204	0,180	0,175	0,001	0,000	0,000	0,000	0,021	0,233	0,000	11	0,099	0,049		
12										0,236	0,039	0,104	0,215	0,180	0,000	0,000	0,000	0,000	0,138	0,236	0,000	10	0,091	0,072		
13									0,222	0,231	0,042	0,114	0,223	0,167	0,038	0,000	0,000	0,000	0,105	0,231	0,000	11	0,104	0,105		
14									0,183	0,142	0,023	0,090	0,210	0,131	0,020	0,000	0,000	0,000	0,068	0,210	0,000	11	0,079	0,068		
15									0,069	0,029	0,016	0,222		0,131	0,000	0,000	0,000	0,000	0,054	0,222	0,000	10	0,052	0,023		
16									0,228	0,196	0,065	0,151	0,260	0,091	0,019	0,000	0,000	0,000	0,030	0,260	0,000	11	0,095	0,065		
17									0,159	0,265	0,055	0,127	0,223	0,189	0,017	0,000	0,000	0,000	0,315	0,315	0,000	11	0,123	0,127		
18									0,228	0,217	0,033	0,133	0,288	0,104	0,041	0,000	0,000	0,000	0,016	0,288	0,000	11	0,096	0,041		
19									0,341	0,244	0,091	0,328	0,307	0,114	0,109	0,000	0,019	0,000	0,348	0,348	0,000	11	0,173	0,114		
20										0,250	0,069	0,188	0,262	0,255	0,061	0,000	0,000	0,000	0,016	0,262	0,000	10	0,110	0,065		

MAX - maximum, MIN - minimum, PRŮM - průměr, MED - medián

Příloha č. 9 Katalog navržených opatření

Číslo	Typ opatření	plocha (ha) *délka (km)	Poznámka
1	revitalizace vodního toku	0,66*	zasypání silně zahloubeného koryta a nahrazení přírodě blízkým, zalesnění nivy, vybudování 3 mokřadů
2	revitalizace vodního toku	0,27*	zasypání silně zahloubeného koryta a nahrazení přírodě blízkým, stabilizace koryta
3	revitalizace vodního toku	0,86*	zasypání silně zahloubeného koryta a nahrazení přírodě blízkým, zalesnění horní části nivy
4	revitalizace vodního toku	0,34*	zasypání silně zahloubeného koryta a nahrazení novým, v ploché části nivy vytvoření hloubeného mokřadu
5	revitalizace vodního toku	0,27*	nahrazení drenážního hlavníku otevřeným korytem, zalesnění spodní části nivy
6	revitalizace vodního toku	0,31*	nahrazení drenážního hlavníku otevřeným korytem, otevření svodných drénů v okraji nivy
7	revitalizace vodního toku	0,16*	zasypání silně zahloubeného koryta a nahrazení přírodě blízkým, stabilizace koryta
8	rozdělení půdního bloku		rozdělení půdního bloku Kamenný kříž, tak aby umožňovalo obhospodařování po vrstevnici
9	rozdělení půdního bloku		rozdělení půdního bloku Nade mlýnem, tak aby umožňovalo obhospodařování po vrstevnici
10	mokřad	0,78	zrušení drenážních hlavnků, vytvoření mokřadu nasypáním nízkého vzdouvacího valu napříč nivou
11	mokřad	0,23	vytvoření mokřadu kombinací hloubení a nasypání nízkého vzdouvacího valu napříč nivou
12	mokřad	0,17	vytvoření mokřadu hloubením, vyústění drenážní soustavy
13	mokřad	0,04	vytvoření tůně, vyústění drenážní soustavy
14	mokřad	0,02	vytvoření tůně, vyústění drenážní soustavy
15	mokřad	0,25	vytvoření hloubeného mokřadu, vyústění drenážní soustavy
16	mokřad	0,11	vytvoření mokřadu kombinací hloubení a nasypání nízkého vzdouvacího valu napříč nivou
17	mokřad	0,21	vytvoření mokřadu kombinací hloubení a nasypání nízkého vzdouvacího valu napříč nivou
18	mokřad	0,16	vytvoření mokřadu kombinací hloubení a nasypání nízkého vzdouvacího valu napříč nivou
19	protierozní osevní postup	9,77	omezení nebo vyloučení širokořádkých plodin z osevního postupu
20	protierozní osevní postup	10,59	omezení nebo vyloučení širokořádkých plodin z osevního postupu
21	protierozní osevní postup	4,38	omezení nebo vyloučení širokořádkých plodin z osevního postupu
22	rybník	1,45	vybudování rybníka určeného přednostně k rekreaci, pouze extenzivní chov ryb (součástí ÚP Pacov)
23	rybník	0,16	starý rybník, rekonstrukce pouze na částečné zatopení
24	rybník	0,12	starý rybník, rekonstrukce pouze na částečné zatopení
25	rybník	0,03	starý rybník, rekonstrukce pouze na částečné zatopení
26	rybník	0,05	starý rybník, rekonstrukce pouze na částečné zatopení
27	zalesnění	0,08	zalesnění nevyužitelné části nivy, mokřadní háj
28	zalesnění	0,36	zalesnění nevyužitelné části nivy, mokřadní háj
29	zalesnění	0,06	zalesnění nevyužitelné části nivy, mokřadní háj

30	zalesnění	0,54	zalesnění nevyužitelné části nivy, mokřadní háj, zrušení stávajícího odvodnění
31	zalesnění	0,6	zalesnění nevyužitelné části nivy, mokřadní háj
32	zatravnění	3,07	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
33	zatravnění	1,94	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
34	zatravnění	1,72	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
35	zatravnění	0,97	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
36	zatravnění	3,21	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
37	zatravnění	1,17	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
38	zatravnění	0,76	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
39	zatravnění	1,42	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
40	zatravnění	1,37	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
41	zatravnění	1,51	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
42	zatravnění	0,82	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
43	zatravnění	4,05	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
44	zatravnění	1,55	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
45	zatravnění	0,94	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
46	zatravnění	1,28	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
47	zatravnění	0,5	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
48	zatravnění	1,12	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
49	zatravnění	0,72	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
50	zatravnění	1,08	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
51	zatravnění	2,43	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
52	zatravnění	2,27	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
53	zatravnění	5,43	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
54	zatravnění	5,95	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
55	zatravnění	0,96	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
56	zatravnění	4,69	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
57	zatravnění	0,32	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
58	zatravnění	2,12	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
59	zatravnění	3,63	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
60	zatravnění	1,31	zatravnění erozně ohrožené části pozemku
61	odstranění sedimentu	0,6	odstranění sedimentu z Trubárního rybníka, uložení na okolních půdních blocích

