

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Analýza časových řad nutrientů v celkovém i základním odtoku
ve vybraném povodí**

Ing. Václav Bystřický

2012

Školitel: prof. Ing. Tomáš Kvítek, CSc.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

.....

V Českých Budějovicích dne 22. 10. 2012

PODĚKOVÁNÍ

V první řadě bych rád poděkoval celé své rodině za všestrannou pomoc, podporu a vytvoření vhodných podmínek k práci.

Dále bych touto cestou chtěl poděkovat svému školiteli prof. Ing. Tomáši Kvítkovi, CSc. především za podporu, pomoc, konzultace a odborné vedení nejen při tvorbě disertační práce. Rovněž bych rád poděkoval celému kolektivu katedry krajinného managementu za dlouholetou příjemnou spolupráci a pomoc při řešení úkolů a problémů.

V neposlední řadě bych chtěl poděkovat Ing. Petru Fučíkovi a Ing. Janě Peterkové z VÚMOP Praha za poskytnutí cenných dat z povodí Kopaninského toku.

Poděkování patří i všem studijním referentkám pro studenty DSP, které se postupně vystřídali po dobu mého studia, Ing. Mileně Randýskové, Ing. Markétě Primusové, Ing. Marcele Plsové a Ing. Petře Juráskové, za jejich ochotu v řešení studijních problémů.

Obsah:

1. Úvod	5
2. Cíl práce	5
3. Literární rešerše	6
3.1 Cyklus dusíku v suchozemském ekosystému	6
3.2 Cyklus fosforu v suchozemském ekosystému	9
3.3 Vyplavování dusíku a fosforu z povodí.....	11
3.3.1 Faktory ovlivňující vyplavování dusíku a fosforu.....	13
3.3.2 Vyplavování dusíku a fosforu podzemním odtokem.....	22
4. Materiál	27
4.1 Povodí VN Švihov na Želivce.....	29
4.2 Subpovodí VN Švihov na Želivce	30
4.3 Povodí Kopaninského toku.....	32
4.4 Subpovodí Kopaninského toku.....	34
5. Metody	35
5.1 Sběr dat	36
5.2 Obecné statistické metody.....	37
5.3 Spektrální analýza časových řad.....	39
5.4 Metody separace odtoku	40
6. Výsledky a diskuze	45
6.1 Analýza časových řad koncentrací dusíku a fosforu.....	45
6.1.1 Analýza přítomnosti trendů v časových řadách	45
6.1.2 Analýza periodicity v časových řadách.....	52
6.2 Vliv celkového odtoku a jeho složek na koncentrace a odnosy dusíku a fosforu	55
6.2.1 Vliv celkového odtoku na koncentrace dusíku a fosforu	55
6.2.2 Vliv celkového odtoku na odnosy dusíku a fosforu.....	60
6.2.3 Separace odtoku vody.....	67
6.2.4 Porovnání výsledků separace odtoku vody pro různě využívaná a různě velká povodí.....	73
6.2.5 Vliv jednotlivých složek odtoku na koncentrace dusíku a fosforu	75
6.2.6 Vliv jednotlivých složek odtoku na odnos dusíku a fosforu	83
6.2.7 Trend koncentrací živin v obdobích základního odtoku.....	87
6.3 Scale efekt – koncentrace dusíku a fosforu u vnořených povodí.....	89
6.4 Souhrn původních výsledků	92
7. Závěr	94
8. Souhrny	95
8.1 Seznam použité literatury	95
8.2 Seznam tabulek	127
8.3 Seznam obrázků	130
9. Abstrakt	132
10. Summary	134
11. Seznam publikovaných prací	135

1. ÚVOD

Voda se ve své tekuté, plynné i pevné fázi nachází ve všech složkách geosféry, tj. v litosféře, hydrosféře, atmosféře, biosféře i antroposféře a je základním předpokladem pro život na Zemi. V krajině je proto prakticky všudypřítomná. Nachází se v půdním i horninovém prostředí, je součástí rostlin i živočichů a zprostředkovává kontakty a výměnu energetických toků mezi všemi složkami ekosystémů. Je také transportním médiem pro různé rozpuštěné i nerozpuštěné látky, které se takto dostávají do sítě vodních toků a do vodních nádrží. Množství, koncentrace a poměry těchto látek pak určují jakost vod, přičemž informace o jakosti vody jsou velmi důležité, neboť jsou odrazem procesů probíhajících v prostoru a v čase příslušného povodí.

Složení povrchových vod je ovlivněno řadou faktorů, jako je například geologická skladba povodí, klimatické poměry, stanovištní podmínky a v neposlední řadě také antropogenní činnost na povodí.

Problematikou jakosti povrchových vod se zabývalo a zabývá mnoho autorů. Ve velké většině se soustřeďují hlavně na sloučeniny dusíku (především dusičnanů) a fosforu v odtékající vodě. Větší důraz na sledování dusičnanů ve vodách souvisí s implementací směrnice Rady Evropského společenství č. 91/676/EEC z roku 1991 („nitrátová směrnice“) a fosfor je sledován z toho důvodu, že je zpravidla limitní živinou, která rozhoduje o procesu eutrofizace sladkovodního prostředí. Také rámcová směrnice vodní politiky (2000/60/ES) Evropské unie (tzv. Vodní rámcová směrnice) ze dne 23. října 2000, vyžaduje širokou kontrolu vstupu dusíku i fosforu do veškerého vodstva, kdy cílem této politiky je dosažení „dobrého stavu“ všech vod do roku 2015.

2. CÍL PRÁCE

Cílem této práce bylo analyzovat dlouhodobý vývoj jakosti vody v různě velkých povodích náležících do povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce a kvantifikovat význam celkového odtoku i jeho jednotlivých složek na koncentrace a odnosy dusičnanového dusíku a celkového fosforu.

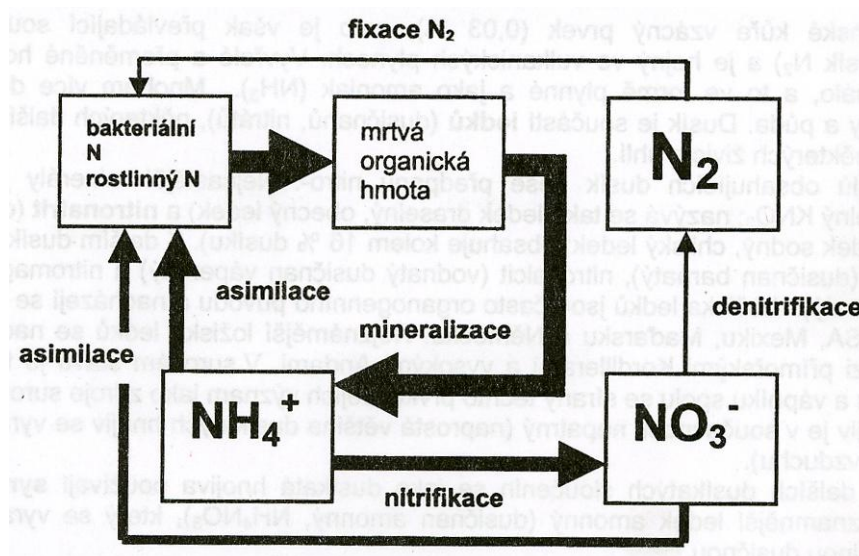
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1 Cyklus dusíku v suchozemském ekosystému

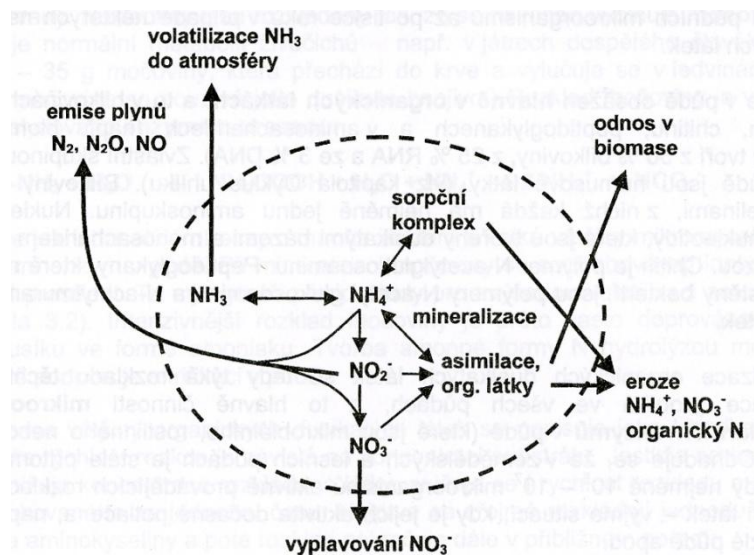
Sloučeniny dusíku v biosféře neovlivněné antropogenní činností jsou převážně biogenního původu, vznikají rozkladem organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Významným antropogenním zdrojem dusíku jsou splaškové odpadní vody, odpady ze zemědělství, splachy ze zemědělsky obdělávané půdy hnojené dusíkatými hnojivy a některé průmyslové odpadní vody (Pitter, 2009).

Šimek (2003) zjednodušeně popisuje koloběh dusíku následovně. Plynný N_2 je procesem fixace redukován na amoniak resp. ammonium NH_4^+ , které je v různých sloučeninách zabudováno do biomasy. Po jejím odumření je amoniak z organických vazeb uvolněn a může být znovu využit jako živina, vázán (fixován) v půdě, volatilizován do atmosféry nebo nitrifikací převeden na nitrátovou formu NO_3^- . Nitrátový dusík může být také využit jako živina, může být redukován na amoniak, vyplaven z půdy nebo denitrifikací převeden na plynný oxid dusný a molekulární dusík. V těchto formách se dusík vrací do atmosféry a cyklus N se uzavírá.

Na obrázku 1 jsou znázorněny hlavní procesy přeměn dusíku v suchozemském ekosystému, kde tloušťka čar přibližně znázorňuje velikost přenosů dusíku. Schéma hlavních přeměn a mechanismů ztrát dusíku z půdy uvádí obrázek 2.



Obr. 1: Hlavní procesy přeměn dusíku v suchozemském ekosystému (Zdroj: Šimek, 2003, upraveno dle Blackburn, 1983)



Obr. 2: Schéma hlavních přeměn a mechanismů ztrát dusíku z půdy (zdroj: Šimek, 2003, upraveno dle Stevenson a Cole, 1999)

Fixace N_2

Fixace molekulárního dusíku je proces redukce N_2 na amoniak, kdy hlavním mechanismem je biologická fixace N_2 (Šimek, 2003). Fixátoři dusíku jsou bakterie, aktinomycey a sinice, kteří fixují samostatně či v různých asociacích a symbiózách (např. bakterie rodu *Rhizobium*, které žijí na kořenech bobovitých rostlin). Symbiotickou fixací v podmínkách agroekosystémů vstupuje do půdy na území České republiky přibližně $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Vostál a kol., 1989), ale např. u jetelovin to může být i více než $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Šimek, 1989). To potvrzuje i Štráfelda a Velich (1987), kteří uvádí u vojtěšky seté a jetele lučního průměrnou roční fixaci dusíku v našich podmínkách asi $360 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, u ostatních jetelovin na orné půdě od 150 do $300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

Mineralizace

Dusík vstupuje do zemědělského ekosystému v organické a anorganické formě, přičemž zemědělské plodiny přijímají dusík přednostně v anorganické formě (Murphy a kol., 2000). Proces přeměny organicky vázaného dusíku na anorganické formy se nazývá mineralizace dusíku. Mineralizace dříve syntetizovaných organických látek včetně humusu je vnitřním zdrojem dusíku v ekosystému, výjimečně činí až asi $400 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Šimek, 2003). Ročně se z celkové zásoby dusíku vázaného v organické formě zpřístupní

0,9-1,8% dusíku, což představuje množství 90-180 kg N.ha⁻¹. rok⁻¹ do hloubky cca 0,5 m (Růčka, 1989).

Obecně se předpokládá, že intenzita mineralizace se při nízkých teplotách snižuje až se úplně zastaví. Korsæth a kol. (2003) ovšem připomíná, že efekt zimních teplot na vyplavování nitrátů není ještě podrobně prozkoumán. Cambardella a kol. (1999) se domnívá, že mineralizace v mimovegetačním období je větší než se předpokládá a následně zapříčiňuje velké ztráty N-NO₃⁻ a Tan a kol. (2002) konstatuje, že i přes nízké teploty může stále docházet k mineralizaci a k následné produkci nitrátů. Schmidt a kol. (1999) při výzkumu na arktických půdách došel k závěru, že významná část populace mikroorganismů přežívá a je aktivní i při nízkých teplotách. Clein a Schimel (1995) vyzoroval mikrobiální aktivitu až do -5 °C a Lipson a Monson (1998) naměřili podobné hodnoty mikrobiálního příjmu dusíku ve vzorku půdy po rozmrznutí a v neporušeném kontrolním vzorku (tj. zmrzlém).

Imobilizace

Termín imobilizace má podle různých autorů různé významy. Novotny (2003) definuje imobilizaci (bakteriální či biologickou) jako přeměnu amonného dusíku a jeho zabudování do proteinů a buněčných tkání heterotrofními půdními organismy. Jako součást imobilizačních procesů uvádí také (a) fixaci amonného dusíku v jílových minerálech, (b) fixaci amonného dusíku látkami vzniklými z ligninu, které jsou obsaženy v půdní organické hmotě a (c) reakce aminokyselin z rostlinných materiálů a mikrobiální syntézy s chinony a jejich následnou polymerizaci. Šimek (2003) pod pojmem imobilizace dusíku rozumí proces syntézy a resyntézy organických látek, ale raději definuje tzv. „asimilaci dusíku organismy“ jako asimilaci dusíku a jeho zabudování do těl rostlin a mikroorganismů ve formě amonných a nitrátových iontů.

Imobilizace a mineralizace probíhají v půdě současně a o tom, zda budou převažovat procesy mineralizace N nebo jeho imobilizace závisí především na množství a dostupnosti dusíku v půdě a jeho obsahu v rostlinné biomase. Obecně se uvádí, že pokud je podíl C : N v půdě 25, jsou procesy mineralizace a imobilizace v rovnováze a pokud je podíl C : N nižší, převládne mineralizace nad imobilizací a N může být z půdy vyplavován (Paul a Clark, 1996). Podobně Rice a Tiedje (1989) konstatují, že mikrobiální imobilizace dusičnanů je limitována obsahem uhlíku, přítomností amonných iontů a v menší míře také aminokyselinami. Duckworth a Cresser (1991) doplňují, že na rychlost imobilizace má vliv také teplota.

Nitrifikace

Mikrobiální nitrifikace je komplexní proces vyskytující se v půdní i povrchové vodě, při kterém je amonný dusík oxidován na dusičnanový s meziproduktem ve formě dusíku dusitanového (Novotny, 2003). Mezi hlavní faktory, které ovlivňují rychlost nitrifikace, patří pH, obsah vody v půdě, teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku, počet nitrifikačních bakterií a přítomnost látek inhibujících nitrifikaci (Russo a Thurson, 1991). Intenzitu nitrifikačních procesů v půdě omezuje i dlouhodobé používání bezorebného zpracování půdy (Wood a Edwards, 1992).

Při nitrifikaci dochází k uvolňování protonů, které okyselují půdu (Sprent, 1987). Kemmitt a kol. (2005) k tomu dodává, že acidifikace půdy snižuje intenzitu nitrifikace a způsobuje akumulaci NH_4^+ , který se tak snadno nevyplavuje.

Denitrifikace

Denitrifikace je anoxický proces redukce dusičnanů na plynný dusík a oxid dusný. Oxid dusnatý, který denitrifikací také vzniká, je dále redukován na N_2O (Firestone a Davidson, 1989). Růžek a Pišanová (2007) uvádí, že intenzita a účinnost denitrifikace je závislá na obsahu vody v půdě, provzdušnění půdy, půdní kyselosti a teplotě půdy. Dalšími faktory jsou obsah organických sloučenin (uhlíku), koncentrace oxidů dusíku a přítomnost inhibitorů.

Z hlediska biogeochemického cyklu dusíku v zemědělských ekosystémech může být denitrifikace stejně významná jako vyplavování dusičnanů do přírodních vod. To potvrzuje Skořepová (1997), která na základě výzkumu čtyř tuzemských povodí uvádí, že ztráty dusíku denitrifikací jsou přibližně úměrné ztrátám dusíku vyplavováním a dosahovaly na počátku 90. let 20. století až $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

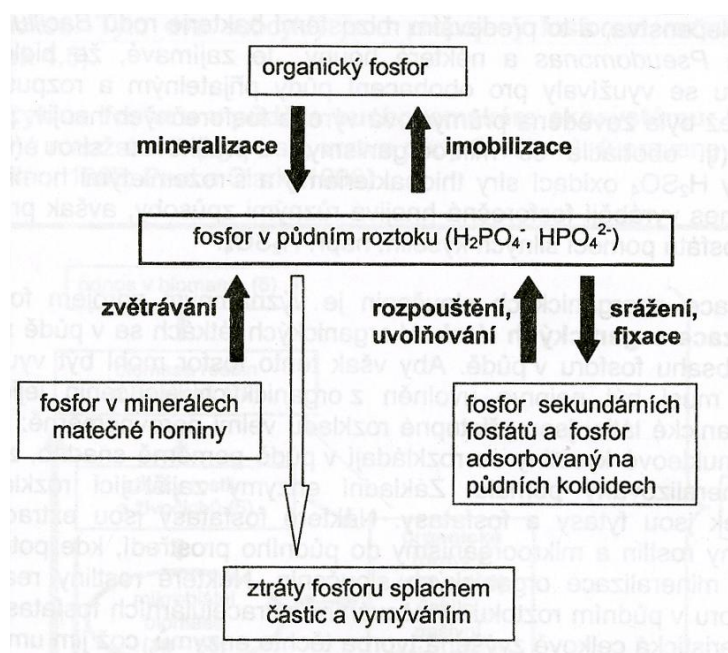
3.2 Cyklus fosforu v suchozemském ekosystému

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých půd, minerálů a zvětralých hornin. Antropogenním zdrojem anorganického fosforu mohou být některé prací, čistící, odmašťovací a mycí prostředky a také aplikace fosforečných hnojiv. Zdrojem anorganického i organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech (Pitter, 2009).

Cyklus fosforu, který vlastně ani cyklem není (v globálním měřítku a v dlouhodobém horizontu), protože se jedná spíše o jednosměrný přesun fosforu z hornin do sedimentů, popisuje Šimek (2003) následovně. Tento proces, na rozdíl od cyklu dusíku, nezahrnuje masivní přenos fosforu mezi vodními a suchozemskými ekosystémy a atmosférou, stejně jako fosforečné sloučeniny neslouží jako zdroj energie pro mikroorganismy. Naproti tomu, podobně jako v případě dusíku, v cyklu fosforu mají významnou úlohu půdní mikroorganismy, které se podstatně podílejí na rozpouštění (solubilizaci) anorganických sloučenin fosforu a na rozkladu (mineralizaci) organických sloučenin. Dočasně vázání fosforu v biomase mikroorganismů zabraňuje ztrátám rozpuštěného fosforu vyplavením nebo imobilizací vazbou na půdní sorpční komplex (tj. na jílové minerály a humusové látky) a vzhledem k poměrně rychlým životním cyklům těchto mikroorganismů a následnému průběžnému uvolňování fosforu tak představuje tato biomasa velmi významný zásobník fosforu z hlediska zásobení rostlin.

Heathwaite a kol. (1996) výše napsané potvrzuje větou, že transformace fosforu probíhají obecně v delším časovém horizontu než u dusíku, mají méně fází a jsou úzce spojeny s koloběhem sedimentů. Salomons a Stol (1995) pak doplňují, že v podstatě jediným významným výstupem fosforu z půdy (kromě nežádoucího vyplavování do vod) je odběr fosforu rostlinami a následná sklizeň těchto rostlin z pole.

Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě rekapituluje obrázek 3.



Obr. 3: Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě (zdroj: Šimek, 2003, upraveno dle Foth, 1990)

3.3 Vyplavování dusíku a fosforu z povodí

Zdroje znečišťování povrchových vod jsou trojího druhu - bodové, plošné a difúzní (rozptýlené bodové zdroje), přičemž v EU se rozlišují pouze zdroje bodové a difúzní (Pitter, 2009). Bodové zdroje znečištění je relativně snadné identifikovat, kvantifikovat a kontrolovat (Carpenter a kol., 1998). Nebodové (plošné) znečištění je ovlivňováno mnoha faktory a je přímým důsledkem lidského využívání území a jeho změn (Novotny, 1999). Významnost těchto plošných zdrojů znečištění vodního prostředí stoupá vzhledem k poklesu podílu bodových zdrojů znečištění v povodích (Novotny a Olem, 1994; Haygarth a Jarvis, 2002; Langhammer, 2002; Hejzlar a kol., 2008). Plošné znečištění vod živinami souvisí ve venkovské zemědělské krajině především se způsobem obhospodařování zemědělské půdy (Poor a McDonnell, 2007). Vztahy mezi zemědělským hospodařením a základními charakteristikami povodí, včetně hydrologických procesů, určují celkové množství vyplavovaných dusičnanů do povrchových vod (Vagstad a kol., 2004).

Půdní dusík a fosfor jsou dynamickou složkou suchozemského ekosystému s vnitřními přeměnami v horizontálním i vertikálním směru a s vnější interakcí s atmosférou a biosférou a jejich distribuce v půdě je velmi heterogenní (Zhang a McGrath, 2004). Množství studií prokázalo, že variabilita koncentrací celkového fosforu a dusíku v půdě je závislá na využití území, topografii, půdním typu, typu vegetačního krytu, způsobu zemědělského hospodaření a geologii (Liu a kol., 2007). Část dusíku (nitrátů), kterou nevyužily rostliny nebo mikroorganismy a půda ji nemá kam uložit, se může z půdy vyplavit. Vyplavování představuje významný mechanismus ztrát dusíku z půd, způsobuje eutrofizaci vod a zapříčiňuje odnos živin (bazických kationtů), čímž nepřímo způsobuje acidifikaci prostředí (Ridley a kol., 2001). Vyplavování dusičnanů vykazuje významnou sezónní variabilitu, která může být potlačena atmosférickými či klimatickými vlivy. Gergel a kol. (1994) uvádí, že obecně vyšší jsou koncentrace dusičnanů v předjaří a na jaře, poněvadž nemají přes zimu jako produkty probíhající nitrifikace odpovídající možnosti odběru biomasou rostlin. Podobně Kvítek a kol. (2007) říká, že sezónní dynamika vyplavování nitrátů z travních porostů obvykle vykazuje dva vrcholy, z toho první je výraznější a vzniká v období vegetačního klidu až předjaří a druhý, méně významný, je více závislý především na srážkových poměrech po sklizni 1. sečí (poslední dekáda května). Stenberg a kol. (1999) vysvětluje největší dusičnanové ztráty během podzimu,

zimy a začátkem jara nízkým výparem, vysokými srážkami a absencí vegetace. Atmosférické vlivy zkoumali také Haberle a Svoboda (2008), kteří uvádějí, že v oblastech a letech, kde úhrn efektivních srážek (tj. ta část srážek, která skutečně zasáhne do půdy a neodpaří se ani neodteče po povrchu) dosahuje 150 mm a více, existuje zvýšené riziko vyplavení dusíku, zvláště na lehčích a středně těžkých půdách.

Ze tří hlavních nutrientů vyskytujících se v prostředí (N, P, K) je fosfor nejčastěji limitujícím faktorem eutrofizace povrchových vod (Chapman a kol., 2005; Ulén a kol., 2007; Duras, 2008; Pitter, 2009). Vyplavování fosforu z povodí je velice prostorově a časově variabilní kvůli rozdílnému využívání území, kontinuálně se měnícím hydrologickým podmínkám a různému zemědělskému managementu (Lennox a kol., 1997; Withers a kol., 2000; Page a kol., 2005). Obecně je přijímán předpoklad, že v podstatě jediným plošným zdrojem fosforu odneseného ze zemědělské půdy je povrchový odtok způsobující erozi (Sharpley a Smith, 1990; Sharpley a kol., 1994; Kelly a Whitton, 1998; Janeček, 2008), kdy původcem tohoto fosforu (jakož i jiných polutantů) v povodí jsou zemědělské aktivity (zejména hnojení) (Grant a kol., 1996; Sims a kol., 1998; Haygarth a Jarvis, 1999). Podobně i Tumas (2000) tvrdí, že fosfor je převážně transportován vázaný v sedimentech a pouze 20-30% z celkového množství vodou a Maidment (1993) dokonce uvádí, že partikulovaný fosfor tvoří ve většině případů okolo 95% fosforu celkového. Do popředí ovšem v posledních letech vstupuje podpovrchový odtok, přestože např. Tomer a kol. (2008) ho považuje za marginální zdroj fosforu v porovnání s odnosem povrchovým odtokem během hydrologicky významných událostí. Withers (1996), Fraser a kol. (1999) i Heathwhite a Dils (2000) dokladují, že ztráty fosforu různými typy podpovrchového odtoku jsou větší, než se předpokládalo. Navíc tvrdí, že i mnohem častěji se vyskytující hydrologicky méně významné události, než jsou extrémní přívalové deště, jsou rovněž podstatné. To potvrzuje i Hejzlar a kol. (2008) v bilančních výpočtech zdrojů fosforu pro povodí vodní nádrže Orlick, kdy odnos fosforu podpovrchovým a podzemním odtokem se ukazuje jako podstatný.

Anorganické formy fosforu jsou pohotově fixovány v půdě a uchráněny před vyplavením zabudováním do komplexů s prvky Ca, Fe a Al nebo jsou sorbovány na jílové minerály nebo jiné půdní částice (Frossard a kol., 1995; Voplakal, 2002). Naproti tomu organicky vázaný fosfor tvoří značnou část ztráty fosforu z půdy díky jeho mobilitě v půdním prostředí (Voplakal, 2002). To, že některé části organického fosforu nejsou pevně sorbovány a mohou být snadno propláchnuty půdním profilem, konstatují i Frossard a kol. (1995) a Chardon a kol. (1997).

3.3.1 Faktory ovlivňující vyplavování dusíku a fosforu

Atmosférická depozice

Mokrá a suchá atmosférická depozice je významným vstupem NO_3^- a NH_4^+ do systému (Dollard a kol., 1987). Vysoké koncentrace NO_3^- a NH_4^+ se vyskytují v okolí významných emisních zdrojů a v oblastech s vysokými úhrny srážek (Heathwaite a kol., 1996). V některých oblastech západní a severní Evropy a také v USA a Kanadě dosahují atmosférické depozice hodnot 30-40 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ (Malanchuk a Niisson, 1989; Goulding, 1990; Venkatram a kol., 1991; Lovblad a kol., 1992), což je až 20% průměrné roční aplikace dusíkatých anorganických hnojiv k zemědělským plodinám (Heathwaite a kol., 1996). V průmyslových oblastech a poblíž velkých aglomerací mohou depozice dosahovat až 100 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ (Šimek, 2003).

Atmosférická depozice fosforu není v porovnání s dusíkem dobře zdokumentována. Obvykle jsou měřeny koncentrace fosforečnanů v mokré depozici a typicky jsou pod hodnotou detekčního limitu (Heathwaite a kol., 1996). Depozice fosforu byla dlouho považována za nevýznamný zdroj fosforu v povodí, ale některé studie (např. Jassby a kol., 1994; Peters a Reese, 1995; Guerzoni a kol., 1999; Winter a kol., 2002) předpokládají, že by mohlo jít o významný zdroj.

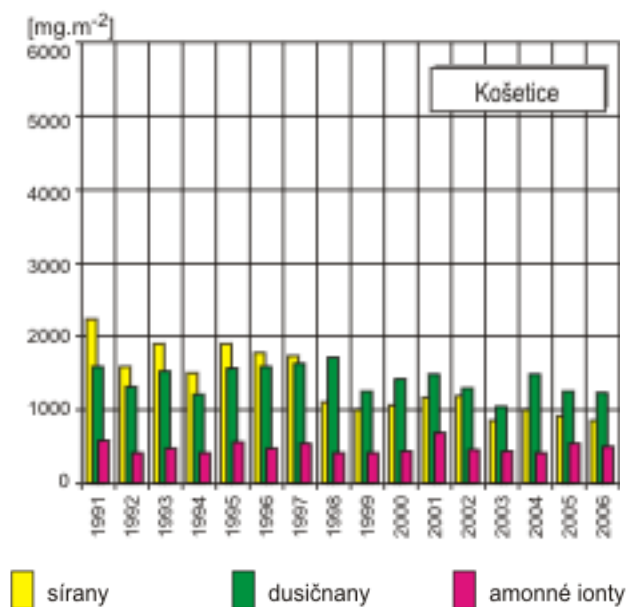
Průměrná celková atmosférická depozice nutrientů z 9 stanic v ČR dle Budské (1995) je pro P- PO_4^{3-} 0,5 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ (rozmezí 0,23-1 kg.ha⁻¹.rok⁻¹), pro N- NO_3^- 7,34 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ (4,25-12,88 kg.ha⁻¹.rok⁻¹) a pro N- NH_4^+ 9,32 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ (6,46-12,6 kg.ha⁻¹.rok⁻¹). Klír (2000) ve výpočtu bilance živin v zemědělství ČR dle metodiky OECD počítá s hodnotami atmosférické depozice pro dusík 22 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a pro fosfor 1 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Hruška a kol. (2000) uvádí průměrné celkové depozice v okolí Čertova jezera na Šumavě v roce 1999 pro NO_3^- 23,2 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a pro NH_4^+ 8 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Tlustoš a kol. (1999) ovšem připomíná, že z bilančních sledování i přesných měření vyplývá, že celkový přívod dusíku z ovzduší do půdy může být až dvojnásobný proti obvykle měřené mokré depozici. To potvrzuje i Klír (1999), který z výsledků dlouhodobého polního pokusu (založen 1955) odvozuje, že přívod dusíku z ovzduší (suchá a mokrá depozice, absorpce plynů, nesymbiotická fixace N_2) je v průměru 60 kg.ha⁻¹.rok⁻¹.

V České republice se měřením atmosférické depozice dlouhodobě zabývá Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ). V tabulce 1 je uvedena průměrná roční atmosférická depozice NO_3^- a NH_4^+ (měsíční odběry typu bulk, tzn. měsíční srážky s prašným spadem) naměřená na stanici Košetice (okres Pelhřimov, nadmořská výška – 534 m n. m.), která se

nachází v povodí VN Švihov. Obrázek 4 zobrazuje vývoj roční mokré depozice (odebrané vzorky čistých srážek) na stejné stanici v letech 1991–2007. Depozice fosforu není ČHMÚ bohužel měřena.

Tab. 1: Průměrná roční atmosférická depozice NO_3^- a NH_4^+ (měsíční odběry typu bulk) naměřená na stanici Košetice (zdroj: www.chmi.cz)

rok	NO_3^- [kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]	NH_4^+ [kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]	úhrn srážek [mm]
2000	16,80	6,00	659
2001	-	-	729
2002	-	-	777
2003	13,80	7,50	473
2004	15,25	5,72	635
2005	13,54	10,87	651
2006	17,03	6,18	649
2007	20,18	6,34	664



Obr. 4: Vývoj roční mokré depozice (odebrané vzorky čistých srážek) na stanici Košetice v letech 1991–2007 (zdroj: www.chmi.cz)

Pedologické charakteristiky

V klidovém stavu půdy je převážná část dusíku obsažena v organické hmotě a v průměru pouze 2-5% je ho v minerální formě. Při intenzivní kultivaci můžeme však v období bez rostlinného pokryvu nalézt až 16% půdního dusíku v nitrátové formě (Čížek a Krejčová, 1993). V mnoha případech je vyplavování nutrientů z oblasti kořenové zóny zemědělsky využívaného povodí průkazně vyšší než vyplavování nutrientů v uzávěru toho samého povodí (Andersen a kol., 1999). Je to ovlivněno hydrologickou cestou nutrientu prostředím, kdy retenční procesy mohou významně redukovat koncentrace těchto látek předtím, než se dostanou do povrchového vodního recipientu (Vagstad a kol., 2004). Grant a kol. (1997) v Dánsku zjistili, že ztráta dusíku z kořenové zóny písčitých půd je $124 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, zatímco v uzávěru povodí byla pouze $12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Ve stejné studii byla ztráta dusíku z kořenové zóny hlinitých půd odhadnuta na $68 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ a ztráta v uzávěru byla $25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Podobně zaměřené pokusy na malých povodích v Estonsku ukázaly, že podstatné množství dusíku se může ztratit kořenovou zónou po sklizni plodin – koncentrace dusičnanového dusíku byly až $60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Loigu a Iital, 2000; Tamm, 2001).

Při dlouhodobých lyzimetrických pokusech prováděných na pokusných plochách s různými druhy půd se ukázalo, že větší ztráty nutrientů (dusíku i fosforu) jsou z písčitých půd v porovnání s půdami hlinitými (Meissner a kol., 1995), což v případě dusíku potvrzuje i Hoffmann a Johnsson (1999), kteří porovnávali písčitou půdu (větší koncentrace) a půdy s větším obsahem jílu (nižší koncentrace). Kyllmar a kol. (2006) analyzovali dlouhodobé časové řady koncentrací na velkém počtu povodí ve Švédsku a došli k závěru, že v povodích s hlinitopísčitou a písčitohlinitou půdou byly průkazně vyšší průměrné koncentrace dusičnanů než u půd těžších, kdežto v případě fosforu byla situace přesně opačná (nejvyšší průměrné koncentrace u půd hlinitojílovitých a jílovitých).

Obsah fosforu v půdě obvykle roste s klesajícími rozměry půdních částic – klesá od půd jílových směrem k písčitém. Haygarth a Jarvis (2002) to vysvětlují tím, že díky vysoké sorpční kapacitě, která roste s klesající velikostí půdních částic, jsou jemné jílové částice relativně bohaté na fosfor. Tyto nejjemnější částice jsou také přednostně transportovány povrchovým a podpovrchovým odtokem, přičemž půdy s významným zastoupením hlinité a jílovité frakce jsou náchylnější k praskání a tím k vytváření preferenčních cest odtoku (Stamm a kol., 1998; Ulén a kol., 2001; Schelde a kol., 2006). Ztráta fosforu preferenčním prouděním především v půdách s vysokým obsahem jílu může být klíčová (Heckrath a kol., 1995; Ulén a Persson, 1999; Hodgkinson a kol., 2002), ale i v písčitých půdách je

možnost výskytu vysokých ztrát z důvodu nízké sorpční kapacity a vysoké hydraulické konduktivity (Sims a kol., 1998; Godlinski a kol., 2004).

Výživa rostlin

Závislost ztrát dusíku z povodí na intenzitě hnojení je předmětem rozporuplných diskuzí. Vagstad a kol. (2004) říká, že ze zemědělských pozemků je často vyplavováno velké množství nutrientů kvůli intenzivnímu hnojení, a to obzvláště v situacích kdy dávka hnojiv překračuje množství živin, které pěstované plodiny vyžadují. K podobným závěrům došel Liang a kol. (1991) při polním experimentu i Zakova a kol. (1993) v observační studii. Vinten a kol. (1994) vypořoval pouze malé rozdíly ve vyplavování dusíku drenážním systémem při různé intenzitě hnojení ($0-210 \text{ kg N ha}^{-1}$), kdežto Jaynes a kol. (2001) v jiném experimentu zjistil statisticky významné rozdíly v koncentracích a odnosech dusičnanů při různých hladinách hnojení. Tiemeyer a kol. (2006) potvrzuje hypotézu, že vyplavovaný dusík pochází z dlouhodobého zásobení půdy nutrienty, nikoliv ze současného hnojení. V jejich experimentálních povodích totiž ztráty dusíku z povodí neodpovídaly vypočteným bilancím živin ani intenzitě hnojení v tom samém, ale ani v následujícím roce a navíc se trvale snižující bilanční přebytky dusíku neprojevíly ve snižujících ztrátách dusíku.

Působení organicky vázaného dusíku v půdě je poněkud odlišné od anorganických forem dusíkatých hnojiv. Skořepová a kol. (1994) uvádí, že ztráty vyplavováním dusičnanů byly vyšší u pozemků hnojených pouze chlévskou mrvou, než tomu bylo u pozemků s aplikací pouze průmyslových hnojiv nebo průmyslových hnojiv společně s chlévskou mrvou.

Pro posouzení vlivu hnojení na vyplavování nutrientů nastalo ve střední a východní Evropě příhodné období kolem roku 1990, kdy došlo v řadě zemí k významným politickým změnám a v nově vzniklých socio-ekonomických podmínkách i k výrazným změnám v zemědělství (změna land use, snížení intenzity hnojení, atd.). Výsledky jsou však opět nejednoznačné. Zatímco Pekárová a Pekár (1996) uvádí, že koncentrace nutrientů v řece Ondava (Slovensko) poklesly po všeobecném a významném snížení minerálního hnojení a Loigu a Vasiljev (1997) a Mander a kol. (2000) prokázali klesající trendy koncentrací nutrientů v malých zemědělských povodích v Estonsku, tak Dzikiewicz (2000) v Polských řekách ani Tumas (2000) v Litevských klesající trendy neprokázali. Stálnacke a kol. (2003) vypořovali průkazný klesající trend pro dusík pouze u čtyř Lotyšských povodí z dvanácti, pro fosforečnany u šesti povodí. Iital a kol. (2005) prokázali

klesající trend pro celkový anorganický dusík u 20 z 22 sledovaných Estonských povodí, ale v případě celkového fosforu byla situace odlišná (2 klesající trendy a 2 stoupající). V České republice nebyly prokázány klesající trendy (dusíku ani fosforu) v řece Vltavě (Procházková a kol., 1996) ani Moravě (Beránková a Ungerman, 1996). Kvítek a kol. (2009) došli ve dvou různých oblastech České republiky (okres Pelhřimov a okres Český Krumlov) také k rozdílným závěrům. V okrese Český Krumlov, kde se po r. 1989 změnilo land use (zatravňování) a snížila se intenzita minerálního hnojení, došlo k významnému zlepšení (poklesu) koncentrací dusičnanů v povrchových vodách, kdežto v okrese Pelhřimov (pokles minerálního hnojení beze změny land use) nebyla zaznamenána žádná změna. Dle Stálnacke a kol. (1996) jsou pro nepřítomnost výrazných klesajících trendů dusičnanů po r. 1990 pravděpodobná dvě vysvětlení: (1) dlouhá doba zdržení vody ve sledovaných povodích způsobila zpoždění mezi změnou vstupů dusičnanů a jejich výstupů; a (2) vyplavování dusičnanů může být podmiňováno především mineralizací velkého množství organického dusíku naakumulovaného během předešlých let.

Při posuzování vlivu hnojení na vyplavování nutrientů je třeba brát v úvahu i způsoby aplikace hnojiv. Minerální i organická hnojiva aplikovaná na povrch půdy totiž mohou být podstatným zdrojem fosforu a dusíku v povrchových vodách, neboť při výskytu většího srážkového úhrnu před tím, než se tyto látky stačí stát součástí půdy, jsou vodou odnášeny pryč. Tento typ odnosu se nazývá příležitostný (incidental) a může být významný především na travních porostech, kde se hnojiva aplikují na povrch bez dalšího zapravení do půdy nebo kde jsou vysoké stavy pasoucího se dobytka (Haygarth a Jarvis, 2002).

Využití území (land use)

Je známo, že změny využití půdy ovlivňují jakost vod, ale je nutný dostatečný časový odstup, aby tyto změny jakosti vody mohly být vypořádány a prokázány (Meals a kol., 2010). V malých povodích (tj. menších než 250 ha) koncentrace dusičnanů v drenážních a podpovrchových vodách reagují na změnu land use v časovém horizontu 3-6 let (Jaynes a kol., 2004; Owens a kol., 2008). V podzemních vodách může být tento časový horizont díky rychlosti (resp. pomalosti) proudění v horninovém prostředí výrazně prodloužen a celková změna v jakosti podzemních vod se může projevit až za několik desetiletí (Schilling a kol., 2007; Tomer a Burkart, 2003).

Změny využití půdy a způsob obhospodařování mají největší vliv na biologické procesy transformace dusíku v půdě (Skořepová, 1998). Mnoha pozorováními byla

vysledována závislost mezi land use a průměrnou koncentrací dusíku ve vodách. Koncentrace rostou od lesních porostů přes louky a pastviny až po ornou půdu (Edwards a kol., 1990; Reynolds a Edwards, 1995; Hudson a kol., 1997; Lord a kol., 1999; Kvítek, 2001; Ruiz a kol., 2002; Kvítek a Doležal, 2003; Worrall a kol., 2003; Kvítek a kol., 2005). Vztah mezi land use a pozorovanými koncentracemi nutrientů byl popsán i v jiných pracích (Jones a kol., 2001; Sponseller a kol., 2001; Sonoda and Yeakley, 2007), kde jsou průměrné koncentrace dusíku nebo fosforu uvažovány (predikovány) jako funkce způsobu využití území (land use a land cover). K tomu Dodds a Oakes (2006) podotýkají, že koncentrace dusíku korelují s land use lépe než koncentrace fosforu.

Vyplavování dusičnanů je pod trvalým travním porostem průkazně nižší než pod ornou půdou (Njos, 1994). Travní porosty na rozdíl od orné půdy jsou schopny absorbovat větší dávky aplikovaného dusíku. Hlavním důvodem, proč se z luk vyplavuje relativně malé množství dusíku, je schopnost využít vyšší množství dusíku než orná půda, kdy tato schopnost je zachována po většinu roku (Whitehead, 1995). Kobes a kol. (2004) při pokusech v podhorské oblasti Šumavy vysledovali, že roční odběr dusíku se u různých jetelotravních směsí pohyboval většinou přes 200 kg N.ha⁻¹ (maximálně 363 kg N.ha⁻¹). Korsæth a kol. (2003) taktéž potvrzuje, že vyplavování dusičnanů je z trvalých travních porostů často nízké především díky dlouhému období odběru dusíku rostlinami v porovnání s ornou půdou. Heathwaite a kol. (1993) se zabývali pastvinami a tvrdí, že mohou absorbovat vyšší nitrátovou dávku (až 400 kg N.ha⁻¹), aniž nastane unikání dusíku. Je ale třeba brát v potaz přítomnost či nepřítomnost živého inventáře. Dle Addiscott a kol. (1991) totiž více než 80% veškerého dusíku konzumuje dobytek a je vracen do půdy v moči nebo tuhých výkalech, a to je dle Heathwaite a kol. (1990) vysoce účinný zdroj dusíkatého znečištění vod. Trvalé travní porosty mohou však být také velkým potenciálním zdrojem nitrátů, protože zorané trvalé pastviny mohou uvolnit téměř 4000 kg N.ha⁻¹ (přes 450 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹) z organické zásoby půdy (Whitmore a kol., 1992). Podobně Ulrich a Seifert (1979) upozorňují, že při zornění travních porostů se z konzumentů dusíku stanou výrazné zdroje znečištění – produkce dusičnanů je enormní.

Negativní (rostoucí) vliv zornění na koncentrace dusičnanů byl popsán několika autory (Neill, 1989; Thornton a Dise, 1998; Stoate a kol., 2001). Stejně tak Ferrier a kol. (2001), Iital a kol. (2005), Lexa (2006), Davies a Neal (2007), Fučík a kol. (2008) a Kvítek a kol. (2009) uvádí silnou korelaci mezi koncentracemi celkového anorganického dusíku resp. dusičnanů a podílem orné půdy v povodí. Jarvie a kol. (2008) dokládá, že orná půda ve dvou povodích v jižní Anglii má vliv na variabilitu a prostorové rozložení koncentrací

N-NO₃⁻ v povodí a udává více než 99% průkaznou korelaci mezi podílem orné půdy v povodí a mediánem koncentrací N-NO₃⁻, přičemž uvádí, že je to velmi pravděpodobně spojeno s prováděným hnojením na intenzivně využívané orné půdě.

Podobná situace je pravděpodobně i v případě fosforu, protože několik studií (např. Ekholm a kol., 2000 a Kronvang a kol., 2003) potvrdilo průkazný vztah mezi koncentracemi fosforu a procentem orné půdy v povodí. Ztráty fosforu z orných půd probíhají především erozními procesy a povrchovým a podpovrchovým odtokem (Sharpley a kol., 1994; Tumas, 2000; Tomer a kol., 2008), a proto mají na vyplavování vliv faktory jako sklon svahu, intenzita a trvání deště, osevnický postup, agrotechnika, půdní typ a množství, termín a způsob aplikace hnojiv. Množství fosforu vyplaveného v půdním výluhu je větší na orné půdě než na travních porostech (Meissner a kol., 1995), a proto se travní porosty zdají být méně náchylné ke ztrátám fosforu. Ovšem vzhledem k faktu, že jsou často situovány na strmých svazích a/nebo na těžkých, málo propustných půdách, a vzhledem ke způsobu aplikace hnojiv či přítomnosti živého dobytka mohou být taktéž podstatným zdrojem fosforu v povrchových vodách. Davies a Neal (2007) zjistili vzájemnou pozitivní vazbu mezi velikostí zastavěných ploch v povodí a koncentracemi (rozpuštěných) fosforečnanů ve vodě, kdežto vazba na rozlohu orných půd nebyla nalezena (resp. byla zanedbatelná). To autoři vysvětlují tím, že většina fosforečnanů v rámci zemědělského znečištění je v partikulární formě (která nebyla sledována). Podobně Ferrier a kol. (2001) uvádí, že koncentrace fosforečnanů jsou silně korelovány s urbanizovanými povodími ve Skotsku a navíc našel závislost mezi travními porosty a koncentracemi fosforečnanů, což připisuje intenzivnímu chovu dobytka a s tím spojenými problémy difúzního znečištění.

Na koloběh, transformace a následné vyplavování fosforu má vliv nejen využívání pozemku, ale i způsob hospodaření. U neoraných půd a trvalých travních porostů je fosfor akumulován v povrchové vrstvě půdy a na povrchu, zatímco při běžném způsobu zpracování půdy (mechanické promíchávání) dochází k větší distribuci fosforu do hloubky (Weil a kol., 1988; Simard a kol., 2000).

V rámci výzkumu vazby land use na jakost vod je sledována také otázka využívání dílčích území v povodí, které se odlišují různými faktory prostředí. Např. v České republice se využíváním zranitelných oblastí z hlediska kontaminace povrchových a podpovrchových vod (I. a II. kategorie infiltrační kapacity půd vymezené dle metodiky Janglová a kol. (2003)) zabývají Lexa (2006), Fučík a kol. (2008) a Kvítek a kol. (2009). Některé vědecké práce se zabývají též tzv. „riparian zones“ či „riparian buffers“ popř.

„riparian buffer zones“ čili „pobřežními“ či „břehovými“ oblastmi (buffery), jejich hospodářským využitím a vlivem na vyplavování nutrientů (Schipper a kol., 1991; Phillips a kol., 1993; Jordan a kol., 1997; Lowrance a kol., 1997; Ostrom a kol., 2002) a poznatky jsou shrnuty v literárním přehledu („review“) např. od Ranalli a Macalady (2010). Novotny (2003) udává, že byla naměřena účinnost těchto bufferů 50-75% při odstraňování celkového fosforu a při odstraňování celkového dusíku 80-90%. V měřítku celých povodí výsledky už tak slibné nejsou. Meals a Hopkins (2001) sledovali dvě zemědělská povodí, kde byly tyto buffer zóny plošně obnoveny, a došlo ke snížení odnosu celkového fosforu od 20 do 50%.

Odvodnění

Plochy v České republice odvodněné drenážními systémy, uváděné Zemědělskou vodohospodářskou správou k 1.1.1995, jsou 1 064 999 ha (Kulhavý a kol., 2007).

Různé studie ukázaly, že drenážní systémy mohou být hlavními mechanismy pro ztrátu (odnos) dusíku a vody z kořenové zóny (Bolton a kol., 1970; Drury a kol., 1993; Tan a kol., 1998). Podobně Borin a kol. (2000), Helwig a kol. (2002), Honisch a kol. (2002), Hirt a kol. (2005) a Schilling (2005) shledávají faktor zemědělského odvodnění v krajině jako obzvlášť významný pro zvýšené vyplavování zejména dusičnanového dusíku z půdy.

Dle Kvítka a Doležala (2003) vybudování drenážního systému (v rovině i ve svahu) způsobuje snížení hladiny podzemní vody, zkracuje období, po které je půda v zimě převlhčená, trvale činí stanoviště méně příznivým pro odbourávání dusičnanů – snižuje v aerobních podmínkách denitrifikaci, zvyšuje mineralizaci organické půdní hmoty a zvyšuje vyplavení dusičnanů, nejen po několik let po vybudování odvodnění. Kladivko a kol. (1999), Tomer a kol. (2003) a Tiemeyer a kol. (2006) konstatují, že drenáž zkracuje dobu zdržení vody v půdním profilu a tím pádem je významnou cestou nutrientů (zejména dusičnanů) do následujících povrchových vod. Například Behrendt a Bachor (1998) odhadují, že 47% dusíku a 12% fosforu odtékající z regionu Mecklenburg do Baltického moře jsou původem z drenážních systémů. Tumas (2000) došel k závěru, že většina dusíku z Litevských zemědělských povodí je vyplavována drenážními systémy (90-97%) a pouze 3-10% povrchovou vodou. K podobným výsledkům se dopracoval i Drury a kol. (1996), který tvrdí, že celková ztráta dusičnanů povrchovým odtokem činí pouze 8% z celkové ztráty dusičnanů drenážním systémem.

Bylo také zjištěno, že množství a časové rozložení drenážního odtoku a vyplavování dusíku drenážním systémem je ovlivněno pěstovanými plodinami, osevním

postupem, způsobem obdělávání půdy, půdními vlastnostmi, srážkami, obsahem půdní vody a ročními obdobími (Schwab a Fouss, 1967; Byrant a kol., 1987). Důležitým parametrem ovlivňujícím vyplavování nitrátů drenážními systémy je vegetační či nevegetační období. Dle Drury a kol. (1996), Tan a kol. (1998) a Tan a kol. (2002) se většina nitrátů vyplaví v průběhu mimovegetačního období (listopad – duben).

Vliv odvodnění na ztráty fosforu z povodí je předmětem rozporuplné diskuze, což bylo uveřejněno v literárních přehledech („review“) od Skaggs a kol. (1994) a Sims a kol. (1998). Na jednu stranu je odnos fosforu drenáží opomíjen či považován za nepodstatný, protože drenážní systém může zmírnit povrchový odtok a erozi (Spaling, 1994; Turtola a Paajanen, 1995) a na straně druhé byly odnosy fosforu drenážními vodami označeny za významné nebo byly dokonce identifikovány jako hlavní znečišťovatelé povrchových vod (Dils a Heathwaite, 1999a; Gelbrecht a kol., 2005; Gentry a kol., 2007; Billota a kol., 2008; Tomer a kol., 2008). Na možnost výskytu vysokých koncentrací fosforu v drenážních vodách s následnými eutrofizačními problémy poukazují i Turner a Haygarth (2000), Buczko a Kuchenbuch (2007) a Deasy a kol. (2009). Heathwaite a Dils (2000) uvádí, že při bouřkových událostech byla koncentrace fosforu v drenážním odtoku v průměru více než 6 krát vyšší v porovnání se základním odtokem.

Průtoky

Při analýze trendů koncentrací nutrientů je nutné zohlednit průtok, přestože korelace mezi koncentracemi a průtoky jsou někdy slabší (Stálnacke a kol., 2003). Vazba mezi průtoky a koncentracemi polutantů je využívána v rámci regresních metod pro odhad (nenaměřených) koncentrací tzv. „rating curve“ (Koch a Smillie, 1986; Ferguson, 1987). Tyto regresní metody nevyžadují rozsáhlá data, ale kvalita predikce závisí na míře korelace mezi průtoky a koncentracemi (Smith a Croke, 2005). Tato podmínka je často splněna pro partikulární fosfor a celkový fosfor, ale jen zřídka pro mobilní dusičnany (Robertson a Roerish, 1999; Vieux a Moreda, 2003). Podobně Quilbe a kol. (2006) podotýká, že tyto metody mohou přinášet dobré výsledky pro odhad celkového fosforu, pokud jsou průtoky a koncentrace silně korelovány pro široký rozsah hodnot průtoků.

U většiny půd pokrytých travními porosty je zdrojem plošného znečištění fosfor naakumulovaný v jejich horních vrstvách a fosfor obsažený v aplikovaných statkových hnojivech (Lazzarotto a kol., 2005). Fosfor je mobilizován a transportován z těchto horních (povrchových) vrstev převážně povrchovým odtokem a preferenčními cestami (podpovrchovým odtokem) do drenážních systémů (Sims a kol., 1998; Dils a Heathwaite,

1999b). Proto je dynamika fosforu v tocích odvodňujících malá zemědělská povodí silně ovlivněna bouřkovými událostmi, kdy koncentrace fosforu vzrůstají během těchto období s vysokým průtokem (Lazzarotto a kol., 2005). Podobně Sharpley a kol. (2008) konstatují, že odnos fosforu je v podstatě funkcí odtokových charakteristik, protože fosfor je vázán na sedimenty a vstupuje do povrchových vod zejména ve spojení s půdními částicemi splavovanými do vodotečí, jezer a rybníků (Royer a kol. 2006). Také Reddy a kol. (1999) uvádí, že v povodích bez bodových zdrojů znečištění souvisí koncentrace fosforu s koncentrací sedimentů v toku a Porterfield (1972) Gregory (1983) a Novotny (2003) dodávají, že koncentrace sedimentů v toku souvisí s průtokem. Haygarth a Jarvis (2002) doplňují, že významnou součástí odnosu fosforu prostřednictvím preferenčních cest (podpovrchový odtok) může být koloidní fosfor, což potvrzuje i Kretzschmar a kol. (1999) a Heathwaite a Dils (2000). Gächter a kol. (1996) ovšem píše, že velká variabilita koncentrací fosforu nemůže být vysvětlena pouze průtokem.

3.3.2 Vyplavování dusíku a fosforu podzemním odtokem

3.3.2.1 Složky odtoku a jejich geneze

Celkový odtok vody z povodí v závěrovém profilu se skládá z několika složek. Jednoduché rozdělení odtoku na jeho jednotlivé složky je následující:

- a) základní odtok - je dotovaný podzemní vodou,
- b) hypodermický odtok - podpovrchový odtok makropóry a preferenčními cestami,
- c) nasycený povrchový odtok - po povrchu málo propustných nebo dočasně nasycených půd, nebo z trvale nasycených zón v blízkosti vodních toků.

(ČSN 73 6530, 1983 - Názvosloví hydrologie)

Další používané dělení složek odtoku je podle rychlosti odezvy odtoku na příčinnou srážku na odtok přímý a základní. Rychlý odtok v průběhu srážky a v krátké době po skončení srážky se nazývá odtok přímý. Ten je tvořen především mělkým hypodermickým a nasyceným povrchovým odtokem. Navíc do kategorie přímého odtoku patří i hortonovský povrchový odtok, který vzniká po překročení infiltračních schopností půdy a povrchové retence (Kulhavý a Kovář, 2000; Naef a kol., 2002; Brutsaert, 2005). Základní odtok je ta část celkového odtoku vody, která se po skončení deště dostává do povrchových toků až po určitém čase a povrchový tok zásobuje i v období, kdy se

v povodí srážky nevyskytují (Hubačková, 2002). Je tvořen přítokem vody ze zvodnělých vrstev hornin, popř. z nasyceného pásma půdy do toků. Přímá složka odtoku je tedy odezvou na srážku nebo tání, zatímco základní složka je výslednicí dlouhodobé redistribuce podzemních vod (Kulhavý a kol., 2001).

3.3.2.2 Podzemní odtok

Podzemní voda proudí navzájem propojenými póry hornin, mikrotrhlinami mezi zrny substrátu a trhlinami větších rozměrů (Smith a Wheatcraft, 1993). Podzemní odtok je nepřetržitým přítokem vody do vodních toků a nádrží díky relativně pomalé rychlosti proudění podzemní vody a její dlouhé době zdržení ve zvodních. Tento přítok tedy v bezsrážkových obdobích zajišťuje minimální výšky hladin ve vodních nádržích a minimální průtoky ve vodních tocích (Serrano, 1997). Přítok podzemní vody do toku je v obecné rovině chápán jako základní odtok, který je odvozen některou z metod separace odtoku (Halford a Mayer, 2000).

3.3.2.3 Metody separace odtoku

Separace složek, dohromady tvořících celkový odtok vody z povodí v závěrovém profilu, je základním nástrojem hydrologie už po mnohá desetiletí. Metodami, jak separovat přímý odtok od odtoku základního, empiricky i hydrologicky zdůvodněnými, se zabývala již řada autorů (Kulhavý a kol., 2001).

Z domácích autorů sestrojili metody separace odtoku např. Kliner a Kněžek (1974), Doležal (Jain, 1997; Doležal a kol., 2003) a Kulhavý a kol. (2001). K separaci jednotlivých složek odtoku se používají také digitální filtry, mezi které řadíme např. metody dle Chapmana a Maxwella, Boughtona nebo Lyne a Hollicka (popis např. v Grayson a kol., 1996). Mezi další metody patří analýza poklesových větví (popsáno např. v Kněžek a Klessl, 2000), Killeho metoda (Kille, 1970), chemické metody pro separaci odtokových složek hydrogramu (Langbein a Dawdy (1976); Wels a kol. (1991); Pekárová a Pekár (1996)) a dále pak analýza obsahu přírodních izotopů ve srážkách, v půdní a podzemní vodě i v odtoku (Buttle, 1994; Frederickson a Criss, 1999; Uhlenbrook a Leibundgut,

2000). Možnost nové metody separace přímého odtoku v drenážních vodách pomocí kontinuálního měření teploty drenážní vody popsal také Zajíček a kol. (2008).

3.3.2.4 Koncentrace živin v základním odtoku

Kvalita podzemních vod je velmi variabilní a závisí na mnoha faktorech. Pomineme-li antropogenní zatížení, pak kvalitu podzemních vod ovlivňuje především složení horninového prostředí kolektoru a hloubka hladiny od povrchu půdy. Novotny (2003) uvádí, že voda v mělce zahloubené zvodni má nižší celkovou mineralizaci, avšak často vykazuje sezónní či dokonce denní výkyvy v koncentracích iontů a rozpuštěných látek, kdežto voda z hlubokých zvodní má vysoký obsah minerálních látek a skoro stálou jakost a teplotu.

Riziko transportu fosforu do podzemních vod a následné potenciální znečištění povrchových vod základním odtokem je obecně považováno za málo významné díky vysoké schopnosti vrchních půdních horizontů zachycovat mobilní fosfor v sorpčním půdním komplexu (Addiscott a Thomas, 2000). Nicméně již bylo zveřejněno několik studií dokládajících relativně vysoké koncentrace fosforu v podzemních vodách (např. Kilroy a Coxon, 2005; Holman a kol., 2008), což naznačuje, že podzemní vody by mohly být potenciálním zdrojem znečištění povrchových vod fosforem, za předpokladu, že ten nebude odstraněn cestou z rezervoáru podzemní vody do povrchového toku (Griffioen, 2006). Například ve Velké Británii není základním odtokem transportováno významné množství fosforu, protože přírodní geologické zdroje fosforu jsou vzácné a aplikovaný fosfor na půdu či do půdy je vyplavován prostřednictvím povrchového a podpovrchového („preferential flow“) odtoku (Heathwaite a Dils, 2000). V Nizozemí ovšem vysoká hladina podzemní vody a vysoké dávky aplikovaných hnojiv vytváří vysoké riziko transportu fosforu do podzemních vod (Breeuwsma a Reijerink, 1992).

Znečištění podzemních vod dusíkem je vyšší než v případě fosforu, což potvrzuje i Hooda a kol. (2000), který říká, že dusičnany jsou jednou z nejproblematictějších látek v podzemních (i povrchových) vodách. K tomu Wei a kol. (1993) a Hamilton a Helsel (1995) dodávají, že koncentrace dusičnanů v podzemní vodě klesají se zvyšující se hloubkou hladiny podzemní vody. Heathwaite a kol. (1996) uvádí, že obecný trend koncentrací dusičnanů v podzemních vodách v podstatě kopíruje situaci u povrchových vod, kdy koncentrace obecně rostou v průmyslově rozvinutých státech, a to především

v oblastech s obhospodařovanou ornou půdou. Například v Německu koncentrace dusičnanů v 5-10% vrtů překračuje limity stanovené Evropskou unií a koncentrace v intenzivně zemědělsky obdělávaných oblastech vrůstá průměrně o 1-2 mg N.l⁻¹ za rok.

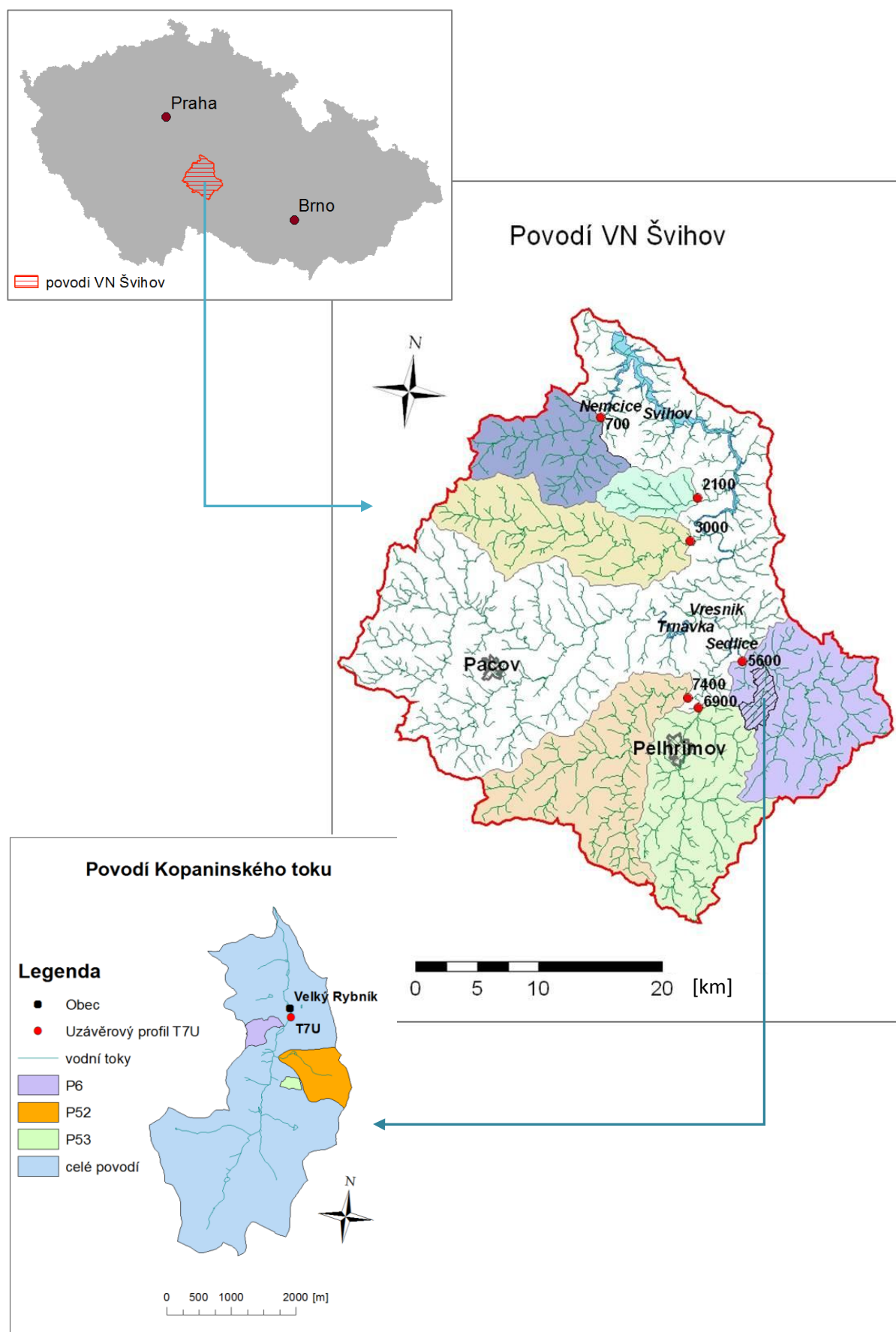
Výzkum zaměřený na kvantifikaci příspěvku podzemních vod k celkovému znečištění se uskutečňuje především v pobřežních oblastech moří a oceánů než na úrovni říčních systémů. V mnoha studiích je přitom podzemní voda označena jako hlavní zdroj znečištění pobřežních vod (Paerl, 1997; Wang a kol., 1999; Burnett a kol., 2001, 2003; Thorburn a kol., 2003; Ullman a kol., 2003; ArandaCirerol, 2006). V rámci výše zmíněného výzkumu ale již na povrchových vodotečích popisuje Rozemeijer a kol. (2010) výsledky zajímavého maloplošného pokusu, kdy na krátkém transektu výzkumného potoka bylo nainstalováno zařízení na přímé měření příspěvku podzemních vod a drenážních vod k celkovému odtoku resp. k celkovému znečištění vody v toku. V měřeném období tvořily drenážní vody 80% a podzemní vody 20% celkového odtoku, z celkového ročního odnosu dusičnanů má 91% dusičnanů původ v drenážních vodách a 9% v podzemních vodách, u fosforu je to pak 81% (drenážní vody) a 19% (podzemní voda), přičemž koncentrace dusičnanů i fosforu byly statisticky průkazně nižší u obou látek v podzemních vodách. V suchém období se ovšem tento poměr obrací a podzemní odtok se stává většinovým přispěvatelem vody i nutrietů, což potvrzuje i Rozemeijer a Broers (2007), kteří použili ve své studii separaci odtoku k sestavení koncepčního modelu. V rámci tohoto modelu pak predikují vyšší relativní příspěvek podzemních vod do toku a nižší koncentrace nutrietů v toku během suchých období. Výsledky separace odtoku, ovšem s odlišnými výsledky, použili v rámci jedné studie také Doležal a Kvítek (2004), kteří zjistili mírnou, ale statisticky signifikantní, pozitivní korelaci mezi koncentracemi dusičnanů a základním odtokem. Základní odtok poté ohodnotili jako druhého největšího přispěvatele dusičnanů do povrchového toku (prvním byl hypodermický odtok). To potvrzují i Schilling a Zhang (2004), kteří došli při výzkumu povodí ve státě Iowa k závěru, že dvě třetiny průměrného ročního odnosu dusičnanů v celkovém odtoku mají původ v základním odtoku, resp. v podzemní vodě. K tomu Schilling (2005) dodává, že stoupající podíl základního odtoku v odtoku celkovém i stoupající celkový objem základního odtoku v průběhu druhé poloviny 20. století ve státě Iowa přispěl ke stoupajícím koncentracím dusičnanů ve vodotečích, protože původ dusičnanů v tocích je převážně v podzemní a drenážní vodě. Problematikou dlouhodobé kvality vody základního odtoku se zabýval také Žlábek a kol. (2005), který vyzoroval rostoucí trend v koncentracích dusičnanů v obdobích základního

odtoku na experimentálním povodí Kopaninského toku na Českomoravské vrchovině, zatímco trend pro celkovou řadu koncentrací byl opačný.

4. MATERIÁL

Řešení všech částí této disertační práce probíhalo v rámci povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce, resp. v jeho různých subpovodích. Výběr byl koncipován tak, aby v něm byla zastoupena malá subpovodí do 1 km² (P6, P52, P53), střední do 10 km² (T7U) a velká subpovodí nad 10 km² (700, 2100, 3000, 5600, 6900, 7400), přičemž všechna tato subpovodí se nachází nad předřazenými nádržemi VN Švihov, které by významně ovlivnily sledované veličiny – odtoky vody, koncentrace a odnosy živin v povrchových tocích.

Subpovodí 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400 jsou dlouhodobě monitorována podnikem povodí Vltavy, s.p., který na těchto profilech provádí měření průtoků a jakosti vody. Povodí T7U (Kopaninský tok) a jeho subpovodí P6, P52 a P53 jsou pokusnými povodími Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v.v.i., která jsou sledována již od roku 1985. Přehled velikostí všech povodí včetně délek časových řad sledovaných veličin je součástí kapitoly 5.1 (tabulka 6) a lokalizace všech povodí analyzovaných v této disertační práci je na obrázku 5. Z obrázku je patrné, že v souboru vybraných povodí jsou přítomna také vnořená povodí – subpovodí P6, P52 a P53 jsou součástí povodí T7U, které je součástí povodí 5600.



Obr. 5: Lokalizace všech povodí analyzovaných v této disertační práci

4.1 Povodí VN Švihov na Želivce

Povodí toku Želivka zaujímá plochu 1188 km², z toho plocha vlastního povodí VN Švihov činí 1178 km². Vodárenská nádrž leží na říčním kilometru 4,29 řeky Želivky a jejich povodí jsou tak mírně odlišná. Základní charakteristiky povodí řeky Želivky jsou uvedeny v tabulce 2.

Tab. 2: Základní charakteristiky povodí řeky Želivky

Název toku	Želivka
Plocha povodí [km ²]	1188
Nadmořská výška [m n. m.]	320 - 765
Délka toku [km]	103,9
Průměrné roční srážky [mm]	669
Hydrologické pořadí	1-09-02-001
Nadřazené vodní toky	Sázava, Vltava, Labe
Orná půda [%]	47
Trvalé travní porosty [%]	11
Lesy [%]	27
Zastavěné plochy [%]	4
Odvodněné plochy [%]	12

Osou povodí VN Švihov je tok Želivka, v horní části bývá též nazývaná Hejlovka, kde se nachází profil 7400. V jižní části má hlavní pravostranné přítoky Bělou (na tomto toku je profil 6900) a Jankovský potok (profil 5600), ve střední části levostranný přítok Trnavu a přímo do vzdutí VN Švihov zleva přitékají Martinický potok (profil 3000), Blažejovický potok (profil 2100) a Sedlický potok (profil 700).

V rámci administrativního členění krajů leží cca tři čtvrtiny povodí Želivky v kraji Vysočina (76,7%), jedna pětina ve Středočeském kraji (18,5%) a zbylé území spravuje kraj Jihočeský (4,8%). Z kraje Vysočina zasahují do povodí Želivky okresy Pelhřimov (71,6%), Havlíčkův Brod (2,7%) a Jihlava (2,4%), ze Středočeského kraje okresy Benešov (17,6%) a Kutná Hora (0,9%) a z Jihočeského kraje pak okres Tábor (4,8%). Největším sídlem v povodí je Pelhřimov se zhruba 16,5 tisíci obyvateli a Pacov s 5,1 tisíci obyvateli. Z města Humpolec (10,9 tis. obyvatel) zasahují do povodí Želivky jen některé městské části.

Z hlediska geomorfologického členění (Demek, 1987) náleží povodí VN Švihov do subprovincie Česko-moravská soustava, oblastí Českomoravská vrchovina (celek Křemešnická vrchovina, podcelky Pacovská pahorkatina, Humpolecká vrchovina a Želivská pahorkatina) a pouze okrajově na severovýchodě Středočeská pahorkatina (celek Vlašimská pahorkatina, podcelek Mladovožická pahorkatina).

Podle hydrogeologické rajonizace ČR (Olmer a Kessel, 1990) je povodí VN Švihov součástí hydrogeologického rajónu 652 - Krystalinikum v povodí Sázavy. Horniny krystalinika mají sníženou puklinovou propustnost, která v dosahu zvětrávacích procesů závisí hlavně na charakteru zvětralin. Relativně lepší puklinovou propustnost mají granitoidy moldanubického plutonu vyskytující se v jižní části povodí.

Podle klimatického členění (Quitt, 1971) se naprostá většina povodí VN Švihov nachází v mírně teplých oblastech (MT3, MT5, MT7, MT9 a MT10) a pouze malá část v jihovýchodním okraji povodí zasahuje do chladné oblasti (CH7).

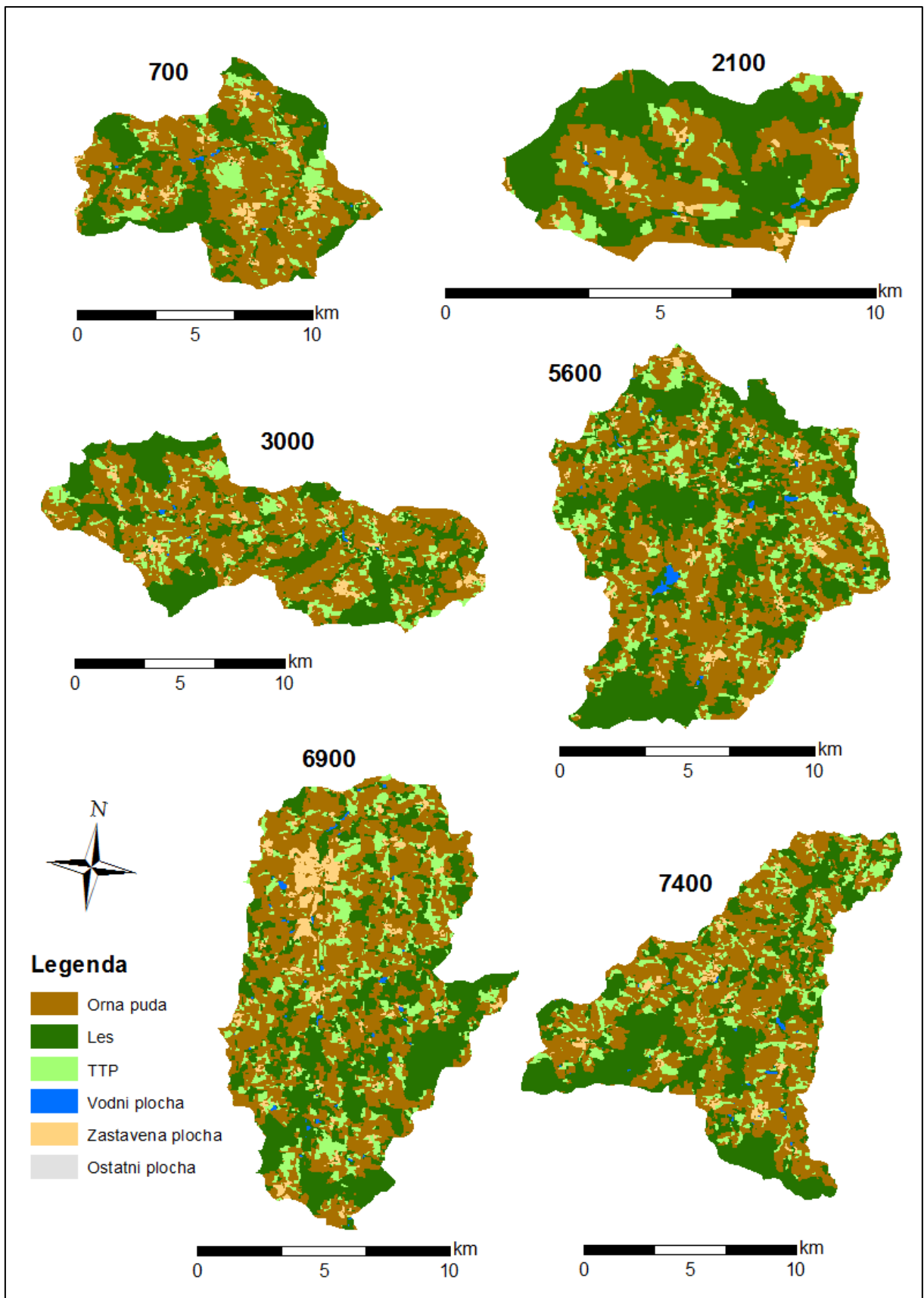
V povodí VN Švihov zabírají kambizemě 75,7 % plochy povodí, gleje 16,8 %, pseudogleje 5,1 % a fluvizemě 2,4 %. Obecně lze sledovat směrem od vyšších částí povodí k síti vodních toků tento posun: kambizem silně kyselá – kambizem kyselá – gleje – fluvizemě. V některých subpovodích (např. Kejtovský a Sedlický potok) se vyskytují i kambizemě typické. V povodí obecně dominují půdy hydrologické skupiny B s rychlostí infiltrace 0,08 – 2,5 mm/min.

4.2 Subpovodí VN Švihov na Želivce

Lokalizace subpovodí 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400 v rámci povodí VN Švihov je vyznačena na obrázku 5. Využití území jednotlivých subpovodí je zpracováno v tabulce 3 a v obrázku 6.

Tab. 3: Zastoupení jednotlivých kategorií využití území v subpovodích povodí VN Švihov

profil	orná půda	TTP	les	zastavěná plocha	vodní plochy	odvodnění
	[% z celkové výměry povodí]					
700	54	12	31	3,4	0,3	14
2100	41	8	48	2,4	0,3	18
3000	53	11	33	3,4	0,2	14
5600	44	13	39	2,6	0,7	11
6900	49	14	32	5,1	0,5	14
7400	48	13	36	2,5	0,4	17



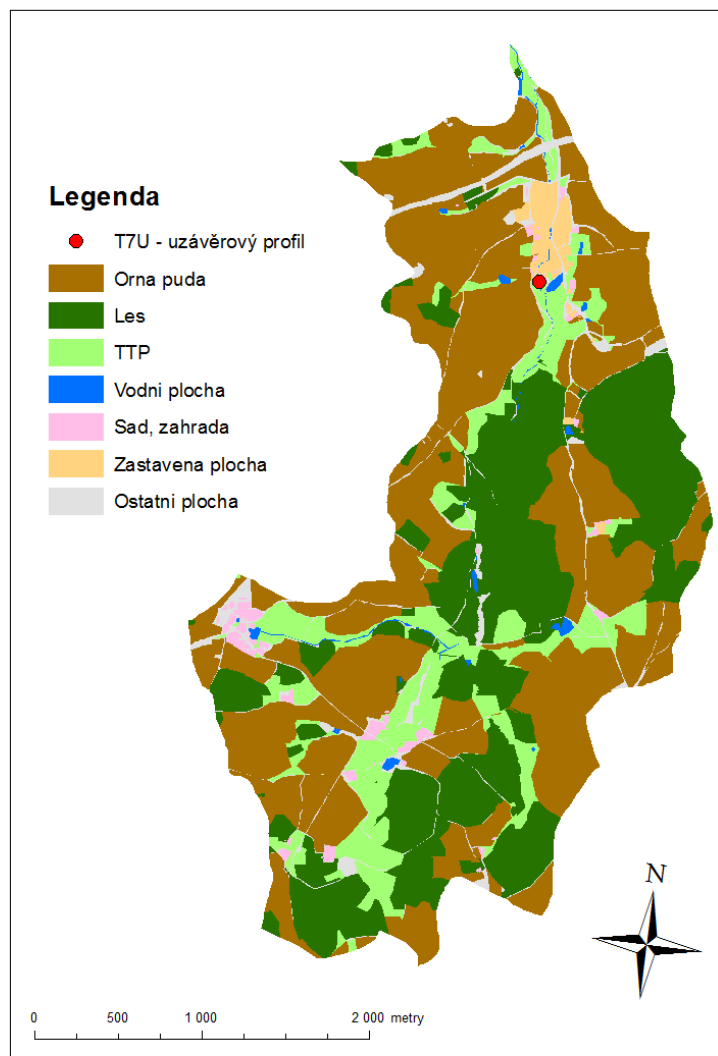
Obr. 6: Mapy jednotlivých kategorií využití území na subpovodí 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400

4.3 Povodí Kopaninského toku

Povodí Kopaninského toku je dílčí součástí (vnořené povodí) výše popsaného povodí 5600 (Jankovský potok) a zaujímá plochu 9,2 km². Profil T7U je situován na 1,4 ř. km Kopaninského toku (od soutoku s Jankovským potokem) a v této disertační práci je považován za uzávěr povodí Kopaninského toku. Profil T7U se nachází těsně před obcí Velký Rybník, díky čemuž nedochází k ovlivnění koncentrací živin a průtoků tímto sídelním útvarem. Základní charakteristiky povodí Kopaninského s uzávěrovým profilem T7U jsou uvedeny v tabulce 4 a mapa jednotlivých kategorií využití území na tomto povodí je na obrázku 7.

Tab. 4: Základní charakteristiky povodí Kopaninského toku (k uzávěru T7U)

Název toku	Kopaninský tok
Plocha povodí [km ²]	6,9
Nadmořská výška [m n. m.]	480 - 624
Délka toku [km]	4,5
Průměrné roční srážky [mm]	665
Hydrologické pořadí	1-09-02-031
Nadřazené vodní toky	Jankovský potok, Želivka, Sázava, Vltava, Labe
Orná půda [%]	45
Trvalé travní porosty [%]	13
Lesy [%]	36
Zastavěné plochy [%]	0,4
Vodní plochy [%]	0,5
Odvodněné plochy [%]	10



Obr. 7: Mapa jednotlivých kategorií využití území na povodí Kopaninského toku

Kopaninský tok je levostranným přítokem Jankovského potoka, který se vlévá do Želivky. Jeho povodí leží v okrese Pelhřimov, severovýchodně od tohoto města a nachází se zde obce Útěchovičky a Rybníček. Obec Velký Rybník je až za uzávěrem povodí T7U.

Podle geomorfologického členění (Demek, 1987) náleží povodí Kopaninského toku do subprovincie Česko-moravská soustava, oblasti Českomoravská vrchovina, celku Křemešnická vrchovina, podcelků Želivská pahorkatina a Humpolecká vrchovina, okrsků Košetická a Vyskytenská pahorkatina. Povodí je součástí hydrogeologického rajónu 652 - Krystalinikum v povodí Sázavy (Olmer a Kessel, 1990) a z hlediska klimatického členění (Quitt, 1971) se nachází v mírně teplé oblasti MT5. Srážkový úhrn se ve vegetačním období pohybuje v rozmezí 350 - 450 mm, v zimních měsících pak 250 - 300 mm. Z hlediska pedologických poměrů jsou v povodí Kopaninského toku nejzastoupenějšími

půdními typy kambizemě modální eu- až mezobazické, kambizemě oglejené až pseudogleje modální, pseudogleje glejové, gleje hydroeluviální, gleje povrchové a pseudogleje hydroeluviální.

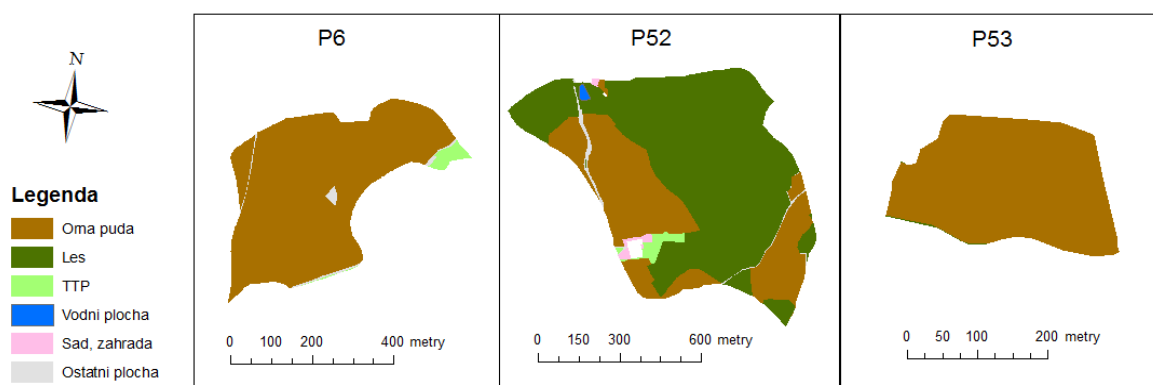
Zemědělská činnost v tomto povodí není orientována na živočišnou výrobu, ale spíše na rostlinnou výrobu s aplikací tradičních agrotechnických postupů. Zemědělský výrobní typ je bramborářsko-žitný, čemuž odpovídá zemědělská produkce v povodí – brambory, řepka olejka, obilniny (ozimá a jarní pšenice, jarní ječmen) a další.

4.4 Subpovodí Kopaninského toku

Lokalizace subpovodí P6, P52 a P53 v rámci povodí Kopaninského toku je znázorněna na obrázku 5. Subpovodí P6 má rozlohu cca 16 ha, subpovodí P53 cca 5 ha a naprostou většinu těchto povodí tvoří orná půda. Subpovodí P52 má rozlohu cca 65 ha, zhruba třetinu tvoří orná půda a dvě třetiny les. Profil P6 je umístěn za výstí drenážní soustavy, profil P52 je umístěn na pravostranném přítoku Kopaninského toku a profil P53 je drenážním profilem. Využití území jednotlivých subpovodí je zpracováno v tabulce 5 a v obrázku 8.

Tab. 5: Zastoupení jednotlivých kategorií využití území v subpovodích P6, P52 a P53

profil	orná půda	TTP	les	zastavěná plocha	vodní plochy	odvodnění
	[% z celkové výměry povodí]					
P6	96	2	0	0	0	62
P52	31	1	64	0,7	0,3	16
P53	99	0	1	0	0	92



Obr. 8: Mapy jednotlivých kategorií využití území na subpovodí P6, P52 a P53

5. METODY

Metodika řešení této disertační práce je rozdělena do dvou částí. První část prací je zaměřena na zpracování datových řad měřených koncentrací dusíku a fosforu na povodích III. řádu, IV. řádu a menších subpovodích. Jedná se o analýzu časových řad za použití klasických statistických metod a spektrální analýzy. Cílem této části prací je vyhodnocení trendů a periodicity v časových řadách.

Druhá část je zaměřena na kvantifikaci vlivu celkového odtoku i jeho jednotlivých složek na koncentrace a odnosy dusičnanového dusíku a celkového fosforu. V rámci této části byla provedena separace celkového odtoku na jeho složky různými metodami, ty pak byly mezi sebou porovnány a do následných analýz vstupovala vždy jedna vybraná metoda pro každou složku odtoku, která byla aplikována na všechna analyzovaná povodí. Následovalo vyhodnocení vlivu jednotlivých složek odtoku na koncentrace a odnosy dusíku a fosforu v celkovém odtoku. Vše bylo řešeno opět pomocí obecných statistických metod a spektrální analýzy.

Celá výsledková část této disertační práce je navíc provázána závěry o vlivu prostorového měřítka (tzv. „scale effect“ či „scale efekt“) na jednotlivé hodnocené parametry. Do analýz vstupovala povodí o různých velikostech (různých měřících), z nichž některá jsou vnořena do jiných a výsledky jsou komentovány i z tohoto pohledu. Záležitosti týkající se měřítek jsou řešeny především v oblasti biologie a ekologie (zejména krajinné ekologie) a bylo o nich publikováno již několik knih nebo alespoň kapitol (např. Schneider, 1994; Peterson a Parker, 1998, Turner a kol., 2001). Důležitost tohoto efektu komentoval Levin (1992), který prohlásil, že problematika převodu přírodních jevů mezi měřítky je klíčovou otázkou v biologii i ve všech odvětvích vědy obecně. V hydrologii se lze s tímto tématem setkat jen zřídka, většinou v oblasti hydrologického modelování procesů koloběhů vody. Problematikou velikosti měřítka se zabývali např. Finnerty a kol. (1997), Koren a kol. (1999) nebo Payraudeau a kol. (2003), kteří došli k závěru, že změnou prostorového kroku v modelu dojde ke změně některých modelových parametrů, a proto je nutná následná nová kalibrace celého modelu. Zohlednění a důležitost volby vhodného prostorového měřítka v hydrologickém modelování zmiňuje i Jeníček (2007).

5.1 Sběr dat

Na profilech 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400 probíhal odběr vzorků cca v měsíčním kroku, resp. 1 krát za 4 týdny a v akreditované laboratoři byly poté stanoveny hodnoty všech forem anorganického dusíku a celkového fosforu. Počátek vzorkování je u těchto profilů rozdílný (nejdéle od r. 1973, nejméně od r. 1993) a poslední vzorky vstupující do analýz této disertační práce jsou z prosince 2010. Profily T7U, P6 a P52 byly vzorkovány jedenkrát za měsíc v období VI.1992 – XII.1994 a posléze ve 14-ti denním kroku od I.1995 do X.2011 s následným stanovením dusičnanového dusíku v akreditované laboratoři. Na profilech P6, P52 a P53 bylo navíc v období XI.2008 – X.2011 použito kontinuálního monitoringu jakosti vod, kdy byl odebírán průměrný denní vzorek realizovaný pomocí automatických vzorkovačů ISCO 6712 formou slévání vzorků (odběr 6x denně po 150 ml). V akreditované laboratoři byla následně stanovována hodnota dusičnanového dusíku a celkového fosforu.

Hodnoty průměrných denních průtoků na odběrných profilech 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400 byly převzaty z databáze povodí Vltavy, s.p. Na profilu 700 průměrné denní průtoky vykazovaly často velmi vysokou denní variabilitu, která nekorespondovala s ostatními profily a která nebyla uspokojivě vysvětlena, proto byl tento profil vyřazen z analýz, kde vstupními daty byly denní průtoky. Střední denní průtoky na profilech T7U, P6, P52 a P53 byly získány na základě kontinuálního měření výšky hladiny ultrazvukovou či tlakovou sondou se záznamem v dataloggeru v desetiminutovém kroku s následným přepočtem dle odpovídajících rovnic přelivů.

Celkový přehled o časových řadách průtoků a koncentrací živin udává tabulka 6.

Tab. 6: Přehled analyzovaných profilů a jim příslušných délek časových řad

profil	rozloha [km ²]	délka časové řady			
		denní průtoky	konc. N _{anorg.}	konc. N-NO ₃ ⁻	konc. celk. P
700	72	I.96 - XII.10	III.80 - XII.10	III.80 - XII.10	III.80 - XII.10
2100	27	I.96 - XII.10	III.81 - XII.10	III.81 - XII.10	III.81 - XII.10
3000	112	I.96 - XII.10	III.73 - XII.10	III.73 - XII.10	I.77 - XII.10
5600	129	I.96 - XII.10	I.93 - XII.10	I.93 - XII.10	I.93 - XII.10
6900	130	I.96 - XII.10	I.93 - XII.10	I.93 - XII.10	I.93 - XII.10
7400	135	I.96 - XII.10	I.91 - XII.10	II.91 - XII.10	II.91 - XII.10
T7U	6,9	XI.03 - X.11	-	VI.92 - X.11	-
P6	0,16	XI.06 - X.11	-	VI.92 - X.11	XI.08 - X.11
P52	0,65	XI.06 - X.11	-	VI.92 - X.11	XI.08 - X.11
P53	0,05	XI.08 - X.11	-	XI.08 - X.11	XI.08 - X.11

5.2 Obecné statistické metody

Ke statistickému vyhodnocení bylo v této disertační práci použito klasické jednoduché lineární regrese a mnohonásobné regrese, obě založené na metodě nejmenších čtverců, dále pak korelační analýzy a analýzy variance (Anova). Pro test významnosti regrese byla použita analýza variance, pro test významnosti regresních koeficientů a parciálních regresních koeficientů byl použit t-test a průkaznost koeficientů korelace byla testována také t-testem, kdy testovací kritérium bylo spočítáno na základě následujícího vzorce:

$$t = |R| \frac{\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-R^2}}$$

kde: R je koeficient korelace

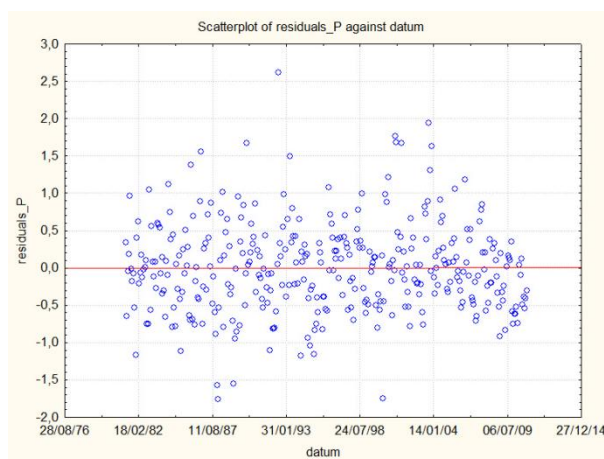
n je počet stupňů volnosti

Korelace je považována za průkaznou (signifikantní), pokud vypočtené statistické kritérium t je vyšší než kritická hodnota testového kritéria t se stejnými stupni volnosti a hladinou významnosti α .

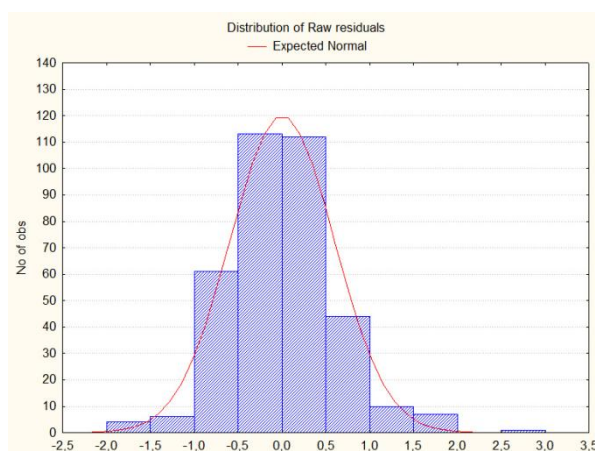
Před každou analýzou, příp. po provedené analýze, bylo vždy zkontrolováno splnění předpokladů použité metody. Při nesplnění předpokladů byla sjednána náprava dle možností - transformace dat, použití jiné metody, úprava testového kritéria a případně

i ponechání původní metody, pokud je tato metoda robustní vůči narušení předpokladů a toto narušení nebylo velké. Pro názornost bude dále uveden postup, jakým se ověřovalo splnění předpokladů regrese.

Po vytvoření každého regresního modelu následovala analýza reziduí (tj. predikovaná hodnota minus pozorovaná hodnota), aby odhalila případné nedostatky v předpokladech regrese. Rezidua musí být zkontrolována na normalitu, konstantnost rozptylu a linearitu vztahu (Helsel a Hirsch, 2002). Na obrázku 9 a 10 je ukázka kontroly reziduálů. Na obrázku 9 je ukázka grafu, kde byly vyneseny reziduály proti proměnné X (čas), za účelem kontroly linearitu vztahu a nezávislosti variance na hodnotě nezávisle proměnné). V ideálním případě by reziduály měly ležet v pásu kolem osy X. Na obrázku 10 je jeden z vytvořených reziduálních histogramů s proloženou křivkou normálního rozložení dat, za účelem kontroly normality.



Obr. 9: Závislost reziduálů na vysvětlující proměnné (čas)



Obr. 10: Reziduální histogram s křivkou normálního rozložení dat

V literatuře se často zmiňuje, že data o koncentracích živin ve vodě nemají normální rozdělení pravděpodobnosti. Například Helsel a Hirsch (2002) k tomu podotýkají, že vodohospodářská data se často odchyľují od normality (tj. normálního rozdělení pravděpodobnosti), protože data o koncentracích látek, odnosech i průtocích jsou často pozitivně zešikmená, neboť mají hodně pozorovaných hodnot blízko spodní hranice (často se blížící nule) a naproti tomu jen pár pozorovaných hodnot o řád či více řádů větších než jsou ona pozorování u spodní hranice. Pro vytvoření korektního regresního modelu je ovšem důležité, aby normální rozdělení dat měly reziduály, ne data o koncentracích, a proto byla prováděna reziduální analýza (viz. výše), aby byla napravena případně zjištěná „nenormalita“ dat. Při výskytu tohoto porušení předpokladů regrese byla použita logaritmická transformace dat. Provedená transformace pak zlepšila předpoklad normality dat (histogramy odpovídají normálnímu rozdělení oproti pozitivně šikmým rozdělením původních dat). Od formálních statistických testů na normalitu dat (např. chí kvadrát test, Kolmogorov-Smirnovův test či Shapiro-Wilksův test) bylo upuštěno. Dle Lepše (1996) totiž může při ověřování normality dojít k paradoxní situaci, kdy při malých výběrových souborech, kde narušení normality vadí, nejsme schopni nulovou hypotézu zamítnout (výběr je malý a test je tím pádem velmi slabý), což nás neoprávněně uklidní, zatímco při velkých souborech dat, kdy jsou statistické metody poměrně robustní k narušení normality, nulovou hypotézu zamítáme.

K výpočtům a grafickým výstupům bylo využito programů STATISTICA 10, MS Excel 2007 a R 2.14.1, v nichž jsou všechny výše zmíněné testy a metody implementovány.

5.3 Spektrální analýza časových řad

Spektrální analýza vychází z předpokladu, že časová řada je nekonečnou směsí sinusových a kosinusových křivek s různými frekvencemi a amplitudami (Kvasnička a Vašíček, 2001). Pomocí speciálních statistických nástrojů, jako je periodogram a spektrální hustota, je možné při spektrální analýze získat obraz o intenzitě zastoupení jednotlivých frekvencí v časové řadě (tj. o tzv. spektru řady), pomocí něj lze např. vytipovat frekvence, které jsou v dané řadě zastoupeny nejvýrazněji, a explicitně

odhadnout koeficienty periodických složek odpovídajících těmto frekvencím (Cipra, 1986).

Frekvence ω nějaké periodické funkce času (např. funkce sinus nebo kosinus) se v souvislosti s analýzou časových řad udává obvykle v radiánech za uvažovanou časovou jednotku (např. $\omega = \pi$, $\omega = \pi/2$, apod.), kterou je časový interval mezi dvěma sousedními pozorováními řady. V této disertační práci je časový interval roven jednomu měsíci (průměrné měsíční průtoky, koncentrace živin a jejich odnosy). Frekvence 2π znamená, že se uskuteční právě jeden z opakujících se cyklů dané funkce za uvažovanou časovou jednotku. Čím je frekvence funkce větší, tím častěji se v jejím průběhu střídají jednotlivé cykly. Převrácená hodnota $2\pi/\omega$ je pak tzv. délka periody, což je doba, během níž se uskuteční jeden cyklus. Za účelem zjišťování významných frekvencí v časové řadě byl Schusterem (1898) zkonstruován periodogram, jehož významná lokální maxima identifikují významné periody časové řady. Aby se předešlo subjektivitě při hodnocení period pouze na základě grafického znázornění (periodogram), bylo sestrojeno několik testů, pomocí nichž lze rozhodnout, jestli jsou některé hodnoty periodogramu významně velké. Nejznámější z nich jsou testy dle Fishera (1929) a Siegela (1980).

Kompletní teorii této metody popisuje např. Fuller (1996) nebo Priestley (2001), z českých autorů pak Anděl (1976).

K výpočtům a grafickým výstupům bylo opět využito programů STATISTICA 10, MS Excel 2007 a R 2.14.1, v nichž jsou všechny výše zmíněné testy a metody implementovány.

5.4 Metody separace odtoku

Pro splnění cílů jedné z částí této disertační práce musela být nejprve provedena separace celkového odtoku na jeho jednotlivé složky. K provedení tříložkové separace odtoku byla použita kombinace dvou metod. Jedna metoda pro separaci rychlé složky odtoku (přímý odtok = „direct runoff“), druhá metoda pro separaci pomalé složky (základní odtok = „baseflow“) a poslední složka odtoku (hlubší či pomalejší hypodermický odtok = „interflow“) pak byla vypočtena jako rozdíl mezi celkovým odtokem a pomalou a rychlou složkou odtoku.

Pro přesnou porovnatelnost výsledků byla zvolena jedna metoda pro separaci základního odtoku na všech řešených povodích a jedna metoda pro separaci přímého

odtoku na všech povodích. Použitím pouze jedné metody na všech povodích bylo zamezeno zhoršené interpretaci výsledků, protože v celkové variabilitě získaných hodnot se nemůže vyskytnout variabilita vzniklá použitím různých metodologických přístupů („metodologická variabilita“). Vzhledem k velkým rozdílům v měřících analyzovaných povodí byly použity pro oba typy separace digitální filtry, protože se nejedná o fyzikálně založené techniky separace odtoku a nejsou primárně omezené velikostí povodí ani typem odtoku (otevřený tok vs. drenážní odtok). Tyto filtry vycházejí z teorie analýzy signálu a separují celkový soustředěný odtok na rychlou složku a složku s pomalou odezvou. Základní odtok je tvořen stálým přítokem z podzemních vodonosných vrstev, a proto jsou dlouhé vlny ve frekvenčním spektru hydrogramu spojovány právě s tímto odtokem. Naproti tomu vysoké frekvence variability celkového odtoku jsou přisuzovány přítomnosti přímého odtoku. Výhodou těchto digitálních filtrů je, že jsou nenáročné na vstupní data, jsou uživatelsky jednoduché a dávají obdobné výsledky jako manuální techniky separace (Arnold a Allen, 1999). Přesnost použitých digitálních filtrů byla následně ověřena jinými výpočetními metodami.

Separace byla provedena na uzávěrových profilech povodí třech různých měřítek s různě dlouhými časovými řadami středních denních průtoků, což je patrné z tabulky 7. V případě profilu P53 ale nevstupovalo do separace celé období 3 hydrologických let, ale pouze 2,5 roku. Poslední půlrok z hydrologického roku 2011 byl vynechán pro častý výskyt nulových průtoků na tomto drenážním profilu, takže by analyzovaná řada byla nesouvislá a použití digitálního filtru pro separaci odtoku by bylo chybné.

Tab. 7: Přehled profilů a časových řad středních denních průtoků s provedenou separací odtoku

profil	rozloha [km²]	délka časové řady
2100	27	I.96 - XII.10
3000	112	I.96 - XII.10
5600	129	I.96 - XII.10
6900	130	I.96 - XII.10
7400	135	I.96 - XII.10
T7U	6,9	XI.03 - X.11
P6	0,16	XI.08 - X.11
P52	0,65	XI.08 - X.11
P53	0,05	XI.08 - X.11

Pro separaci základního odtoku byl použit tzv. Chapmanův digitální filtr (Chapman a Maxwell, 1996; Chapman, 1999), založený na následujících rovnicích:

$$Q_b(i) = \frac{k}{2-k} Q_b(i-1) + \frac{1-k}{2-k} Q(i)$$

$$Q_b(i) \leq Q(i)$$

kde: $Q_b(i)$ je průměrný denní průtok základního odtoku (baseflow) v i -tém dni

$Q(i)$ je průměrný denní celkový průtok v i -tém dni

k je bezrozměrná konstanta, která může být chápána obdobně jako poklesová konstanta hydrogramu

Parametr „ k “ pro profil T7U a jeho subpovodí P6, P52 a P53 byl nastaven na hodnotu $k = 0,99483$, což je v souladu s autory, kteří tuto metodu kalibrovali přímo na tomto území (Doležal a kol., 2003; Doležal a Kvítek, 2004; Žlábek, 2009). Kalibraci prováděli pomocí metod separace dle Klinera a Kněžka (1974) a dle Killeho (1970). Pro sledovaná subpovodí VN Švihov na Želivce, tzn. povodí 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400, byla použita stejná hodnota parametru „ k “ a výsledky byly následně ověřeny separací Killeho metodou (Kille, 1970).

Kille v roce 1970 navrhl metodu výpočtu základního odtoku založenou na předpokladu, že střední část čáry překročení minimálních měsíčních průtoků vymezuje hranici mezi základním odtokem a dalšími typy odtoku (přímý příp. hypodermický odtok). Nejdříve se vyberou nejnižší průměrné denní průtoky v jednotlivých měsících za nejméně desetileté období. Tyto vybrané minimální průtoky se pak seřadí sestupně a vynesou se v semilogaritmickém měřítku do grafu jako čára překročení. Přímá část čáry překročení lze pak proložit přímkou, pro kterou se lineární regresí spočítají parametry (směrnice a absolutní člen). Dopočtené (teoretické) hodnoty na této přímce jsou aproximovanými zlogaritmovanými hodnotami základního odtoku. Po přenesení této vyrovnávající přímky do lineárního zobrazení vznikne exponenciála, která vymezuje celkové množství základního odtoku. Následně vypočtený poměr základního odtoku k odtoku celkovému (příp. průměrného průtoky základního odtoku k průměrnému celkovému průtoky) sloužil k porovnání Killeho metody separace základního odtoku s digitálním filtrem dle Chapmana.

Pro separaci přímého odtoku byl použit RDF (recursive digital filter) digitální filtr s algoritmem dle Lyne a Hollicka (Lyne a Hollick, 1979; Grayson a kol., 1996), založený na následujících rovnicích:

$$Q_d(i) = \alpha Q_d(i-1) + (Q(i) - Q(i-1)) \frac{(1+\alpha)}{2}$$

$$Q_d(i) \geq 0$$

kde: $Q_d(i)$ je průměrný denní průtok přímého odtoku (direct runoff) v i -tém dni

$Q(i)$ je průměrný denní celkový průtok v i -tém dni

α je bezrozměrný parametr filtru

Parametr „ α “ byl nastaven na hodnotu $\alpha = 0,925$, což je hodnota, kterou navrhli Nathan a McMahon (1990) a Arnold a kol. (1995), kteří získali nejreálnější výsledky při rozmezí parametru α 0,90 - 0,95 s optimem při $\alpha = 0,925$. Kalibraci na denních datech prováděli tak, aby se výsledky co nejvíce podobaly výsledkům získaným manuálními technikami separace.

Pomalá složka odtoku $Q_b(i)$ je dopočítána jako $Q_b(i) = Q(i) - Q_d(i)$, kterou ale v tomto případě netvoří pouze základní odtok, neboť je v ní obsažen i pomalejší hypodermický odtok (interflow).

Při aplikaci tohoto digitálního filtru mohou být časové řady denních průtoků filtrovány ve třech krocích: dopředu, zpět a znovu dopředu. Při dopředných filtrech je používán vzorec uvedený výše, při zpětném filtru se místo $(i-1)$ dosadí $(i+1)$. V prvním kroku je za $Q(i)$ dosazen průměrný denní celkový průtok v i -tém dni, v druhém kroku je dosazen vypočtený základní odtok z prvního kroku a ve třetím kroku vypočtený základní odtok z druhého kroku. Tímto postupem se dosáhne vyhlazení výsledných časových řad průtoků přímého odtoku.

Další podmínkou použití tohoto filtru je nutnost omezení výstupů takovým způsobem, aby filtrovaná složka odtoku (přímý odtok) nemohla nabývat záporných hodnot a aby pomalá složka odtoku nebyla větší než celkový odtok ($Q_b(i) = Q(i)$ při $Q_d(i) = 0$).

Dosažené výsledky byly následně ověřeny separací přímého odtoku metodou GROUND (Jain, 1997; Doležal a kol., 2003), která vznikla za účelem separace přímého a základního odtoku z malého povodí. Jde o jednoduchý konceptuální model, jehož jediným vstupem je hydrogram, resp. časová řada průtoků či odtoků (nejčastěji

průměrných denních, ale možno i v jiných konstantních časových krocích). Doležal a Kvítek (2004) uvádějí, že model GROUND je založen na předpokladu, že pomalá složka odtoku reaguje se zpožděním (typicky jeden den) oproti počátku změny (růstu) celkového odtoku při srážko-odtokové události. Rychlost této reakce je určena bezrozměrným parametrem C , který představuje počáteční poměr mezi velikostí zvýšení celkového odtoku a velikostí zvýšení pomalé složky odtoku (tzv. koeficient přírůstku základního odtoku). Ten se postupně mění v závislosti na tvaru hydrogramu celkového odtoku (konvexní vs. konkávní) a času. Algoritmus je nastaven tak, že objem pomalé složky odtoku přestane růst, pokud dosáhne velikosti celkového odtoku, příp. (za jistých okolností) o časový krok dříve. Kompletní metodika modelu GROUND je explicitně popsána v Kulhavý a kol. (2001). Z této práce byla také převzata hodnota parametru C ($C = 0,075$), která byla použita pro všechna analyzovaná povodí.

Metoda GROUND je vhodná spíše pro separaci rychlé složky odtoku z odtoku celkového než pro separaci pomalé složky z odtoku celkového. Důvodem je princip této metody, který je založen na reakci obou separovaných složek odtoku (rychlé i pomalé) na příčinnou srážku, přičemž samotný základní odtok nemá (nemusí mít) okamžitou reakci na tuto srážku. Reakce pomalé složky odtoku je tedy zřejmě způsobena přítomností hypodermického odtoku, což znamená, že se odseparovaná pomalá složka odtoku skládá ze základního odtoku i pomalejšího hypodermického odtoku. A to je obdobné složení pomalé a rychlé složky odtoku, jaké získáme pomocí RDF filtru dle Lyne a Hollicka, který je s metodou GROUND ve výsledkové části této práce porovnáván.

6. VÝSLEDKY A DISKUZE

6.1 Analýza časových řad koncentrací dusíku a fosforu

6.1.1 Analýza přítomnosti trendů v časových řadách

Do trendové analýzy vstupovaly nejdříve dlouhé časové řady koncentrací anorganického dusíku a celkového fosforu na 6 odběrových profilech povodí Vltavy, s.p. (700, 2100, 3000, 5600, 6900, 7400), které náleží do povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce. Tyto časové řady byly nejprve rozděleny na úseky s homogenním trendem a následně byly tyto časové úseky hodnoceny pomocí prosté lineární regrese Y (koncentrace) na T (čas), která je jedním z testů na přítomnost trendu v datech (Helsel a Hirsch, 2002).

Vzhledem k délce časových řad na některých povodích existoval předpoklad změny ve vývoji koncentrací (tzn. změny trendu) z důvodů socio-ekonomických změn v návaznosti na politickou změnu v roce 1989 (změna ve využití území mezi roky 1990 a 2001 je uvedena v tabulce 8). Bylo tedy nutné najít okamžik, ve kterém došlo k této změně, pokud k ní vůbec došlo. Z hlediska věcně logického (tzn. podle věcné podstaty zkoumané závislosti) bylo předpokládáno „chování“ koncentrací nutrientů v čase vyjádřené pomocí přímky nebo paraboly. Nejprve bylo proloženo korelační pole (koncentrace v čase) příslušnými funkcemi dle metody nejmenších čtverců a následně byla otestována průkaznost těchto regresních modelů na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. V případě průkaznosti obou modelů byl vybrán jako lépe vystihující danou situaci ten model, který vykazoval vyšší procento vysvětlené variability (tj. vyšší hodnota koeficientu, resp. indexu determinace). V tabulce 9 je přehled všech statisticky průkazných regresních modelů popisujících trend ve vývoji koncentrací anorganického dusíku, kdy zvýrazněny jsou ty modely, které vysvětlují více variability. Tabulka 10 je pak analogicky vytvořena pro celkový fosfor.

Tab. 8: Přehled zastoupení jednotlivých kategorií využití území v letech 1990 a 2001

povodí	orná půda [%]			TTP [%]			les [%]		
	1990	2001	rozdíl	1990	2001	rozdíl	1990	2001	rozdíl
700	55,8	54,1	-1,7	13,2	11,5	-1,7	27,2	30,6	3,4
2100	45,4	41,4	-4,0	8,4	8,0	-0,4	43,6	48,0	4,4
3000	51,3	52,5	1,2	16,5	11,2	-5,3	28,6	32,7	4,1
5600	48,0	44,3	-3,7	16,8	13,2	-3,6	32,0	39,2	7,2
6900	52,4	48,6	-3,8	16,8	13,6	-3,2	25,4	32,2	6,8
7400	48,5	47,7	-0,8	17,6	13,0	-4,6	31,0	36,4	5,4

Tab. 9: Statisticky průkazné regresní modely popisující trend ve vývoji koncentrací anorganického dusíku (p – dosažená hladina významnosti)

povodí	živina	proložení	p
700	N _{anorg}	parabola	0,0310
2100	N _{anorg}	přímka	0,0001
		parabola	0,0003
3000	N _{anorg}	přímka	0,0394
		parabola	<10 ⁻⁶
5600	N _{anorg}	přímka	0,0036
		parabola	0,0038
6900	N _{anorg}	přímka	0,0157
		parabola	0,0172
7400	N _{anorg}	přímka	0,0373
		parabola	0,0166

Tab. 10: Statisticky průkazné regresní modely popisující trend ve vývoji koncentrací celkového fosforu (p – dosažená hladina významnosti)

povodí	živina	proložení	p
700	P _{celk}	přímka	0,0340
2100	P _{celk}	přímka	<10 ⁻⁶
		parabola	<10 ⁻⁶
3000	P _{celk}	přímka	0,0007
		parabola	<10 ⁻⁶
5600	P _{celk}	přímka	0,0405
		parabola	0,0369
6900	P _{celk}	přímka	<10 ⁻⁶
		parabola	<10 ⁻⁶
7400	P _{celk}	přímka	<10 ⁻⁶
		parabola	<10 ⁻⁶

Z tabulky 9 a 10 je patrné, že vhodnějším modelem pro popis trendu je ve většině případů polynomická regrese 2. stupně. Derivací vypočtené kvadratické funkce byl proto vyhledán bod, pro který platí, že jeho derivace je rovná nule: $f'(x)=0$. Tento bod je maximum či minimum funkce a jedná se tedy o jakýsi „bod zvratu“ či „bod změny“ chování koncentrací v čase. Dá se pak říci, že tento „bod zvratu“ rozděluje časové řady na dva úseky s odlišnými trendy, které mohou být následně charakterizovány prostou lineární regresí.

Pokud se vypočtený „bod zvratu“ nacházel mimo hodnocenou časovou řadu, tzn. parabola byla na celém sledovaném časovém intervalu klesající či rostoucí funkcí (nebylo přítomno maximum ani minimum funkce), byl trend hodnocen pomocí prosté lineární regrese (pokud byla statisticky průkazná na hladině významnosti $\alpha = 0,05$). Výjimkou bylo povodí 7400, kdy byla vybrána prostá lineární regrese jako lépe vysvětlující model trendu anorganického dusíku i celkového fosforu, přestože polynomická regrese 2. stupně vysvětlovala více variability a vypočtený „bod zvratu“ se nacházel v hodnoceném časovém intervalu. Důvodem byl statisticky neprůkazný výsledek „testu dvou úseků“ (viz. níže) na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

„Testem dvou úseků“, což je upravená metoda lineární regrese, byla kontrolována oprávněnost výše popsaného způsobu rozdělení časových řad. Používá se k hodnocení zvrácení trendů, pokud lze předpokládat, že časové řady lze vysvětlit dvěma lineárními trendy se změnou v gradientu trendu uvnitř časového intervalu (Grath a kol., 2001). Tento test se skládá ze tří kroků: (1) příslušný časový interval se rozdělí do dvou časových úseků a provede se odhad příslušných regresních křivek; (2) optimalizuje se volba časových úseků s ohledem na proložení výsledného modelu; (3) pomocí statistického testu se zkontroluje, zda je model dvou úseků významně lepší než model jednoduché lineární regrese. Tuto metodu přehledně popisuje např. Grath a kol. (2001) nebo McDowell a Sharpley (2001a) a byla použita v řadě hydrologických studií o kvalitě vod (např. McDowell a Sharpley, 2001b nebo Visser a kol., 2007).

Na základě výše zmíněného postupu byly časové řady koncentrací anorganického dusíku a celkového fosforu na šesti odběrových profilech povodí Vltavy, s.p., náležících do povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce rozděleny na úseky s homogenním trendem. V tabulce 11 a 12 jsou ukázány trendově homogenní časové úseky s vyznačeným trendem pro koncentrace anorganického dusíku. Rozdělení do dvou tabulek bylo nutné z důvodu výskytu bodu zvratu jen v některých povodích (v ostatních povodích byl trend

homogenní v celé hodnocené časové řadě). Tabulky 13 a 14 jsou pak analogicky vytvořeny pro celkový fosfor.

Tab. 11: Trendově homogenní časové úseky s „bodem zvratu“ pro koncentrace anorg. dusíku

povodí	živina	počátek časové řady	trend do bodu zvratu	bod zvratu	trend po bodu zvratu	konec časové řady
700	N _{anorg}	III.80	↗	VIII.96	↘	XII.10
3000	N _{anorg}	III.73	↗	IV.94	↘	XII.10

Tab. 12: Trendově homogenní časové úseky bez „bodu zvratu“ pro koncentrace anorg. dusíku

povodí	živina	počátek časové řady	trend	konec časové řady
2100	N _{anorg}	III.81	↗	XII.10
5600	N _{anorg}	I.93	↘	XII.10
6900	N _{anorg}	I.93	↘	XII.10
7400	N _{anorg}	II.91	↘	XII.10

Tab. 13: Trendově homogenní časové úseky s „bodem zvratu“ pro koncentrace celk. fosforu

povodí	živina	počátek časové řady	trend do bodu zvratu	bod zvratu	trend po bodu zvratu	konec časové řady
2100	P _{celk}	III.81	↗	XII.84	↘	XII.10
3000	P _{celk}	I.77	↗	XII.89	↘	XII.10

Tab. 14: Trendově homogenní časové úseky bez „bodu zvratu“ pro koncentrace celk. fosforu

povodí	živina	počátek časové řady	trend	konec časové řady
700	P _{celk}	III.80	↘	XII.10
5600	P _{celk}	I.93	↘	XII.10
6900	P _{celk}	I.93	↘	XII.10
7400	P _{celk}	II.91	↘	XII.10

Vývoj koncentrací anorg. dusíku v čase je ve většině případů nepřekvapující. Povodí monitorovaná od 90-tých let (5600, 6900 a 7400) vykazují po celou dobu klesající trend, byť velmi pozvolný (příslušné regresní koeficienty se u všech tří povodí pohybují okolo hodnoty - 0,0002), který koresponduje se zmírněním intenzity zemědělské činnosti

po roce 1989 a se zaváděním opatření na zlepšení jakosti vody v pásmech hygienické ochrany (nyní ochranných pásem vodních zdrojů). U povodí monitorovaných v delším časovém období (700 a 3000) je situace podobná v tom smyslu, že od poloviny devadesátých let lze taktéž vysledovat mírný klesající trend, přičemž před tímto obdobím byl trend rostoucí patrně vlivem vyšší intenzity zemědělské činnosti a větší rozlohy orné půdy, vyšším výskytem bodových zdrojů znečištění, apod. „Body zvratu“ se v těchto časových řadách objevují po cca 5 až 7 letech od politické změny v roce 1989, což značí podobnou délku „reakce“ povodí na nastalé změny z hlediska koncentrací anorg. dusíku v povrchových vodách. Zajímavé je srovnání rychlostí „reakce“ povodí na změny z hlediska koncentrací dusíku a celkového fosforu ve vodách, kdy u povodí 3000 nastal bod zvratu o 5 let dříve u fosforu než u anorganického dusíku.

Překvapující je vývoj koncentrací anorganického dusíku na povodí 2100, kdy od počátku 80-tých let až do současnosti je prokazatelný rostoucí trend. Vhodnějším modelem pro popis trendu je v tomto případě polynomická regrese 2. stupně (viz. tabulka 9), u které vypočtený bod zvratu nastane v listopadu 2011 (za předpokladu podobného vývoje dat jako doposud). Rychlost zvyšování koncentrací v čase se tedy snižuje a obrat ve vývoji by měl nastat v současné době. To ovšem značí velmi dlouhou „reakční dobu“ na proběhlé změny v povodí.

Vývoj koncentrací celkového fosforu je odlišný od vývoje anorganického dusíku, protože ke změně trendu (z rostoucího na klesající) došlo o dost dříve. Povodí monitorovaná od 90-tých let (5600, 6900 a 7400) vykazují po celou dobu klesající trend, stejně jako tomu je u anorganického dusíku, ale překvapivě i u povodí 700, které je monitorováno už od počátku 80-tých let, je po celou dobu průkazný klesající trend. U povodí 2100 a 3000 navíc došlo ke změně trendu už v roce 1984 resp. 1989. To by mohlo znamenat, že v povodích VN Švihov na Želivce proběhly změny směřující k nižšímu zatížení povrchových vod fosforem na konci 70-tých či počátkem 80-tých let 20. století (vezmeme-li v úvahu neurčitě dlouhou „reakční dobu“ povodí na změny).

Langhammer (2010) se zabýval vývojem jakosti vody v povodí Labe po roce 1989 a konstatuje, že v uzávěru velkých povodí se indikátory odrážející znečištění z plošných či smíšených zdrojů (plošné, městské, průmyslové), jako jsou např. dusičnany a celkový fosfor, v devadesátých letech mírně zlepšily (z publikovaného grafu je patrné, že se koncentrace dusičnanů zvyšovaly přibližně do roku 1992, kdy došlo k obratu a následnému mírnému poklesu). Naopak klesající trendy (dusíku ani fosforu) po roce 1990 nebyly v České republice prokázány Procházkovou a kol. (1996) v řece Vltavě (zřejmě kvůli

krátké časové řadě po roce 1990) ani Beránkovou a Ungerem (1996) v řece Moravě. Případné zlepšení jakosti vody po roce 1989 ve velkých povodích je přičítáno hlavně vybudování čistíren odpadních vod v obcích i průmyslových závodech a snížením vypouštěného množství odpadních vod, přičemž plošné zdroje znečištění zůstávají i nadále vážným problémem (Langhammer, 2010; Krysanova a kol., 2006).

Výsledky ze střední a východní Evropy, kde došlo kolem roku 1990 v řadě zemí k významným politickým změnám podobně jako v České republice, také nejsou jednoznačné. Zatímco v řece Ondavě na Slovensku koncentrace nutrientů poklesly (Pekárová a Pekár, 1996), tak v Polských řekách (Dzikiewicz, 2000) ani v Litevských řekách (Tumas, 2000) nebyly klesající trendy prokázány. Stálnacke a kol. (2003) vyzorovali průkazný klesající trend pro dusík pouze u čtyř Lotyšských povodí z dvanácti a pro fosforečnany u šesti povodí. Iital a kol. (2005) prokázali celkový klesající trend anorganického dusíku v Estonských povodích, ale celkový fosfor měl klesající trend jen ve dvou povodích (u dvou povodí byl trend stoupající).

Časový nesoulad ve změně trendu koncentrací celkového fosforu a anorganického dusíku pozorovaný v povodí VN Švihov na Želivce lze rozpoznat také z grafů publikovaných Krysanovou a kol. (2006), kde v povodí řeky Warty v Polsku nastal obrat k lepšímu ve vývoji koncentrací taktéž dříve u fosforu než u dusičnanů. Vysvětlení (za předpokladu podobného vývoje v České republice, Polsku a východním Německu) by mohl podat graf publikovaný Bachem a kol. (1998), kde bilanční přebytky fosforu ve východním Německu stoupaly od 50-tých let minulého století až do konce let 70-tých, kdy začal postupný pokles. Naproti tomu bilanční přebytky dusíku trvale rostly až do konce let 80-tých.

Stejná regresní analýza jako v případě anorganického dusíku byla provedena i pro dusík dusičnanový, a to z toho důvodu, aby se mohly výsledky porovnat s výsledky analýz provedených na povodích menších měřítek (T7U, P6 a P52), kde jsou k dispozici pouze rozborů dusičnanového dusíku. Trendy časových řad koncentrací dusičnanového dusíku i body zvratu jsou prakticky totožné s výsledky pro celkový anorganický dusík, až na jednu výjimku. Tou je povodí 6900, kde není průkazný v období I.1993 – XII.2010 žádný trend (rostoucí ani klesající) a tím pádem není přítomen ani žádný bod zvratu. Toto povodí je odlišné od ostatních zejména přítomností většího sídelního útvaru (město Pelhřimov), čímž dochází k většímu antropogennímu zatížení (splaškové odpadní vody, průmyslové odpadní vody, kalové vody z anaerobní stabilizace čistírenských kalů, apod.), což se projevuje

ve zvýšených koncentracích především amoniakálního dusíku (Pitter, 2009). To se ukázalo při stanovení procentuálního podílu amoniakálního dusíku v celkovém anorganickém dusíku ve všech povodích v celé délce dostupných časových řad koncentrací. V povodí 6900 byl podíl N-NH_4^+ mírně přes 20%, kdežto u povodí 700, 2100, 3000, 5600 a 7400 se tento podíl pohyboval od 1% do 5%. To také vysvětluje, proč je trendové chování celkového anorganického dusíku a dusičnanového dusíku u povodí 700, 2100, 3000, 5600 a 7400 identické.

Regresní analýza koncentrací N-NO_3^- podle stejné metodiky byla provedena i pro povodí T7U, P6 a P52, jejíž výsledky jsou zpracovány v tabulce 15. Časové řady koncentrací celkového fosforu byly buď příliš krátké, nebo nebyly k dispozici vůbec (viz. tabulka 6), a proto nebyla analýza trendů P_{celk} u těchto povodí provedena.

Tab. 15: Trendově homogenní časové úseky s „bodem zvratu“ pro koncentrace N-NO_3^-

povodí	živina	počátek časové řady	trend do bodu zvratu	bod zvratu	trend po bodu zvratu	konec časové řady
T7U	N-NO_3^-	VI.92	↗	VIII.05	↘	X.11
P6	N-NO_3^-	VI.92	↘	V.97	↗	X.11
P52	N-NO_3^-	VI.92	↗	-	↗	X.11

U povodí T7U je vhodnějším modelem pro popis trendu polynomičká regrese 2. stupně s bodem zvratu v srpnu roku 2005. Na rozdíl od povodí velkých měřítek, která měla od poloviny 90-tých let trendy koncentrací N-NO_3^- klesající (mimo povodí 2100 a 6900), má toto povodí rostoucí trend od r. 1992 až do r. 2005, a teprve potom následuje obrat ke klesajícím koncentracím. Ještě více znepokojující jsou trendy koncentrací dusičnanového dusíku u malých povodí P6 a P52. V období 1992 – 1997 vykazovaly koncentrace N-NO_3^- v povodí P6 klesající trend, pak ale došlo k obratu a v následujících letech je trend naopak rostoucí. Koncentrace N-NO_3^- na povodí P52 má průkazný rostoucí lineární trend dokonce v celém časovém úseku 1992 – 2009. Je tedy patrné, že vývoj zatížení povrchových vod živinami v malých povodích VN Švihov na Želivce není tak jednoznačně pozitivní, jak se jeví u povodí velkých měřítek a nelze se spoléhat na to, že zavedená opatření na zlepšení jakosti vody fungují a není již zapotřebí se tím nadále zabývat.

Obdobné závěry publikuje Langhammer (2010), který zjistil podstatné rozdíly v trendech koncentrací dusičnanů v závislosti na velikosti povodí. Ve velkých povodích

dokumentuje mírný dlouhodobý pokles v koncentracích po roce 1989, zatímco v malých povodích je často patrný neměnný rostoucí trend v celém období 1970 - 2006. To potvrzuje i Rosendorf a Prchalová (1999), kteří nezjistili u koncentrací dusičnanů pocházejících z plošných zdrojů znečištění žádnou pozitivní změnu po roce 1990. Kvítek a kol. (2009) došli u množství malých povodí ve dvou různých oblastech České republiky k rozdílným závěrům – v povodích okresu Český Krumlov (změna land use – zatravnění) došlo po roce 1990 k poklesu koncentrací dusičnanů v povrchových vodách, kdežto v povodích okresu Pelhřimov (beze změny land use) nebyla změna zaznamenána. V jiné postkomunistické zemi (Estonsko) v malých zemědělských povodích prokázali Loigu a Vasiljev (1997) a Mander a kol. (2000) klesající trendy koncentrací nutrientů.

6.1.2 Analýza periodicity v časových řadách

K testování přítomnosti periodicity (cykličnosti) v časových řadách koncentrací dusičnanového dusíku a celkového fosforu byla použita spektrální analýza. Vzhledem k délce časových řad hodnocených veličin (viz. tabulka 6) se koncentrace N-NO_3^- analyzovaly na povodích 700, 2100, 3000, 5600, 6900, 7400, T7U, P6, P52 a koncentrace P_{celk} jen na povodích 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400.

Důležitým předpokladem pro použití spektrální analýzy je mít časovou řadu očištěnou od trendu, a proto do analýz vstupovaly časové řady koncentrací živin s již odfiltrovanou trendovou složkou. Trendová analýza byla provedena v kapitole 6.1.1, přičemž se ukázalo, že na mnoha povodích se lineární trend v průběhu času mění (je přítomen „bod zvratu“). Z tohoto důvodu byly vybrány z časových řad koncentrací živin jen ty časové úseky, které jsou trendově homogenní (lineární trend se nemění) a které končí v současnosti. V tabulce 16 je uveden celkový přehled hodnocených povodí a časových řad koncentrací N-NO_3^- a P_{celk} v této analýze.

Tab. 16: Přehled povodí, časových řad koncentrací živin a jejich trendů vstupujících do spektrální analýzy

povodí	živina	délka časové řady	trend
700	N-NO ₃ ⁻	VIII.96 - XII.10	↘
2100	N-NO ₃ ⁻	III.81 - XII.10	↗
3000	N-NO ₃ ⁻	IV.94 - XII.10	↘
5600	N-NO ₃ ⁻	I.93 - XII.10	↘
6900	N-NO ₃ ⁻	I.93 - XII.10	bez trendu
7400	N-NO ₃ ⁻	II.91 - XII.10	↘
T7U	N-NO ₃ ⁻	VIII.05 - X.11	↘
P6	N-NO ₃ ⁻	V.97 - X.11	↗
P52	N-NO ₃ ⁻	VI.92 - X.11	↗
700	P _{celk}	III.80 - XII.10	↘
2100	P _{celk}	XII.84 - XII.10	↘
3000	P _{celk}	XII.89 - XII.10	↘
5600	P _{celk}	I.93 - XII.10	↘
6900	P _{celk}	I.93 - XII.10	↘
7400	P _{celk}	II.91 - XII.10	↘

V případě, že existuje více periodických složek v časové řadě, je výpočet statisticky významných period do jisté míry subjektivní záležitostí (ovlivněno volbou testu, volbou konstanty, apod.). Proto je v této disertační práci použit postup, který popisuje Klufová a kol. (2012) – pokud se podaří zamítnout nulovou hypotézu pomocí Fisherova testu (H_0 = časová řada neobsahuje žádnou periodickou složku a je přímo rovna bílému šumu s rozdělením $N(0, \sigma^2)$), potom se ostatní významné periody odečtou z periodogramu, kdy autor analýzy sám rozhodne, které hodnoty pokládá ještě za dostatečně velké. U všech hodnocených časových řad v této analýze byl Fisherův test průkazný, a proto následoval výběr významných period na základě sestupně seřazených hodnot periodogramu s ohledem na jejich velikost. V tabulce 17 jsou výsledky provedených spektrálních analýz pro obě hodnocené živiny, kde jsou znázorněny významné periody v jednotlivých povodích. Do tabulky byly vybrány periody, které se v souboru hodnocených časových řad opakovaly a měly délku do tří let, protože srovnání delších period je zavádějící s ohledem na různě dlouhé časové řady vstupující do analýzy. Vstupními daty do této analýzy byly průměrné měsíční koncentrace živin, tudíž délky významných period v tabulce jsou udávány v měsících.

Tab. 17: Významné periody v časových řadách koncentrací N-NO₃⁻ a P_{celk} (X značí přítomnost periody v časové řadě)

povodí	živina	délka periody [počet měsíců]			
		6	9	12	15
700	N-NO ₃ ⁻	X		X	
2100	N-NO ₃ ⁻			X	X
3000	N-NO ₃ ⁻	X		X	X
5600	N-NO ₃ ⁻			X	X
6900	N-NO ₃ ⁻	X		X	X
7400	N-NO ₃ ⁻			X	X
T7U	N-NO ₃ ⁻			X	
P6	N-NO ₃ ⁻			X	
P52	N-NO ₃ ⁻	X		X	
700	P _{celk}			X	
2100	P _{celk}			X	
3000	P _{celk}	X		X	
5600	P _{celk}		X	X	
6900	P _{celk}			X	
7400	P _{celk}		X	X	

Z tabulky 17 je zřejmé, že pouze jednorocní cyklus chodu koncentrací dusičnanů i celkového fosforu v průběhu času je významný ve všech povodích. Tato perioda měla vždy nejvyšší hodnotu periodogramu ve všech časových řadách a Fisherův test významnosti této periody byl vždy průkazný. Roční chod koncentrací živin v České republice popisuje v literatuře mnoho autorů, ve většině případů se však jedná o dusičnany (např. Gergel a kol., 1994; Kvítek, 2001; Doležal a kol., 2006; Lexa, 2006). Obecně se uvádí, že v zemědělsky využívaných povodích mají koncentrace dusičnanů během roku sinusoidní průběh s nejvyššími hodnotami v předjaří a na jaře. Poor a McDonnell (2007) k tomu podávají vysvětlení, že tyto typické sezónní trendy koncentrací živin odpovídají ročnímu chodu průtoku v tocích a druhou příčinu této sezónnosti spatřují v aktivitách člověka, které se vyskytují v zemědělsky využívaných povodích. Zemědělská činnost v povodí VN Švihov na Želivce má přitom většinou roční chod jednotlivých činností, a tak i koncentrace celkového fosforu vykazuje významnou roční cykličnost. Opakování této periody je zřejmě rozdílné pro odlišná povodí (různé posuny roční sinusoidy), a proto nelze vyvodit obecný závěr týkající se nejvyšších (či nejnižších) koncentrací celkového fosforu ve všech povodích.

Z tabulky 17 je také patrná občasná přítomnost půlročních period v časových řadách, ale jejich výskyt je nahodilý (jsou v malých i velkých povodích a u dusičnanů i celkového fosforu). Jedinou systematickou odlišností v hodnocených řadách je patnáctiměsíční cyklus chodu dusičnanů, který se vyskytuje pouze u velkých povodí. Průběh koncentrací celkového fosforu takovouto periodu u velkých povodí nevykazuje. Mimo tuto výjimku lze celkově konstatovat, že velikost povodí ani směr trendu nemá vliv na periodicitu v časových řadách koncentrací N-NO_3^- ani P_{celk} .

6.2 Vliv celkového odtoku a jeho složek na koncentrace a odnosy dusíku a fosforu

6.2.1 Vliv celkového odtoku na koncentrace dusíku a fosforu

Nejdříve byla ve všech povodích analyzována vzájemná vazba mezi koncentracemi živin (N-NO_3^- , P_{celk}) a celkovými průtoky. Z provedených bodových grafů bylo zřejmé, že vztah mezi sledovanými živinami a celkovým průtokem se liší podle toho, v jaké oblasti hodnot průtoků se tento vztah sleduje. Tato situace je v literatuře zmiňovaná nejčastěji v souvislosti s výpočtem odnosu živin z povodí na základě regresního vztahu mezi koncentracemi a průtoky (např. Preston a kol., 1989; Michaud a kol., 2004). Tuto takzvanou stratifikaci popisuje Quilbe a kol. (2006) jako rozdělení celkového rozsahu hodnot průtoků na homogenní třídy a následné vypočítání regresních modelů zvlášť pro každou třídu, přičemž klíčové je rozhodnutí o počtu a velikosti těchto tříd. To je závislé na velikosti datových řad a také na hydrologických vlastnostech zkoumaného povodí. Nejčastěji je průtok dělen na dvě až tři kategorie, kdy hranice těchto kategorií jsou určovány různými statistickými metodami. V této disertační práci bylo pro výše zmíněnou analýzu provedeno dělení průtoků do dvou kategorií – „nízké až střední průtoky“ a „vysoké průtoky“. Důvodem byl fakt, že koncentrace živin se na hodnocených povodích chovaly při vysokých průtocích výrazně odlišně. K rozdělení do kategorií bylo použito empirických čar překročení průtoků vypočtených dle Čegodajevova vzorce. Hodnoty denních průtoků s pravděpodobností překročení 0 – 33,3% byly zařazeny do kategorie „vysoké průtoky“, zbytek spadá do kategorie „nízké až střední průtoky“. Poté následoval výpočet regresních modelů závislosti N-NO_3^- na obou kategoriích celkového průtoku ve všech povodích a analogicky byl pak výpočet proveden pro P_{celk} s tím rozdílem, že

nebyl analyzován profil T7U, pro nějž nebyly k dispozici hodnoty příslušných koncentrací. Výsledky provedené analýzy závislosti koncentrací živin na celkovém odtoku jsou v tabulkách 18 a 19.

Tab. 18: Výsledky regresních modelů závislosti N-NO₃⁻ na celkovém průtoku (p – dosažená hladina významnosti; R² – koeficient determinace)

povodí	živina	průtoky	regresní koeficient	p	R ²	závislost
2100	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	20,458	0,0291	0,0391	↗
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	4,268	0,0026	0,049	↗
3000	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	13,208	<10 ⁻⁶	0,4261	↗
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	2,776	<10 ⁻⁶	0,2909	↗
5600	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	4,756	0,00001	0,154	↗
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	0,585	0,0149	0,0327	↗
6900	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	5,525	0,00003	0,1318	↗
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	1,058	0,00006	0,083	↗
7400	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	5,027	<10 ⁻⁶	0,2113	↗
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	0,724	<10 ⁻⁶	0,1267	↗
T7U	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	0,391	0,00002	0,1238	↗
		vysoké	-0,038	0,0007	0,1599	↘
		všechny	-0,018	0,0225	0,0251	↘
P6	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	1,927	0,0002	0,023	↗
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	0,431	<10 ⁻⁶	0,0343	↗
P52	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	-0,546	0,0018	0,0161	↘
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	-0,112	<10 ⁻⁶	0,0394	↘
P53	N-NO ₃ ⁻	nízké a střední	53,861	<10 ⁻⁶	0,1332	↗
		vysoké	-0,783	0,0013	0,0337	↘
		všechny	-0,563	0,004	0,0091	↘

Tab. 19: Výsledky regresních modelů závislosti P_{celk} na celkovém průtoku (p – dosažená hladina významnosti; R^2 – koeficient determinace)

povodí	živina	průtoky	regresní koeficient	p	R^2	závislost
2100	P_{celk}	nízké a střední	-	> 0,05	-	-
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	-	> 0,05	-	-
3000	P_{celk}	nízké a střední	-0,1606	0,0001	0,1122	↘
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	-	> 0,05	-	-
5600	P_{celk}	nízké a střední	-0,118	0,0037	0,0686	↘
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	-	> 0,05	-	-
6900	P_{celk}	nízké a střední	-	> 0,05	-	-
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	-	> 0,05	-	-
7400	P_{celk}	nízké a střední	-	> 0,05	-	-
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	-	> 0,05	-	-
P6	P_{celk}	nízké a střední	-	> 0,05	-	-
		vysoké	-	> 0,05	-	-
		všechny	0,0041	0,0092	0,0075	↗
P52	P_{celk}	nízké a střední	-	> 0,05	-	-
		vysoké	0,0015	0,0347	0,0148	↗
		všechny	0,0015	0,001	0,0119	↗
P53	P_{celk}	nízké a střední	-	> 0,05	-	-
		vysoké	0,0035	0,0395	0,014	↗
		všechny	0,0051	0,0024	0,0102	↗

Z obou tabulek je patrné, že fosfor a dusík mají značně odlišné chování, a proto nelze hodnotit závislosti koncentrací živin na průtoku, ale je nutno diskutovat o každé živině zvlášť.

Fosfor má oproti dusíku daleko méně průkazných vztahů mezi jeho koncentracemi a průtokem, což se na první pohled úplně neshoduje s literaturou, kde je často popisován tento vztah jako relativně jednoduchý, kdy fosfor je vázán na sedimenty a vstupuje do povrchových vod zejména ve spojení s půdními částicemi splavovanými do vodotečí, jezer a rybníků (Royer a kol. 2006). Jelikož tento odnos půdních částic (eroze) silně koreluje s průtokem, tak např. Sharpley a kol. (2008) konstatují, že odnos fosforu je v podstatě funkcí odtokových charakteristik. Obdobná tvrzení publikovali také např. Reddy a kol. (1999), Tumas (2000), Novotny (2003), Lazzarotto a kol. (2005) a Janeček (2008). Při důkladnějším rozboru tabulky 19 je ovšem patrné, že tato tvrzení korespondují

s uvedenými výsledky. Z průkazných vztahů lze totiž konstatovat, že při nízkých a středních průtocích, kdy nedochází k erozní činnosti na povodí, se s rostoucím průtokem koncentrace fosforu v toku zředňují, kdežto při vysokých průtocích (současně s erozní činností v povodí či po ní) se koncentrace zvyšují díky fosforu vázanému na půdních částicích splavovaných do toku. Při hodnocení průkaznosti těchto vztahů hraje opět roli velikost měřítka povodí, kdy u povodí malého měřítka (P6, P52 a P53) jsou závislosti daleko více průkazné a navíc s jasně čitelným vzorcem chování – u nízkých a středních průtoků nemá průtok vliv na koncentrace, kdežto u vysokých průtoků se zvyšujícím se průtokem stoupají koncentrace. Obdobné chování lze očekávat i u povodí větších měřítek, ale statistické průkaznosti brání časová a prostorová variabilita srážek, která zapříčiňuje nehomogenní výskyt erozních událostí ve velké ploše i v čase.

Podobné výsledky jsou popsány v literatuře, kdy např. Tiemeyer a kol. (2009) vypořizovali průkazné závislosti mezi odtokem a koncentracemi P_{celk} , a to i v případě, že do korelační analýzy vstupovaly všechny odtoky (všechny naměřené hodnoty průtoků – nízké, střední i vysoké dohromady). V několika případech ale Tiemeyer a kol. (2009), stejně jako v této disertační práci, závislosti nenašli. Častěji lze v odborných člancích najít závěry, že existuje průkazná pozitivní závislost mezi průtoky a koncentracemi P_{celk} při srážko-odtokových událostech, ale ne při hodnocení všech dat (Grant a kol., 1996; Pionke a kol., 1997; Stamm a kol., 1998; Vidon a Cuadra, 2011).

Celkově lze velmi špatně zobecňovat vztah mezi koncentracemi celkového fosforu a průtokem, patrně je pouze potvrzení známého faktu, že při vysokých průtocích jsou koncentrace fosforu vyšší. Z velkého počtu neprůkazných vztahů lze také vyvodit závěr, že variabilita koncentrací fosforu nemůže být vysvětlena pouze průtokem, což potvrzuje i Gächter a kol. (1996).

Obdobná nejistota panuje i u hodnocení vlivu velikosti průtoky na koncentrace dusičnanového dusíku. Při vysokých průtocích je závislost $N\text{-NO}_3^-$ téměř vždy neprůkazná, naopak při nízkých a středních průtocích i při průtocích všech je závislost $N\text{-NO}_3^-$ v analyzovaných povodích průkazná vždy. Je ovšem jen těžko dopředu predikovatelné, je-li to vůbec možné, o jakou závislost se bude jednat (pozitivní či negativní). To je dáno množstvím vzájemně provázaných charakteristik konkrétních povodí, a proto nelze vyvodit obecný vzorec chování koncentrací $N\text{-NO}_3^-$ pro měnící se průtoky. Z tohoto důvodu se v literatuře neuvádí, jak reaguje dusík na změny průtoků, najít lze jen konstatování, že korelace mezi průtoky a koncentracemi mohou být silné pro fosfor, ale jen málokdy pro

dusičnany (Robertson a Roerish, 1999; Vieux a Moreda, 2003). Stejně tak Tomer a kol. (2003) na základě dlouhodobých měření v různě velkých povodích uvádí, že nelze najít žádný konzistentní vztah mezi koncentracemi N-NO_3^- a průtokem.

Vliv velikosti měřítka povodí je i v případě hodnocení vztahů N-NO_3^- a průtoků patrný. V tabulce 18 je výše popsané „nevyzpytatelné“ chování dusičnanů v různých povodích identifikovatelné pouze u povodí malých (P6, P52 a P53) a středně velkých (T7U). Velká povodí se chovají zcela jednotně – u nízkých a středních průtoků, stejně jako u průtoků všech, dochází při zvyšování průtoků ke zvyšování koncentrací dusičnanů, kdežto u vysokých průtoků nevykazují dusičnany žádnou závislost. Při hodnocení závislosti N-NO_3^- na průtocích jen na základě výsledků z velkých povodí by byl udělán zjednodušený závěr, že v půdním profilu (příp. na povrchu půdy) je velká zásoba mobilních dusičnanů, které se vyplavují tím více, čím více vody půdním profilem projde, a to až do určité výše, při níž se vyplavuje maximum aktuálně možných dusičnanů a následně je již množství vyplavovaných dusičnanů konstantní bez ohledu na zvyšující se množství vody. Nakonec ovšem musí docházet k ředění koncentrací, ale u povodí v této analýze statistická průkaznost chybí. Je to způsobeno zřejmě malým rozsahem vysokých hodnot průtoků při odběrech vzorků vody, resp. malým počtem údajů o koncentracích živin při extrémních průtocích. Hranice průtoků, při které začne docházet k ředění koncentrací, může totiž ležet až v extrémních hodnotách průtoků. Na příkladu malých a středně velkého povodí je ovšem patrné, že tyto závěry nemusí platit všude. Někde dochází s rostoucím průtokem k ředění dusičnanových koncentrací již v oblasti nízkých a středních průtoků (P52), jinde až při vyšších průtocích (P53 a T7U). Výše mezní hodnoty průtoků, od které začne docházet k ředění koncentrací dusičnanů, záleží na množství dusičnanů schopných se aktuálně vyplavit. V případě povodí VN Švihov na Želivce jako celku lze konstatovat, že platí závěr formulovaný výše pro velká povodí, protože součet vodností malých povodí (kde se jakost vody velkých povodí tvoří), kde dochází k ředění koncentrací dusičnanů, musí být menší než součet vodností povodí, kde se naopak koncentrace s rostoucím průtokem zvyšují. To potvrzují výsledky ze stejného povodí publikované Lexou (2006), kdy byla nalezena shoda mezi objemově váženými koncentracemi N-NO_3^- celkového přítoku do VN Švihov na Želivce (součet všech hlavních přítoků) a velikostí srážek v relativně dlouhém časovém období, tzn. čím větší průtok, tím vyšší koncentrace. Obdobné závěry pak publikovali např. i McHale a kol. (2004), Salvia-Castellví a kol. (2005), Kane a kol. (2008) a Burt a Worrall (2009), v jejichž studiích byly koncentrace dusičnanů vysoké během vlhkých období a nízké během suchých.

Zásoby mobilního dusíku jsou tedy v povodí VN Švihov na Želivce velké, a proto je z hlediska ochrany jakosti vod nutné další dusík do ekosystému pokud možno již nedodávat (nebo ho dodávat jen tolik, kolik spotřebují pěstované zemědělské plodiny ke svému růstu) a soustředit se na odčerpání stávajícího dusíku z ekosystému jinou formou než vyplavováním do vod (např. pěstováním pícnin a odvozem sklizně z ohroženého povodí pryč, využitím procesu denitrifikace apod.).

6.2.2 Vliv celkového odtoku na odnosy dusíku a fosforu

Tato analýza se zabývá vlivem celkového odtoku na odnosy živin (N-NO_3^- , P_{celk}). Stanovení odnosu živin z diskrétního odběru koncentrací živin na povodích (např. 14-ti denních či měsíčních) je značně diskutabilní, protože se koncentrace v čase mění. Dle Kvítka a kol. (2012) dochází k malým, ale i výrazným změnám koncentrací dusičnanového dusíku i celkového fosforu velmi rychle, nezřídka v časovém měřítku jednoho dne. Navíc lze pro samotný výpočet odnosu živin použít mnoha metod s různými výsledky. Například Webb a kol. (1997) použili sedm různých metod výpočtu odnosu, přičemž vypočtené hodnoty odnosů se od sebe lišily i o více než 50%. Jiné srovnávací studie uveřejnili např. Ferguson (1987), Phillips a kol. (1999) a Mukhopadhyay a Smith (2000), kdy výsledky jednotlivých metod se od sebe vždy více či méně liší. Proto bylo pro tuto analýzu využito pouze profilů P6, P52 a P53, kde probíhal kontinuální monitoring jakosti vod (viz. kapitola 5.1). Některé výsledky této analýzy, jíž jsem autorem, byly publikovány v práci Kvítek a kol. (2012) a v této disertační práci jsou uveřejněny se souhlasem všech spoluautorů i vydavatele.

Mnohonásobnou regresní analýzou byl zkoumán vliv více vysvětlujících proměnných (odtok vody z povodí a koncentrace živin) na vysvětlovanou proměnnou (odnos živin z povodí). Výpočty byly provedeny pro každé povodí zvlášť (P6, P52, P53) a každou živinu zvlášť (N-NO_3^- , P_{celk}). Do modelů vstupovala průměrná denní data z kontinuálního monitoringu bez započítání mimořádného vzorkování v průběhu významných srážko-odtokových událostí. Všechny regresní modely (celková regrese) dosáhly hladiny významnosti $p < 10^{-6}$, takže jsou vysoce průkazné.

Vysvětlující proměnné by neměly být mezi sebou příliš vysoce korelovány, neboť to je porušením požadavku na absenci multikolinearity. V analyzovaných datech ale korelace přítomná je, protože koncentrace N-NO_3^- má na povodích P6, P52 i P53

průkaznou korelaci s objemem odtoku a koncentrace P_{celk} ve dvou případech ze tří, nicméně korelace jsou dosti slabé.

Prostřednictvím standardizovaných regresních koeficientů (beta) byla určena relativní síla vlivu jednotlivých proměnných na proměnnou vysvětlovanou. Jedná se v podstatě o parciální regresní koeficienty, pokud by byla původní data podrobena standardizaci. Tyto beta koeficienty jsou vypsány v tabulce 20.

Tab. 20: Přehled standardizovaných parciálních regresních koeficientů (beta koeficientů) u statisticky průkazných mnohonásobných regresních modelů

povodí	živina	vysvětlující proměnná	beta koeficient
P6	N-NO ₃ ⁻	objem odtoku	0,92
		koncentrace živiny	0,22
	P _{celk}	objem odtoku	0,77
		koncentrace živiny	0,52
P52	N-NO ₃ ⁻	objem odtoku	0,97
		koncentrace živiny	0,23
	P _{celk}	objem odtoku	0,75
		koncentrace živiny	0,40
P53	N-NO ₃ ⁻	objem odtoku	0,94
		koncentrace živiny	0,13
	P _{celk}	objem odtoku	0,94
		koncentrace živiny	0,10

Součet beta koeficientů v každém regresním modelu není roven číslu 1, ale je o něco větší. Tento fakt je způsoben výše zmiňovanou přítomností multikolinearity dat. Přesto lze snadno vysledovat, že daleko významnějším faktorem ovlivňujícím odnos látek je objem odtoku vody z povodí, a to u N-NO₃⁻ i P_{celk}. Přesná kvantifikace sice není možná, ale dle beta koeficientů lze usuzovat, že relativní síla vlivu proměnné „objem odtoku“ je okolo či přes 90% u N-NO₃⁻. Stejná proměnná má nižší vliv u P_{celk} (přes 70%), přesto je tento vliv podstatně vyšší než vliv proměnné „koncentrace živiny“ (stejně jako u N-NO₃⁻).

Výsledky z mnohonásobných regresních analýz potvrzují i provedené prosté lineární regrese mezi odnasy látek a objemy odteklé vody a mezi odnasy látek a jejich koncentracemi, které jsou uvedeny v tabulce 21 a 22.

Tab. 21: Statisticky průkazné ($\alpha = 0,05$) korelační koeficienty R mezi odnosem látek (N-NO_3^- a P_{celk}) a objemem odtoklé vody na třech sledovaných povodích

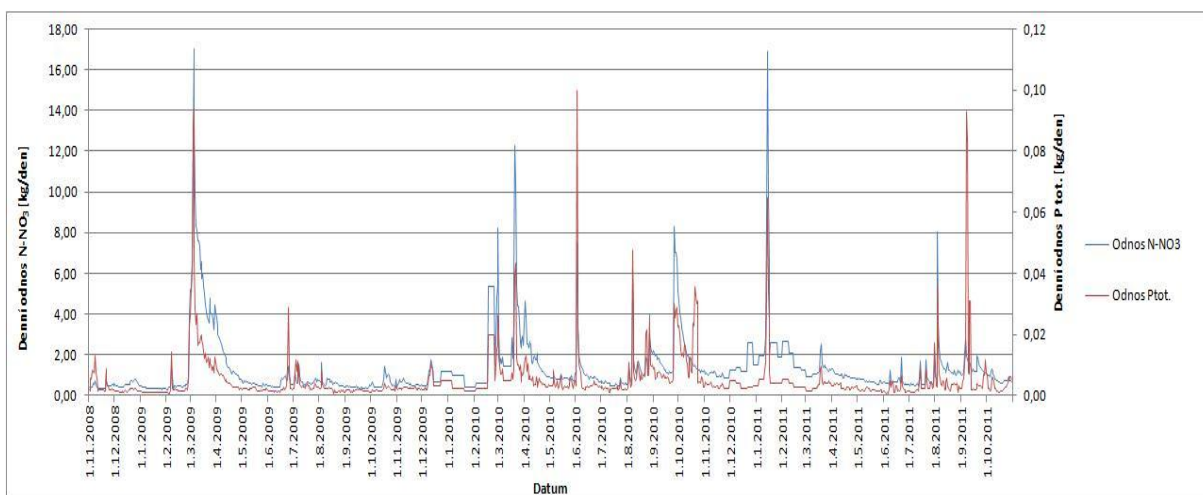
povodí	R (N-NO_3^-)	R (P_{celk})
P53	0,932	0,949
P52	0,932	0,793
P6	0,955	0,812

Tab. 22: Statisticky průkazné ($\alpha = 0,05$) korelační koeficienty R mezi odnosem látek (N-NO_3^- a P_{celk}) a jejich koncentracemi ve vodě na třech sledovaných povodích

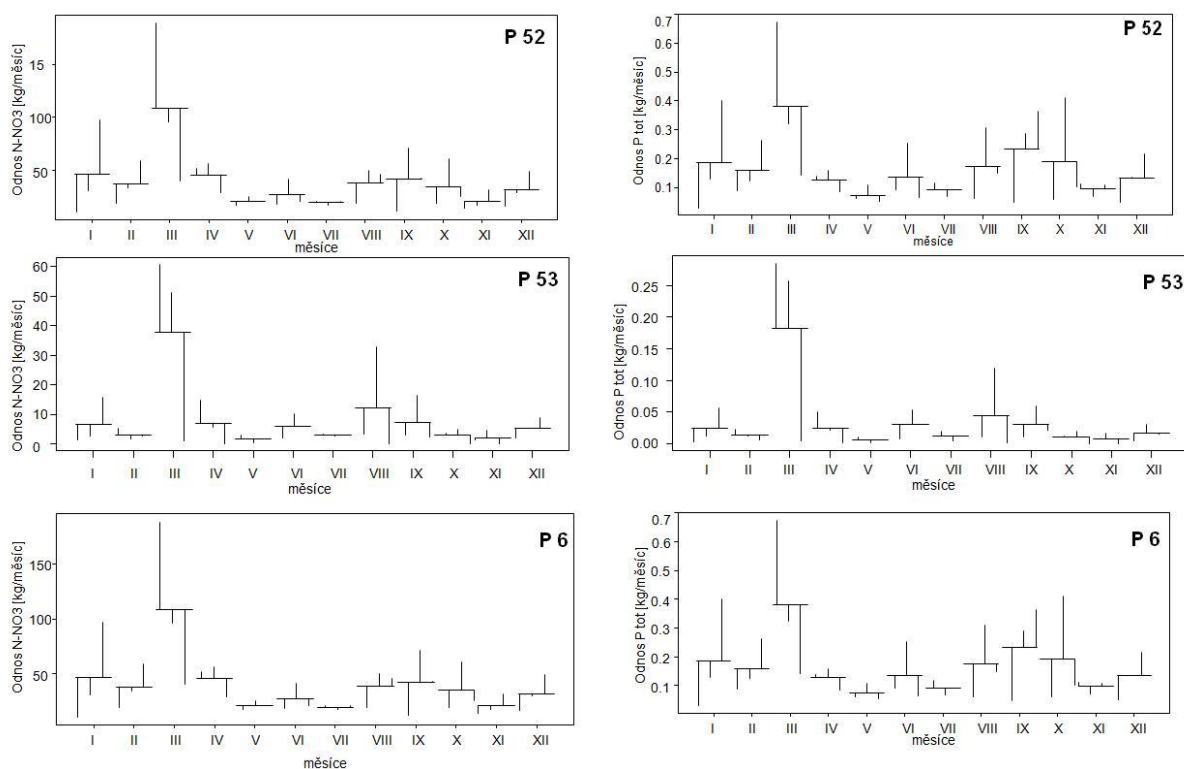
povodí	R (N-NO_3^-)	R (P_{celk})
P53	0,071	0,148
P52	-	0,475
P6	0,387	0,58

Z tabulek 21 a 22 je patrné, že míra závislosti je podstatně vyšší mezi odnosem a odtokem než mezi odnosem a koncentracemi příslušných látek. Podobně vysoké hodnoty korelačních koeficientů mezi odnosy látek a odtokem uvádí např. Tomer a kol. (2003) i Tiemeyer a kol. (2006). Na povodí P52 je korelační koeficient mezi odnosem N-NO_3^- a koncentrací N-NO_3^- ve vodě dokonce statisticky neprůkazný na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. To je způsobeno tím, že koncentrace N-NO_3^- na tomto profilu průkazně negativně koreluje s odtokem (byť velmi slabě), tzn. se vzrůstajícím průtokem klesá koncentrace N-NO_3^- . Toto lze považovat taktéž za důkaz toho, že hlavním faktorem ovlivňujícím odnos látek je odtok vody z povodí.

Denní chod odnosu i sezónní průběh odnosu dusičnanového dusíku a fosforu (obr. 11 a 12) dokumentují zjištěné výsledky, že stěžejním parametrem odnosu je odtok. Jestliže koncentrace denního chodu i sezónního průběhu dusičnanového dusíku a fosforu jsou odlišné, u odnosu je zřetelně vidět podobný denní i sezónní chod.



Obr. 11: Denní chod odnosu dusičnanového dusíku a celkového fosforu na povodí P6



Obr. 12: Sezónní průběh chodu odnosu dusičnanového dusíku (vlevo) a celkového fosforu (vpravo) u všech povodí (horizontální čáry značí průměry odnosů látek, svislé čáry jednotlivé hodnoty)

K prokázání výše uvedených závěrů byla použita také spektrální analýza časových řad odtoků a časových řad odnosů N-NO_3^- a P_{celk} . Cílem bylo zjistit, zda tyto tři časové řady vykazují stejné (případně podobné) periody, pro které je cykličnost významná. Tato analýza byla aplikována na průměrná měsíční data z povodí P6 a P52 z hydrologických let 2009 až 2011, povodí P53 bylo vynecháno kvůli častým nulovým průtokům v roce 2011 (časové řady se pak významně zkrátily). Důvodem použití měsíčního časového kroku je obtížná interpretovatelnost kratší časové jednotky z hlediska periodicity a naopak při volbě delší časové jednotky by bylo k dispozici příliš málo údajů v časových řadách.

Trend hodnocených časových řad je ve všech třech případech konstantní vzhledem ke statisticky neprůkazné lineární regresi průtoků i odnosů živin na čas v hodnoceném časovém úseku (dosažená hladina významnosti $p > 0,05$), a to u obou povodí. Ve specifikaci spektrální analýzy byla tudíž zadána varianta, kdy se v modelu časové řady přičítá periodická složka k průměrné hodnotě veličiny, nikoli k trendu.

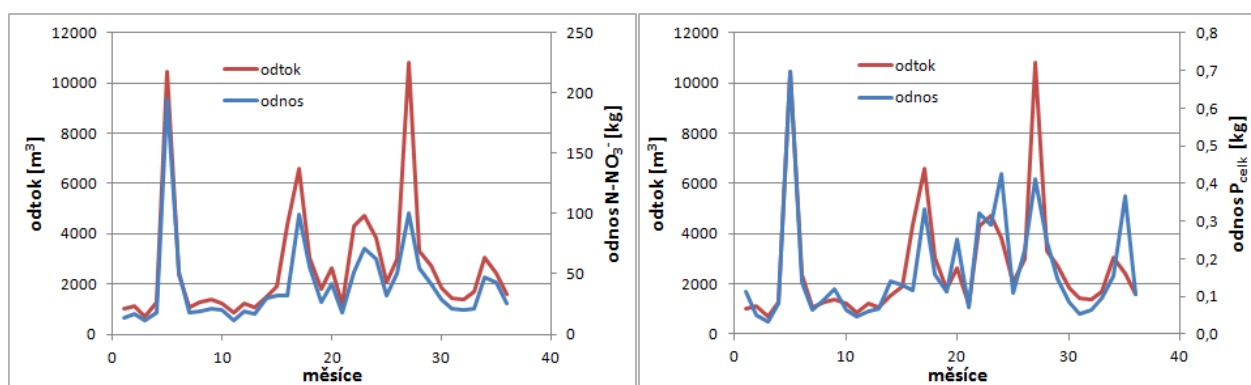
Tabulku 23 tvoří tři výstupní tabulky spektrální analýzy pro časové řady měsíčních odtoků, odnosů N-NO_3^- a odnosů P_{celk} z povodí P6, ve kterých jsou údaje o frekvencích a periodách, které odpovídají třem nejvyšším hodnotám periodogramu. První perioda byla vždy otestována Fisherovým testem, kdy pokaždé byl výsledek statisticky průkazný. Ostatní periody testovány nebyly, důvody a metodika je uvedena již v kapitole 6.1.2. Je zřejmé, že se v těchto třech časových řadách vyskytují obdobné významné periody (perioda po půl roce a po 3,6-ti měsících u všech tří hodnocených veličin, roční perioda u odtoku a odnosu N-NO_3^-). Při hodnocení časových řad z povodí P52 bylo dosaženo podobných výsledků, kdy shoda významných period byla o něco nižší (viz. tabulka 24). Zajímavá je absence roční periody chodu odnosů P_{celk} na povodí P6 i P52, přičemž u obou je nahrazena 18-ti měsíční periodou (tj. rok a půl). V této kapitole ale není důležité hodnotit jednotlivé významné periody, podstatný je fakt, že tyto periody jsou víceméně shodné u časových řad odtoků a odnosů živin. To poukazuje na skutečnost, že odtoky a odnositelny živin mají podobné průběhy v čase, přičemž u odnosu dusičnanů je vyšší podobnost s odtokem než u celkového fosforu. Názorně je tato podobnost patrná také na obrázcích 13 a 14, na kterých jsou zachyceny průběhy měsíčních odtoků a odnosů živin na povodí P6 a P52. Jde tedy o další potvrzení závěru, že odtok velmi významně ovlivňuje odnositelny obou živin.

Tab. 23: Výstupní tabulky spektrální analýzy časových řad měsíčních odtoků (nahore),
 odnosů $N-NO_3^-$ (uprostřed) a odnosů P_{celk} (dole) z povodí P6 seřazených dle hodnot
 periodogramu sestupně

Spectral analysis: mes_odtok_m3 (P6_odnosy_x_Q)						
No. of cases: 36						
Largest Periodog. values						
	Frequency	Period	Cosine Coeffs	Sine Coeffs	Periodogram	Density
10	0,277778	3,60000	430,59	1147,067	2702108	14153432
6	0,166667	6,00000	-1051,00	-579,427	2592589	16235852
3	0,083333	12,00000	-67,56	1157,507	2419895	16968292

Spectral analysis: mes_odnos_N-NO3_kg (P6_odnosy_x_Q)						
No. of cases: 36						
Largest Periodog. values						
	Frequency	Period	Cosine Coeffs	Sine Coeffs	Periodogram	Density
6	0,166667	6,00000	-11,8333	-15,2958	6731,79	3934,32
3	0,083333	12,00000	-4,1083	15,1373	4428,29	3569,81
10	0,277778	3,60000	4,0942	14,2377	3950,54	2636,52

Spectral analysis: mes_odnos_PT_kg (P6_odnosy_x_Q)						
No. of cases: 36						
Largest Periodog. values						
	Frequency	Period	Cosine Coeffs	Sine Coeffs	Periodogram	Density
2	0,055556	18,00000	0,017615	0,072323	0,099736	0,056122
6	0,166667	6,00000	-0,050001	-0,053048	0,095654	0,054620
10	0,277778	3,60000	0,010567	0,061792	0,070735	0,043416



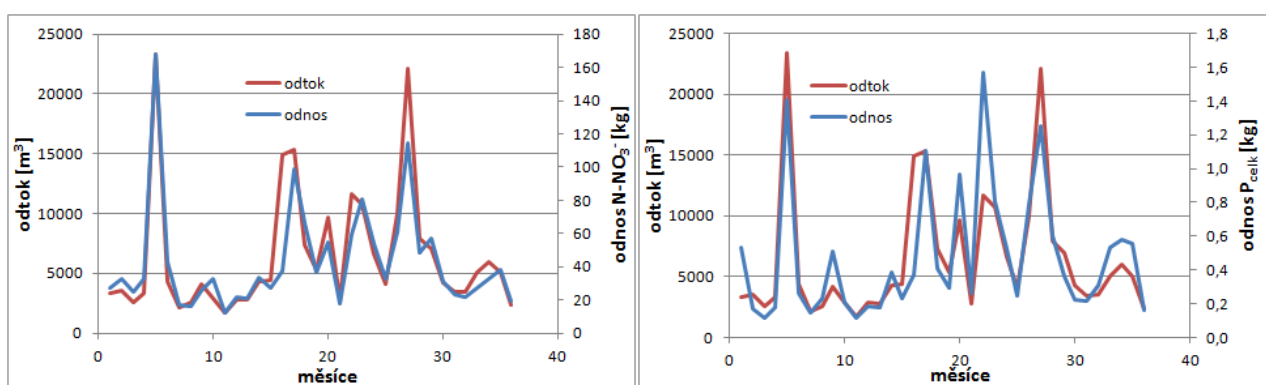
Obr. 13: Průběhy měsíčních odtoků a odnosů živin na povodí P6 z hydrologických let 2009 až 2011

Tab. 24: Výstupní tabulky spektrální analýzy časových řad měsíčních odtoků (nahore), odnosů $N-NO_3^-$ (uprostřed) a odnosů P_{celk} (dole) z povodí P52 seřazených dle hodnot periodogramu sestupně

Spectral analysis: mes_odtok_m3 (P52_odnosy_x_Q)						
No. of cases: 36						
Largest Periodog. values						
	Frequency	Period	Cosine Coeffs	Sine Coeffs	Periodogram	Density
10	0,277778	3,60000	1438,13	2657,78	16437718	79599878
3	0,083333	12,0000	-399,10	2840,47	14809617	9085197
6	0,166667	6,00000	-2563,17	-701,32	12711083	7999012

Spectral analysis: mes_odnos_N-NO3_kg (P52_odnosy_x_Q)						
No. of cases: 36						
Largest Periodog. values						
	Frequency	Period	Cosine Coeffs	Sine Coeffs	Periodogram	Density
3	0,083333	12,0000	-2,9458	15,8699	4689,53	3190,71
6	0,166667	6,00000	-11,3313	-11,2909	4605,88	2700,97
8	0,222222	4,50000	7,8613	-12,1614	3774,59	2303,24

Spectral analysis: mes_odnos_PT_kg (P52_odnosy_x_Q)						
No. of cases: 36						
Largest Periodog. values						
	Frequency	Period	Cosine Coeffs	Sine Coeffs	Periodogram	Density
2	0,055556	18,0000	0,07254	0,165428	0,587315	0,367098
6	0,166667	6,00000	-0,173424	-0,008095	0,542544	0,359628
10	0,277778	3,60000	0,096725	0,135565	0,49920	0,307967



Obr. 14: Průběhy měsíčních odtoků a odnosů živin na povodí P52 z hydrologických let 2009 až 2011

K odnosu dusíku z povodí se podobně vyjadřují Stålnacke a Grimvall (2000) i Poor a McDonnell (2007), kteří tvrdí, že odnosy korespondují s celkovým odtokem, což lze vysledovat i z grafů publikovaných Vagstadem a kol. (2004). Stejně tak Schilling a Zhang (2004) uvádí, že větší odnosy dusičnanů jsou spojeny s obdobím s většími srážkovými úhrny a tedy i s většími průtoky. Doležal a kol. (2006) a Schilling (2002) k tomu dodávají, že vysoká míra odnosu dusičnanů se objevuje v předjaří a v obdobích s vysokým průtokem. Salvia-Castellví a kol. (2005) potvrdil vysokou závislost odnosu dusičnanů i celkového fosforu na celkovém průtoku, přičemž odnosy dusičnanů mají dle autorů lineární odezvu na zvyšující se průtoky a odnosy P_{celk} mají odezvu nelineární (významná odtoková událost způsobí nelineárně vyšší odnosy fosforu). Pionke a kol. (1997) podobně uvádí, že za vyplavení většího množství fosforu je zodpovědná obvykle jen jedna nebo dvě větší srážko-odtokové události v roce.

6.2.3 Separace odtoku vody

Separace základního odtoku

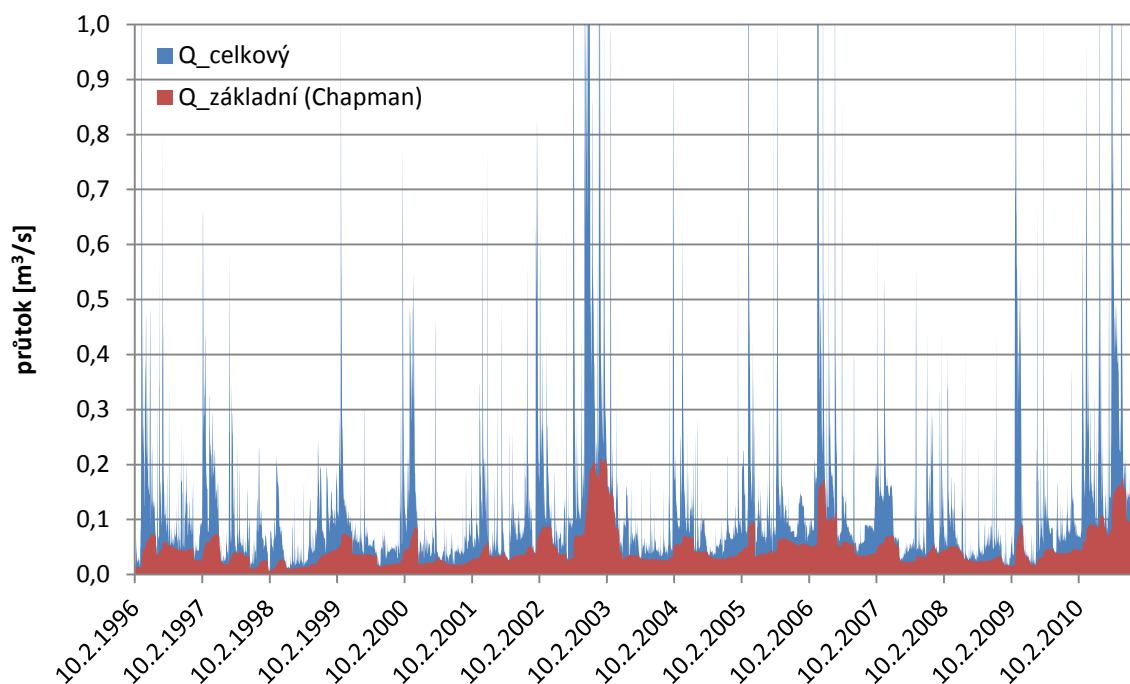
Pro separaci základního odtoku na všech řešených povodích (2100, 3000, 5600, 6900, 7400, T7U, P6, P52 a P53) byl použit Chapmanův digitální filtr, který byl v případě profilů 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400 ověřen porovnáním s výsledky separace získané Killeho metodou. Ověření Killeho metodou nebylo použito pro profily T7U, P6, P52 a P53, jelikož nebyly k dispozici dostatečně dlouhé časové řady průtoků (nejméně 10 let). Navíc již byla kalibrace Chapmanova filtru v tomto území provedena Doležalem a kol. (2003), Doležalem a Kvítkem (2004) i Žlábkem (2009), tudíž byl v této disertační práci použit koeficient „k“ stanovený výše uvedenými autory (viz. kapitola 5.4). V tabulce 25 je zobrazen přehled výsledků ze dvou různých metod separace základního odtoku pro profily 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400, kdy u metody filtru dle Chapmana bylo použito hodnoty parametru „k“ stejného, jako u menších povodí (T7U, P6, P52 a P53), na které byl kalibrován.

Tab. 25: Poměr základního odtoku a celkového odtoku získaného různými metodami separace základního odtoku

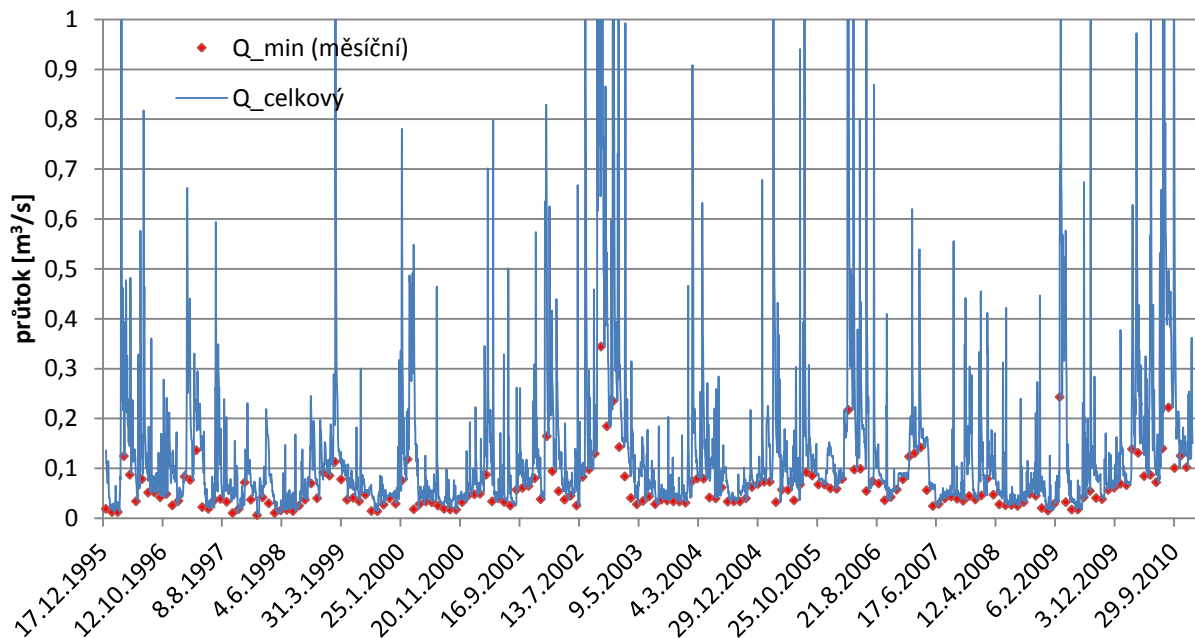
Profil	Použitá metoda	Qzákladní/Qcelkový [%]
2100	Kille	40
	Chapman	36
3000	Kille	34
	Chapman	33
5600	Kille	45
	Chapman	42
6900	Kille	48
	Chapman	43
7400	Kille	35
	Chapman	33

Z tabulky je patrné, že použitý koeficient „k“ v Chapmanově digitálním filtru je i v případě větších povodí, než pro které byl kalibrován, vyhovující, neboť poměr základního odtoku ku celkovému odtoku je vždy o několik procent menší než totožný poměr získaný metodou dle Killeho, která mírně nadhodnocuje objem základního odtoku oproti ostatním metodám (Mihálik a Kajan, 1990; Žlábek, 2009). Na základě těchto skutečností byla separace základního odtoku na všech povodích provedena Chapmanovým digitálním filtrem s hodnotou koeficientu $k = 0,99483$.

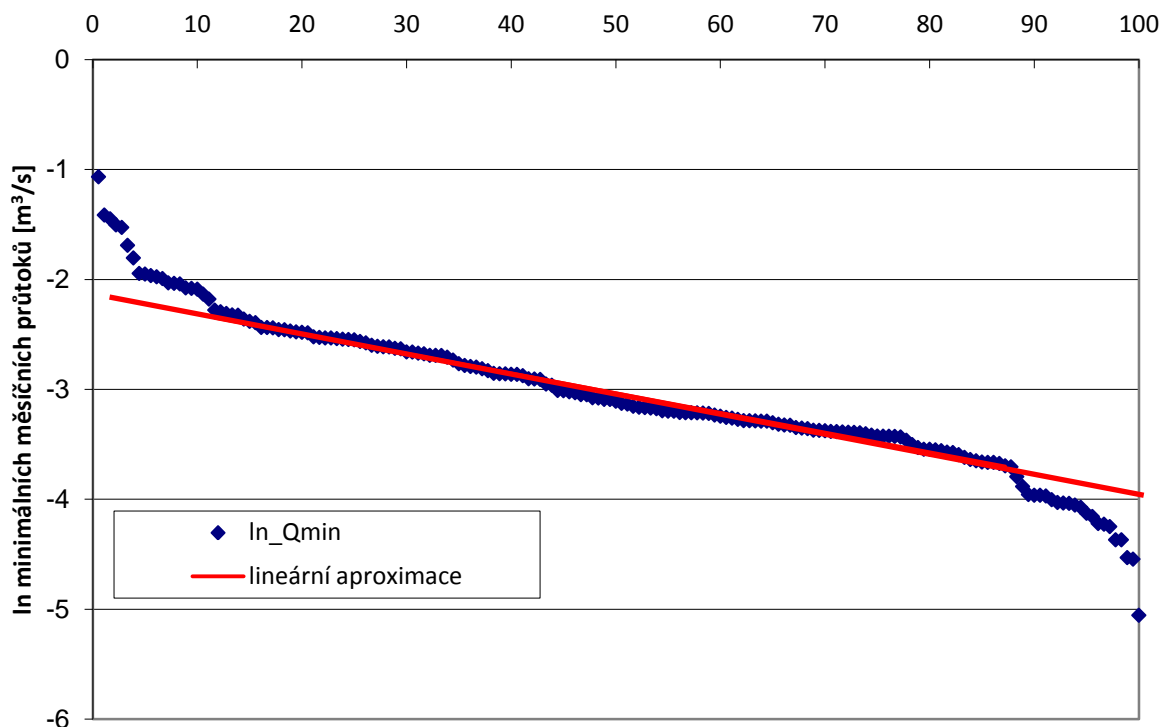
Na obrázku 15 je ukázka výsledku separace základního odtoku dle Chapmanova filtru na povodí 2100 a na obrázku 16 je na stejném povodí ve stejném časovém období zobrazen průběh minimálních měsíčních průtoků, což je vstup pro vyhodnocení základního odtoku Killeho metodou. Na obrázku 17 je pak ukázka grafického vyhodnocování základního odtoku Killeho metodou - nahrazení přímé části čáry překročení minimálních měsíčních průtoků přímkou taktéž na povodí 2100 a ve stejném časovém intervalu. Hodnoty na této přímce jsou aproximovanými zlogaritmovanými hodnotami základního odtoku.



Obr. 15: Průběh celkového a základního odtoku vyhodnoceného Chapmanovým filtrem na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010.



Obr. 16: Průběh celkového odtoku a minimálních měsíčních průtoků na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010.



Obr. 17: Čára překročení minimálních měsíčních průtoků v semilogaritmickém měřítku na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010 a nahrazení její přímé části přímkou.

Separace přímého odtoku

Pro separaci přímého odtoku na všech řešených povodích (2100, 3000, 5600, 6900, 7400, T7U, P6, P52 a P53) byl použit RDF filtr (recursive digital filter) s algoritmem dle Lyne a Hollicka, který byl následně ověřen porovnáním s výsledky separace získané metodou GROUND. Jelikož lze filtr aplikovat ve více krocích (viz. kapitola 5.4), bylo pro porovnání použito dvou výstupů z této metody: (1) poměr přímého a celkového odtoku získaného prvním dopředným filtrem a (2) poměr přímého a celkového odtoku získaného dopředným filtrem ve třetím kroku. Poměry přímého a celkového odtoku získané zpětným filtrem v druhém kroku byly velmi odlišné od těch výše uvedených, a proto nebyly zařazeny do srovnávání. V tabulce 26 je zobrazen přehled výsledků různých metod separace přímého odtoku pro všechny profily.

Tab. 26: Poměr přímého odtoku a celkového odtoku získaného různými metodami separace přímého odtoku

Profil	Použitá metoda	Qpřímý/Qcelkový [%]
2100	GROUND	29
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	30
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	26
3000	GROUND	26
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	27
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	24
5600	GROUND	23
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	25
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	22
6900	GROUND	20
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	22
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	19
7400	GROUND	26
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	28
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	24
T7U	GROUND	29
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	30
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	26
P6	GROUND	21
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	21
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	19
P52	GROUND	31
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	30
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	27
P53	GROUND	43
	RDF_Lyne-Hollick (1.krok)	44
	RDF_Lyne-Hollick (3.krok)	39

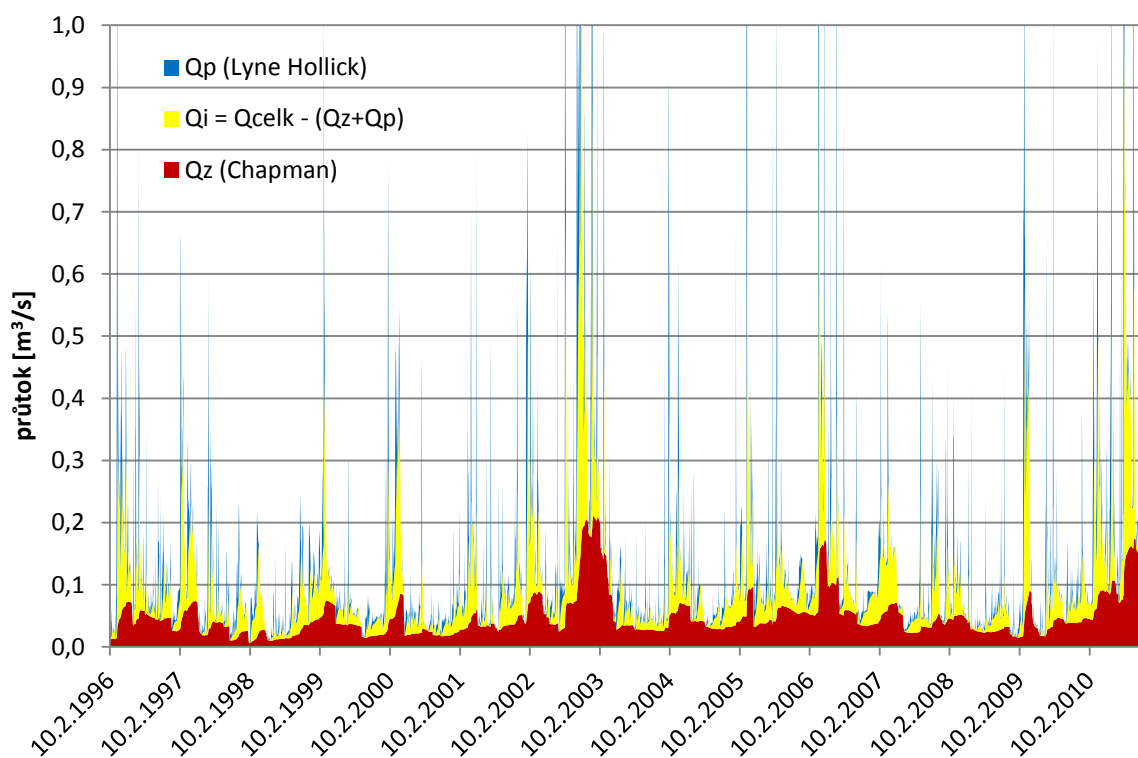
Aplikací digitálního filtru dle Lyne a Hollicka a porovnáváním získaných výsledků s jinými metodami separace se zabývalo již několik autorů (např. Nathan a McMahon, 1990; Arnold a kol., 1995; Spongberg, 2000), přičemž se ukázalo, že filtr dosahuje obdobných výsledků jako při použití grafických metod, ovšem záleží na počtu použitých kroků z algoritmu tohoto filtru. Počet použitých kroků je dán hydrologickým charakterem zkoumaných povodí. Z tabulky 26 je patrné, že s metodou GROUND se více shoduje Lyne-Hollickův filtr aplikovaný pouze v prvním kroku, a proto byla separace přímého odtoku na všech povodích provedena tímto způsobem. U malých povodí, pro která byla metoda GROUND přímo konstruována, je shoda výsledků velmi vysoká, u větších povodí vykazuje metoda GROUND mírně nižší zastoupení přímého odtoku v odtoku celkovém.

Třísložková separace celkového odtoku

K provedení třísložkové separace odtoku byla použita kombinace dvou metod a výpočtu. Chapmanův filtr byl použit pro separaci pomalé složky odtoku Q_z , Lyne-Hollickův filtr pro separaci rychlé složky Q_p a poslední složka odtoku Q_i (hlubší či pomalejší hypodermický odtok = „interflow“) pak byla vypočtena jako rozdíl mezi celkovým odtokem a pomalou a rychlou složkou odtoku podle vzorce:

$$Q_i = Q_{\text{celkový}} - (Q_z + Q_p)$$

Na následujícím obrázku 18 je názorná ukázka výsledku třísložkové separace odtoku na povodí 2100, přičemž souhrnné výsledky ze všech povodí jsou uvedeny v kapitole 6.2.4.



Obr. 18: Průběh základního, pomalejšího hypodermického a přímého odtoku (Q_z , Q_i a Q_p) na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010.

6.2.4 Porovnání výsledků separace odtoku vody pro různě využívaná a různě velká povodí

V souhrnné tabulce 27 jsou zobrazena všechna analyzovaná povodí všech měřítek se zastoupením jednotlivých složek odtoku, přičemž separace odtoku byla prováděna ve stejném časovém období. Použití stejného časového intervalu (hydrologické roky 2009 a 2010, tj. XI.2008 – X.2010) je důležité z hlediska porovnatelnosti výsledků, protože poměrové zastoupení jednotlivých složek odtoku je závislé na množství spadlých srážek, resp. na velikosti průtoku. Žlábek (2009) k tomu uvádí, že čím je vyšší roční srážkový úhrn, resp. průměrný roční průtok, tím je nižší podíl základního odtoku. Rozdíl podílu základního odtoku mezi srážkově bohatým a chudým obdobím v rámci jednoho povodí činil dle Žlábka (2009) až 14%, dle Schillinga a Zhanga (2004) dokonce přes 34%.

Tab. 27: Přehled zastoupení jednotlivých složek odtoku na všech analyzovaných povodích (vypočteno na základě dat z hydrologických let 2009 a 2010)

profil	rozloha [km ²]	orná půda [%]	les [%]	odvodňené plochy [%]	Q _z / Q _{celk.} [%]	Q _i / Q _{celk.} [%]	Q _p / Q _{celk.} [%]
2100	27	41	48	18	33	39	28
3000	112	53	33	14	31	42	27
5600	129	44	39	11	33	40	27
6900	130	49	32	14	43	36	21
7400	135	48	36	17	28	45	27
T7U	6,9	45	36	10	34	36	30
P6	0,16	96	0	62	40	38	22
P52	0,65	31	64	16	35	36	29
P53	0,05	99	1	92	20	42	38

Z tabulky 27 nelze vysledovat nějaký obecný vliv využití pozemků v povodí na zastoupení jednotlivých složek odtoku. Problematika odtoku vody je totiž daleko složitější a při analýze vlivu různých faktorů na zastoupení jednotlivých složek odtoku vody by kromě využití území nesměly být opomenuty např. morfologické charakteristiky povodí, fyzikální vlastnosti půd, přítomnost a případně parametry odvodňovacích zařízení, hloubka a kolísání hladiny podzemní vody, aj.

Z hlediska „scale efektu“ lze říci, že povodí většího měřítka vykazují menší variabilitu hodnot v podílech jednotlivých složek odtoku oproti povodím malého měřítka. Z tohoto tvrzení se vymyká povodí 6900, které je významně ovlivněno přítomností města Pelhřimov, jež snižuje relativní variabilitu průtoků v průběhu roku víceméně stálou

dodávkou určitého objemu vody („cizí vody“ – z jiného povodí) bez ohledu na časovou variabilitu srážkových úhrnů. Tuto hypotézu potvrzují vypočtené variační koeficienty z časových řad průměrných denních průtoků z let 1996 až 2010 i z hydrologických let 2009 a 2010 pro všechna povodí většího měřítka (viz. tabulka 28), kdy nejnižší hodnoty dosahuje právě povodí 6900 a je tudíž průtokově nejvyrovnanější. To při následné separaci odtoku digitálními filtry vede k tomu, že celkový odtok v tomto povodí má nižší variabilitu ve frekvenčním spektru hydrogramu a dochází k nadhodnocení objemu základního odtoku a podhodnocení objemu přímého odtoku. Z podstaty věci se „chybné“ vyhodnocení podílu jednotlivých složek odtoku v tomto případě neomezuje pouze na metody separace digitálními filtry, ale i na ostatní metody (viz. tab. 25 a 26). Povodí 6900 tedy pravděpodobně nemá takto odlišné zastoupení jednotlivých složek odtoku oproti ostatním povodím většího měřítka a výsledné hodnoty podílů jednotlivých složek odtoku na povodí 6900 jsou ovlivněny použitím metody vyvinuté primárně pro povodí bez antropogenního ovlivnění průtoků.

Tab. 28: Přehled koeficientů variace vypočtených z průměrných denních průtoků

	časový interval	profil				
		2100	3000	5600	6900	7400
koeficient variace [%]	XI.2008-X.2010	149	133	122	96	124
	I.1996-XII.2010	154	160	117	96	140

Z tabulky 27 je také patrné, že se profil P53 liší o poznání menším podílem základního odtoku a vyšším podílem přímého odtoku oproti ostatním povodím. Toto může být způsobeno faktem, že měrný profil je umístěn přímo v drenážním systému. Dle Kulhavý a kol. (2001) či Fučík a kol. (2010) se obecně drenážní odtok může skládat ze všech tří složek odtoku (Q_z , Q_i a Q_p), kdy jejich poměr záleží na konkrétních podmínkách (hloubka uložení drénů, hloubka a kolísání hladiny podzemní vody, propustnost půdního profilu, aj.). V této souvislosti je nutné poukázat na princip metody separace digitálním filtrem dle Chapmana (a obecně vzato i ostatních metod separace základního odtoku), kdy odseparovaný základní odtok nelze chápat jako odtok podzemní vody, ale spíše jako pomalou složku odtoku, přičemž není specifikován přesný původ této vody. Pomalá složka odtoku tedy může být dotována podzemní vodou i prouděním v nenasycené zóně. V případě profilu P53 pak může být pomalá složka odtoku tvořena

nenасыceným hypodermickým odtokem, jehož zastoupení je nižší, a proto má pomalá složka odtoku nižší podíl v celkovém odtoku. Spíše ale bude na tomto profilu docházet k méně intenzivnímu odvodnění zvodněných vrstev, čemuž odpovídá i fakt, že zde postupně zaklesává hladina podzemní vody (v posledním půlroce hydrologického roku 2011 byl častý výskyt nulových průtoků na tomto drenážním profilu, což předtím nebývalo).

6.2.5 Vliv jednotlivých složek odtoku na koncentrace dusíku a fosforu

Po provedené separaci odtoků byly nejprve vypočteny tři poměrové veličiny – Q_z/Q_{celk} , Q_p/Q_{celk} a Q_i/Q_{celk} - což jsou výsledné hodnoty podílu jednotlivých složek odtoku (Q_z – základní, Q_p – přímý, Q_i – pomalejší hypodermický, tj. „interflow“) a odtoku celkového (Q_{celk}). Jako vstupní data byly použity hodnoty průměrných denních průtoků. Z časových řad denních průtoků a jim příslušných poměrových veličin byly vyčleněny skupiny dnů na základě velikosti příspěvku jednotlivých složek odtoku k odtoku celkovému. Skupina Q_z jsou dny, ve kterých podíl základního odtoku v odtoku celkovém byl ve výši 90 – 100%. Poté byly dohledány a přiřazeny všechny hodnoty koncentrací živin, které se k těmto dnům vztahují (tzn. vzorkování proběhlo v průběhu dne, ve kterém byl podíl Q_z/Q_{celk} 90-100%). Tyto koncentrace $N\text{-NO}_3^-$ a P_{celk} pak v této analýze představují jejich typické hodnoty v základním odtoku toho kterého povodí. Analogicky byly vytvořeny i skupiny Q_p a Q_i s tím rozdílem, že poměrové zastoupení přímého i pomalého hypodermického odtoku není tak vysoké jako u odtoku základního, a proto bylo podílové zastoupení těchto typů odtoků rozšířeno na 60 – 100%. Tím se poněkud snižuje váha Q_p a Q_i jako zástupců „typických koncentrací živin“ v těchto typech odtoku, ale na druhou stranu se tím zvyšuje síla statistických testů, neboť jsou testované skupiny více vyvážené (výběrové soubory jsou přibližně stejně velké) a mají více stupňů volnosti. Po vytvoření skupin Q_z , Q_p a Q_i byla testována hypotéza, že průměrné koncentrace dusičnanového dusíku resp. celkového fosforu se od sebe neliší v jednotlivých typech odtoku. K tomuto účelu byla použita jednocestná analýza variance (Anova), kdy testování bylo provedeno pro každé povodí zvlášť a každou živinu zvlášť. Při statisticky průkazném výsledku následovalo mnohonásobné porovnání testem dle Tukeyho pro nestejný počet pozorování. Z důvodu nehomogenity rozptylů jednotlivých testovaných skupin u celkového fosforu byla před samotnou analýzou provedena logaritmická transformace

dat, která tento nedostatek odstranila (potvrzeno testy homogenity rozptylů – Hartley, Cochran C, Bartlett). Výsledky provedených analýz rozptylu a následných mnohonásobných porovnání jsou v tabulkách 29 a 30.

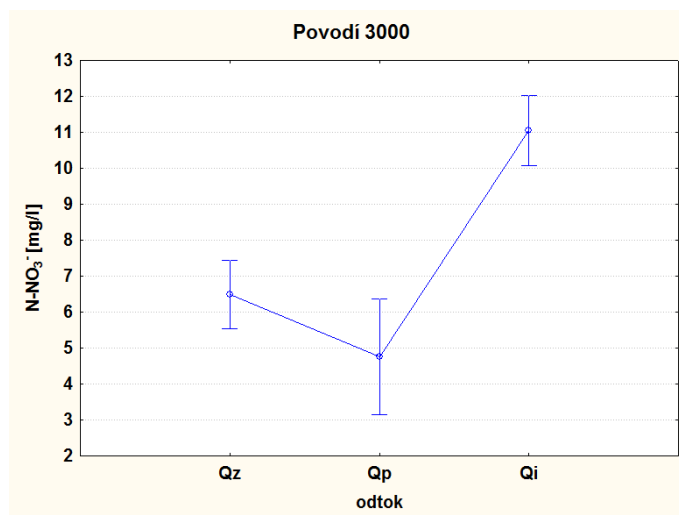
Hodnocené časové úseky ani frekvence odběrů nejsou stejné (viz. kapitola 5.1), přesto je možné z daných dat získat informaci o hlavním nosiči znečištění na všech úrovních hodnocených měřítek povodí.

Tab. 29: Výsledky analýz rozptylu a mnohonásobných porovnání pro N-NO₃⁻ (p – dosažená hladina významnosti v analýze rozptylu; homogenní skupina – křížky v jednom sloupečku značí typy odtoku, které se v daném povodí od sebe v koncentracích N-NO₃⁻ průkazně neliší)

povodí	živina	typ odtoku	prům. koncentrace [mg/l]	p (Anova)	homogenní skupiny
2100	N-NO ₃ ⁻	Qz	5,26	<0,001	X
		Qp	3,69		X
		Qi	8,16		X
3000	N-NO ₃ ⁻	Qz	6,50	<10 ⁻⁶	X
		Qp	4,77		X
		Qi	11,05		X
5600	N-NO ₃ ⁻	Qz	5,72	0,005	X
		Qp	5,34		X
		Qi	7,46		X
6900	N-NO ₃ ⁻	Qz	6,57	0,04	X
		Qp	5,74		X
		Qi	8,26		X
7400	N-NO ₃ ⁻	Qz	4,99	<0,001	X
		Qp	4,09		X
		Qi	7,36		X
T7U	N-NO ₃ ⁻	Qz	9,01	<0,001	X
		Qp	6,98		X
		Qi	10,37		X
P6	N-NO ₃ ⁻	Qz	16,09	<0,001	X
		Qp	15,68		X
		Qi	18,45		X
P52	N-NO ₃ ⁻	Qz	8,45	<10 ⁻⁶	X
		Qp	6,41		X
		Qi	7,42		X
P53	N-NO ₃ ⁻	Qz	16,80	0,003	X
		Qp	16,03		X
		Qi	18,06		X

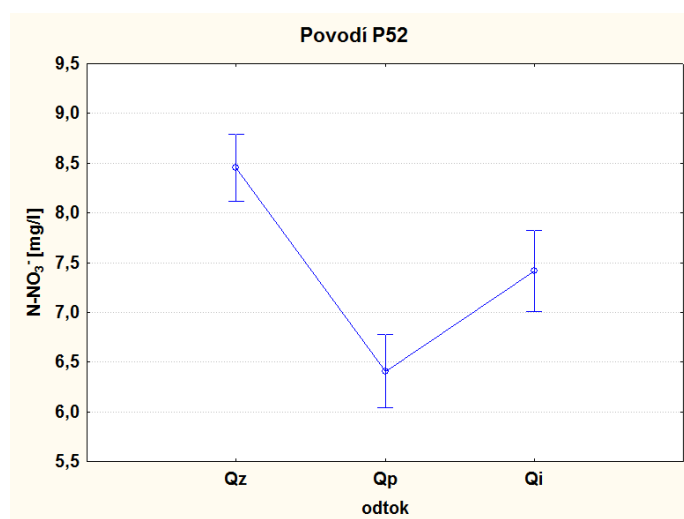
Při hodnocení průměrných hodnot koncentrací N-NO_3^- v tabulce 29 je patrné, že nejvyšší koncentrace N-NO_3^- jsou ve všech povodích (mimo P52) v pomalejším hypodermickém odtoku Q_i a naopak nejnižší koncentrace jsou vždy v odtoku přímém Q_p . Koncentrace dusičnanového dusíku v základním odtoku Q_z se pak nachází mezi hodnotami koncentrací Q_p a Q_i , kdy výjimkou je povodí P52, kde jsou průměrné koncentrace v základním odtoku nejvyšší (vysvětlení viz. níže v této kapitole). Na základě aritmetických průměrů lze tedy říci, že nositelem znečištění dusičnanovým dusíkem je pomalejší hypodermický odtok Q_i a naopak „nejčistším“ typem odtoku je přímý odtok Q_p , a to na všech úrovních hodnocených měřítek povodí. Je nutné si ale uvědomit, že se v tomto závěru mluví o koncentracích dusičnanů a ne o odnosech, kde je situace jiná (viz. kapitola 6.2.6).

Z hlediska statistické průkaznosti rozdílů už není situace tak jednoznačná. Z tabulky 29 je patrné, že Anova je statisticky průkazná ($\alpha = 0,05$) u všech devíti povodí (F-testem byla zamítnuta hypotéza o rovnosti průměrů mezi koncentracemi N-NO_3^- v jednotlivých typech odtoku), ale následně provedená mnohonásobná porovnání rozdělila testovaná povodí do dvou skupin. První a početnější skupina (povodí 2100, 3000, 5600, 7400 a P6) má průkazně vyšší hodnoty koncentrací N-NO_3^- v odtoku Q_i oproti ostatním dvěma typům odtoku Q_z a Q_p , jež tvoří homogenní skupinu (průkazně se od sebe neliší). Na obrázku 19 je krabicový graf průměrů s odchylkami jednoho povodí z této skupiny.



Obr. 19: Graf průměrů s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí 3000

Ve druhé skupině hodnocených povodí (6900, T7U, P52 a P53) má každé povodí jiné uspořádání homogenních skupin. U povodí 6900 mnohonásobné porovnání neprokázalo rozdíl v koncentracích mezi typy odtoku, ačkoliv Anova byla průkazná. Je to způsobeno tím, že síla mnohonásobných porovnání je menší než síla F-testu a lze očekávat, že s většími výběrovými soubory by byly průkazné výsledky i v mnohonásobných porovnáních. V případě povodí T7U se odlišuje přímý odtok od ostatních průkazně nižšími koncentracemi a u povodí P53 zase dochází k situaci, že jediný průkazný rozdíl je mezi Qp (nejnižší koncentrace) a Qi (nejvyšší koncentrace). Přes jiné rozložení homogenních skupin se dá říci, že povodí 6900, T7U i P53 v podstatě zapadají do vzorce chování povodí z první skupiny. To se ale nedá říct o povodí P52, kde jsou koncentrace dusičnanů průkazně nejvyšší v základním odtoku a průkazně nejnižší v odtoku přímém Qp (viz. obrázek 20).



Obr. 20: Graf průměrů s odchylkami (průměr ±0,95 interval spolehlivosti) na povodí P52

Naměřené koncentrace dusičnanového dusíku v povodí P52 odpovídají koncentracím v celkovém odtoku naměřeným Hejzlarem a kol. (2004a; 2004b) pro malá subpovodí bez komunálních zdrojů znečištění (do 3,5 km²) v povodí VN Švihov na Želivce. Tito autoři udávají hodnoty koncentrací N-NO₃ u subpovodí se zastoupením zemědělské půdy 0 – 40% do 9 mg/l a jako přírodní pozadí stanovili hodnotu 0,5 mg dusičnanového dusíku na litr. Zvýšené koncentrace na povodí P52 oproti přírodnímu pozadí jdou tedy na vrub přítomné orné půdy (nejsou zde sídla ani bodové zdroje znečištění), která se ale nenachází v okolí uzávěrového profilu. Povodí je přibližně ze dvou třetin zalesněné, přičemž samotný uzávěrový profil je obklopen lesním porostem, takže

přímý odtok pocházející převážně z lesa, kde se neaplikují žádná hnojiva, může být zatížen živinami méně než základní odtok, který může mít zdrojovou oblast mimo les. V této oblasti jsou navíc monitorovány i koncentrace živin v padajících srážkách a koncentrace dusičnanů ve srážkové vodě dosahují výjimečně více jak 5 mg/l (Kvítek a kol., 2012). Dochází tedy k prostému naředění koncentrací dusičnanového dusíku ve vodě přímého odtoku prostřednictvím relativně čisté srážkové vody.

Navazujícím vysvětlením by mohl být předpoklad, že odseparovaný základní odtok je hlubokou podpovrchovou vodou či mělkou podzemní vodou, kde se živiny mohou hromadit, protože zde není odběr zajištěn kořeny rostlin ani biochemickou aktivitou půdních mikroorganismů, kterých je v hlubších vrstvách půdy méně než při povrchu. Jak již bylo uvedeno v kapitole 6.2.4, nelze odseparovaný základní odtok chápat jako odtok podzemní vody, ale spíše jako pomalou složku odtoku, přičemž není specifikován přesný původ této vody. Potom lze předpokládat, že v povodí P52 není odseparovaný základní odtok tvořen podzemní vodou z horninového prostředí s dobou zdržení v řádu desítek až tisíců let, kde jsou očekávány nižší koncentrace živin, ale že je tvořen „pomalým“ přítokem vody z hlubších vrstev nenasycené zóny, kde se mohou živiny akumulovat. Tento předpoklad podporuje i hloubka nepropustného podloží v tomto povodí, která se pohybuje řádově v jednotkách metrů, což bylo potvrzeno geofyzikálním měřením metodou elektrické odporové tomografie ERT (Kvítek a kol., 2011; Dubec, 2012).

Celkově lze na základě této analýzy rozptylu konstatovat, že nositelem znečištění dusičnanovým dusíkem v povodí VN Švihov na Želivce je pomalejší hypodermický odtok Q_i , což se shoduje se závěrem, ke kterému jinými metodami došli a následně publikovali Doležal a Kvítek (2004). To může být nebezpečné zejména v tomto území (povodí VN Švihov na Želivce), kde v některých lokalitách a obdobích tato složka odtoku tvoří až 48% celkového odtoku (Doležal a kol., 2003). Obdobné výsledky publikoval i Lange a Haensler (2012), kteří prováděli výzkum malého povodí horského charakteru, s podložím taktéž z krystalických hornin, lokalizované v jihozápadním Německu. Nejnižší koncentrace dusičnanů vyzorovali v povrchovém odtoku a nejvyšší v hypodermickém. Koncentrace dusičnanů v základním odtoku byly, stejně jako v této práci, mezi hodnotami Q_p a Q_i . Naproti tomu Tiemeyer a kol. (2006) uvádí, že vysoké koncentrace dusičnanů má rychlá složka odtoku, protože je vyplavuje z horních částí půdy, které jsou vysoce obohaceny dusičnany mající původ v hnojení, přičemž zde dochází k jejich dlouhodobému hromadění. V jejich pojetí je ovšem rychlá složka odtoku součtem Q_p a Q_i , protože

vychází z dvousložkové separace odtoku (základní odtok a rychlá složka odtoku). Vysoké koncentrace dusičnanů v této jejich „rychlé složce odtoku“ mohou tedy být způsobeny přítomností složky Q_i .

Základní a přímý odtok mají statisticky neprůkazné rozdíly mezi sebou, a tak jejich poměrový příspěvek k celkové koncentraci dusičnanového dusíku v celkovém odtoku lze brát jako shodný. Poměrový příspěvek je zde uveden z důvodu toho, že záleží na objemovém zastoupení jednotlivých složek odtoku v celkovém odtoku. Pokud by v průměru za nějaký delší časový úsek byla třetina objemu celkového odtoku tvořena Q_z , třetina Q_p a třetina Q_i , pak by byl pomalejší hypodermický odtok Q_i největším dodavatelem $N-NO_3^-$ v hmotnostních jednotkách (mg) a základní odtok Q_z by dodával zhruba stejně dusičnanového dusíku jako přímý odtok Q_p , ale méně než Q_i .

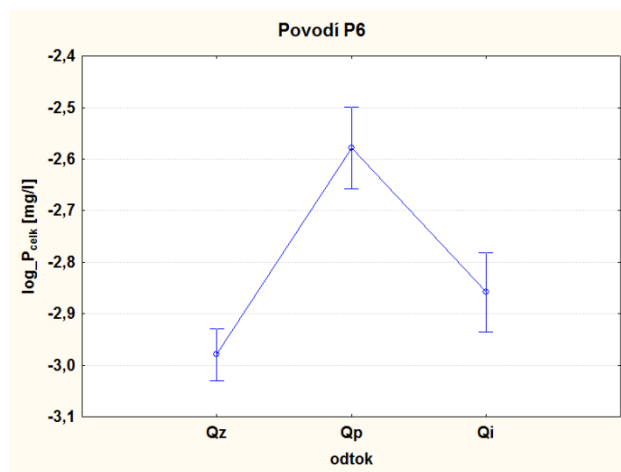
Dále byla provedena analýza rozptylu pro zjištění vlivu jednotlivých složek odtoku na koncentrace P_{celk} , jejíž výsledky jsou v tabulce 30.

Tab. 30: Výsledky analýz rozptylu a mnohonásobných porovnání pro P_{celk} (p – dosažená hladina významnosti v analýze rozptylu; homogenní skupina – křížky v jednom sloupečku značí typy odtoku, které se v daném povodí od sebe v koncentracích P_{celk} průkazně neliší)

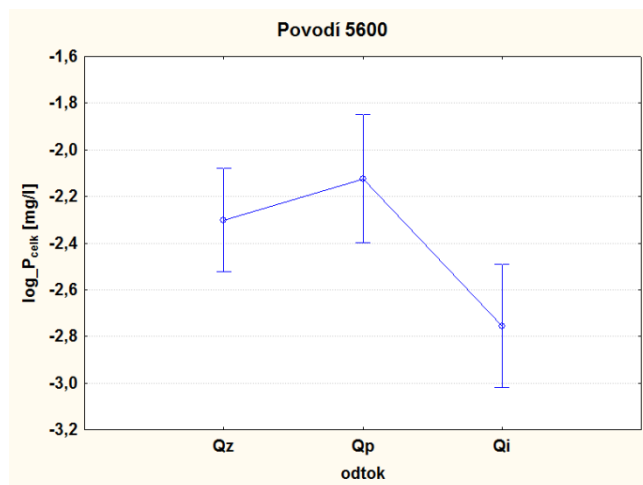
povodí	živina	typ odtoku	prům. koncentrace [mg/l]	p (Anova)	homogenní skupiny
2100	P_{celk}	Qz	0,115	0,004	X
		Qp	0,105		X
		Qi	0,058		X
3000	P_{celk}	Qz	0,122	0,008	X
		Qp	0,153		X
		Qi	0,082		X
5600	P_{celk}	Qz	0,124	0,004	X
		Qp	0,133		X
		Qi	0,068		X
6900	P_{celk}	Qz	0,287	0,009	X
		Qp	0,377		X
		Qi	0,167		X
7400	P_{celk}	Qz	0,089	>0,05	X
		Qp	0,112		X
		Qi	0,079		X
P6	P_{celk}	Qz	0,053	<10 ⁻⁶	X
		Qp	0,080		X
		Qi	0,059		X
P52	P_{celk}	Qz	0,071	<0,001	X
		Qp	0,102		X
		Qi	0,076		X
P53	P_{celk}	Qz	0,049	<10 ⁻⁶	X
		Qp	0,068		X
		Qi	0,050		X

Průměrné hodnoty koncentrací P_{celk} jsou ve všech povodích (mimo 2100) nejvyšší v přímém odtoku Qp. Nejnižší koncentrace jsou u velkých povodí vždy v Qi a u malých povodí není prakticky rozdíl mezi koncentracemi P_{celk} v Qz a Qi. Na základě aritmetických průměrů lze tedy říci, že nositelem znečištění celkového fosforu je přímý odtok Qp, a to na všech úrovních hodnocených měřítek povodí. Tvrzení o přímém odtoku jako hlavním znečišťovateli vod celkovým fosforem je statisticky průkazné na všech malých povodích, u velkých povodí průkaznost chybí. Není důvod předpokládat, že by měly koncentrace

celkového fosforu v uzávěrovém profilu velkých povodí odlišnou genezi oproti povodím malým, ale statistická neprůkaznost je zde způsobena menším počtem stupňů volnosti (menšími výběrovými soubory). To je patrné i z dosažených hladin významnosti „p“, které jsou u malých povodí výrazně nižší. Na obrázcích 21 a 22 jsou vyobrazeny krabicové grafy průměrů s odchylkami pro povodí P6 a 5600, kde je patrné typické chování koncentrací P_{celk} v různých typech odtoku v povodí malého i velkého měřítka.



Obr. 21: Graf zlogaritmovaných průměrů P_{celk} s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí P6



Obr. 22: Graf zlogaritmovaných průměrů P_{celk} s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí 5600

Fakt, že je fosfor vázán na sedimenty a vstupuje do povrchových vod zejména ve spojení s půdními částicemi, potvrdilo již mnoho autorů (např. Reddy a kol., 1999; Novotny, 2003; Royer a kol., 2006; Pitter, 2009 a další), přičemž toto splavování půdních

částic do toku způsobuje především přímý odtok (Sharpley a kol., 1994; Kelly a Whitton, 1998; Tumas, 2000; Janeček, 2008). Nejde ale jen o povrchovou složku přímého odtoku, protože jak ukazují výsledky některých autorů (Haygarth a Jarvis, 2002; Kretzschmar a kol., 1999; Heathwaite a Dils, 2000), tak významný objem fosforu (zejména koloidního) může být vyplavován prostřednictvím preferenčních cest (podpovrchový odtok). Heckrath a kol. (1995), Ulén a Persson (1999) i Hodgkinson a kol. (2002) potvrzují, že ztráta fosforu preferenčním prouděním, především v půdách s vysokým obsahem jílu, může být klíčová. K tomu Sims a kol. (1998) a Godlinski a kol. (2004) doplňují, že ztráta fosforu podpovrchovým odtokem může být velká i v písčitých půdách, a to z důvodu nízké sorpční kapacity a vysoké hydraulické konduktivity.

Někteří autoři zkoumali změnu koncentrací fosforu nejen v závislosti na změně průměrných průtoků, ale i při samotné srážko-odtokové události, kde je zvýšení průtoků zapříčiněno především rychlou složkou odtoku. Např. Moravcová (2011) konstatuje, že vyšší nárůst průtoků v průběhu srážko-odtokové události obecně zapříčiňuje výraznější vzestup koncentrací fosforu. Výrazný vliv velikosti změn průtoků na změny koncentrací fosforu popisují také Butturini a kol. (2006) a Jarvie a kol. (2008). Z výše uvedeného vyplývá, že koncentrace celkového fosforu jsou velmi úzce spjaty nejen s velikostí, ale i s dynamikou změny rychlé složky odtoku.

Výsledky v této disertační práci tedy podporují tvrzení, že celkový fosfor je splavován do povrchových vod společně s půdními částicemi, na které je vázán. Při snaze o snížení koncentrací celkového fosforu v povodích VN Švihov na Želivce je proto nutné snižovat objem přímého odtoku z povodí, a tím snižovat erozi způsobenou povrchovým odtokem, ale i erozi půdních částic způsobenou rychlým podpovrchovým odtokem.

6.2.6 Vliv jednotlivých složek odtoku na odnos dusíku a fosforu

Jak již bylo řečeno v kapitole 6.2.2 je stanovení odnosu živin z diskrétního odběru koncentrací živin na povodích značně diskutabilní, protože se koncentrace v čase mění a navíc lze pro samotný výpočet odnosu použít mnoha metod s různými výsledky. Z tohoto důvodu bylo pro tuto analýzu využito pouze profilů P6, P52 a P53, kde probíhal kontinuální monitoring jakosti vod (viz. kapitola 5.1).

Metodika vytvoření skupin Qz, Qp a Qi je stejná jako v kapitole 6.2.5, a to až do okamžiku přiřazení koncentrací $N-NO_3^-$ a P_{celk} . V této analýze byly totiž skupinám dnů Qz,

Qp a Qi přiřazeny hodnoty denních odnosů $N-NO_3^-$ a P_{celk} , které byly vypočteny na základě průměrných denních průtoků a koncentrací. Následně byla opět jednocestnou analýzou variance testována hypotéza, že průměrné odnosy dusičnanového dusíku resp. celkového fosforu se od sebe neliší v jednotlivých typech odtoku. Testování bylo provedeno pro každé povodí zvlášť a každou živinu zvlášť. Při statisticky průkazném výsledku následovalo mnohonásobné porovnání testem dle Tukeyho pro nestejný počet pozorování. Z důvodu nehomogenity rozptylů jednotlivých testovaných skupin u $N-NO_3^-$ i P_{celk} byla před samotnou analýzou provedena logaritmická transformace dat. Výsledky provedených analýz rozptylu a následných mnohonásobných porovnání jsou v tabulce 31.

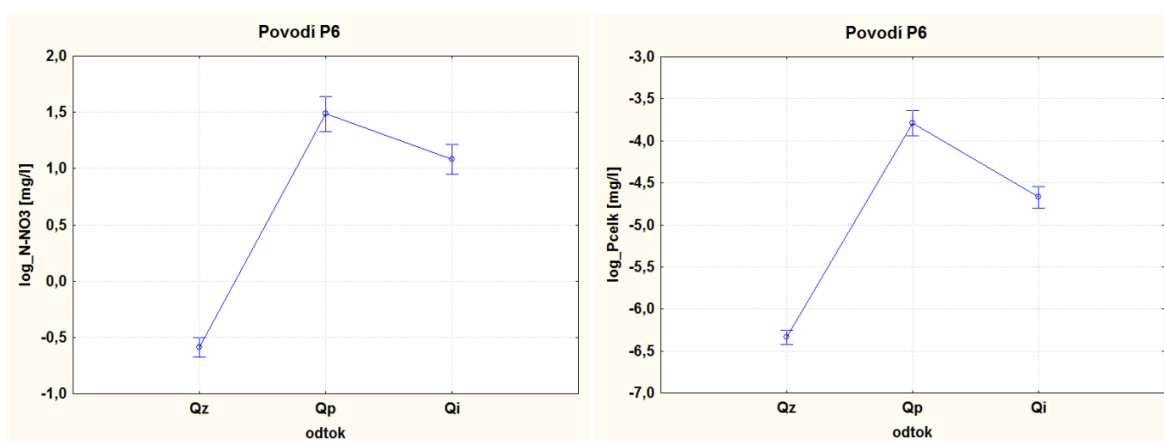
Tab. 31: Výsledky analýz rozptylu a mnohonásobných porovnání pro odnos $N-NO_3^-$ i P_{celk} (p – dosažená hladina významnosti v analýze rozptylu; homogenní skupina – křížky v jednom sloupečku značí typy odtoku, které se v daném povodí od sebe v odnosech průkazně neliší)

povodí	živina	typ odtoku	odnos živiny [kg/den]	p (Anova)	homogenní skupiny
P6	$N-NO_3^-$	Qz	0,59	$<10^{-6}$	X
		Qp	5,84		X
		Qi	3,45		X
P52	$N-NO_3^-$	Qz	0,64	$<10^{-6}$	X
		Qp	5,09		X
		Qi	3,02		X
P53	$N-NO_3^-$	Qz	0,06	$<10^{-6}$	X
		Qp	1,28		X
		Qi	0,61		X
P6	P_{celk}	Qz	0,0019	$<10^{-6}$	X
		Qp	0,0295		X
		Qi	0,0105		X
P52	P_{celk}	Qz	0,0052	$<10^{-6}$	X
		Qp	0,0854		X
		Qi	0,0270		X
P53	P_{celk}	Qz	0,0002	$<10^{-6}$	X
		Qp	0,0072		X
		Qi	0,0019		X

Z tabulky je patrné, že odnosy obou živin způsobuje stejný mechanismus, neboť rozložení homogenních skupin i rozložení hodnot odnosů v rámci jednotlivých složek odtoku je totožné. Průkazně nejnižší odnosy živin jsou v období základního odtoku a naopak nejvyšší jsou odnosy v období, kdy převládá odtok přímý. Toto zjištění se plně

shoduje se závěrem z kapitoly 6.2.2 o tom, že stěžejním faktorem ovlivňujícím odnos látek z povodí je odtok vody. Koncentrace dusičnanů i celkového fosforu samozřejmě mají vliv na celkový odnos těchto živin z povodí, ale podstatně více odnos závisí na odtoku vody z povodí. Jelikož v období s vysokým podílem základního odtoku jsou průtoky minimální a v období s vysokým podílem přímého odtoku jsou průtoky vyšší (jedná se o dny se srážko-odtokovými epizodami), je nasnadě, že odnositelství látek jsou ve všech případech průkazně vyšší při Qp. Lze to považovat za další důkaz platnosti závěru z kapitoly 6.2.2.

Na obrázku 23 jsou vyobrazeny krabicové grafy průměrů s odchylkami pro povodí P6, kde je patrné typické chování odnositelství živin při různých převládajících typech odtoku. Je vidět, že rozdíl mezi odnositelství živin v převládajícím přímém a pomalejším hypodermickém odtoku není tak markantní jako rozdíl mezi odnosem živin v základním odtoku a jiným typem odtoku (ale i ten je statisticky průkazný).



Obr. 23: Grafy zlogaritmovaných průměrů N-NO₃⁻ (vlevo) a P_{celk} (vpravo) s odchylkami (průměr ±0,95 interval spolehlivosti) na povodí P6

Z výše uvedeného vyplývá mírně paradoxní závěr – v povodí VN Švihov na Želivce je hlavním nositelem dusičnanového dusíku (tj. „znečišťovatelem“) pomalejší hypodermický odtok Qi, ale nejvyšší dosahované hodnoty odnositelství N-NO₃⁻ jsou v období převládajícího přímého odtoku Qp (tzn. při srážko-odtokových událostech), přestože v něm jsou naopak koncentrace nejnižší. Z dlouhodobého hlediska je pomalejší hypodermický odtok Qi, vzhledem k jeho poměrovému zastoupení v povodí VN Švihov na Želivce (viz. tabulka 27), zřejmě největším dodavatelem dusičnanů do povrchových toků

v hmotnostních jednotkách. U celkového fosforu je situace jednodušší, protože koncentrace i odnosy fosforu jsou nejvyšší při převládajícím přímém odtoku Q_p .

Pomalejší hypodermický odtok Q_i jako největšího přispěvatele dusičnanů do povrchových vod identifikovali ve své studii také Doležal a Kvítek (2004). Výše uvedené závěry potvrzují i Laubel a kol. (1999) nebo Ulén a Persson (1999), kteří uvádí, že největší ztráty fosforu z povodí jsou vázány na srážko-odtokové události. V práci Salvia-Castellví a kol. (2005) jsou významné odtokové události jednoznačně identifikovány jako období s největšími odnosy fosforu i dusíku. Podobně Huber (1993), Prasuhn a Sieber (2005) nebo Abbaspour a kol. (2007) zjistili, že při srážko-odtokových událostech je rychlá složka odtoku významným transportním médiem pro prvky z plošných zdrojů znečištění, zejména potom pro dusík a fosfor ze zemědělských ploch. Na pravdivost těchto závěrů poukazuje i výzkum Rozemeijera a kol. (2010), kde se uvádí, že z celkového ročního odnosu živin má pouze 9% dusičnanů a 19% fosforu původ v podzemních vodách. Odlišné závěry publikoval Van Vliet a kol. (2006), který v naprosto odlišných podmínkách v Nizozemí odhadl, že příspěvek základního odtoku k celkovému odnosu dusíku i fosforu v povrchových vodách je okolo 50%. V jiných geologických, pedologických, hydrologických i klimatických podmínkách, než jsou v povodí VN Švihov na Želivce, tedy může základní odtok být největším nositelem znečištění dusíkem i fosforem, tak jako dokladuje např. Rozemeijer a Broers (2007).

K různým závěrům došli také autoři, kteří se v odlišných přírodních podmínkách než jsou v povodí VN Švihov zabývají drenážním odtokem. Ten si zachovává podobné tendence jako odtok celkový v povrchových tocích (Švihla a kol., 1992), což naznačuje, že mechanismy tvorby odtoku a jakosti vody v malých povrchových tocích a v drenážním odtoku jsou podobné (Fučík a kol., 2010). Z těchto důvodů lze závěry získané na základě výzkumu drenážního odtoku do jisté míry aplikovat i na povrchový odtok. Často je jako hlavní transportní mechanismus živin uváděn přímý odtok (resp. preferenční podpovrchové proudění), přestože tvoří pouze malou část celkového drenážního odtoku (Everts a Kanwar, 1990; Laubel a kol., 1999). Tiemeyer a kol. (2009) taktéž tvrdí, že většina fosforu z povodí je exportována v rychlé složce odtoku, protože odhadli, že 53% až 60% celkového fosforu je odneseno rychlou složkou odtoku, která ovšem představovala jen kolem 20% odtoku celkového. Tiemeyer a kol. (2008) navíc uvádí, že přímým odtokem bylo vyplaveno 63-91% dusičnanů z povodí.

Z výše uvedeného lze konstatovat, že nejvyšší hodnoty odnosů dusíku i fosforu jsou spjaty s přímým odtokem, i když tato složka odtoku nemusí být z dlouhodobého hlediska

zároveň největším dodavatelem živin do povrchových toků (tak jako u dusičnanů v povodí VN Švihov na Želivce).

6.2.7 Trend koncentrací živin v obdobích základního odtoku

Pro vysledování trendu koncentrací živin v obdobích základního odtoku je nutné mít dlouhodobou časovou řadu průtoků i koncentrací živin, protože je zapotřebí nejdříve vybrat dny, kdy je celkový odtok vody z povodí tvořen pouze základním odtokem (Q_z/Q_{celk} je 100%), v těchto dnech zjistit koncentrace $N-NO_3^-$ a P_{celk} , a nakonec tyto koncentrace analyzovat pomocí prosté lineární regrese Y (koncentrace) na T (čas). Aby byla provedená regrese dostatečně vypovídající, musí tvořit korelační pole větší počet bodů, což je zajištěno jen u dlouhých časových řad. U povodí P6, P52 a P53 byly k dispozici krátké časové řady denních průtoků a u povodí 2100 a 6900 byl i přes dlouhou časovou řadu pouze velmi malý počet dní, kdy byl celkový odtok tvořen pouze odtokem základním ($Q_z/Q_{celk} = 100\%$) a zároveň byl odebrán vzorek vody k rozboru. Z těchto důvodů byla tato povodí z analýzy vyřazena a hodnocena byla tudíž pouze povodí 3000, 5600, 7400 a T7U. Trend je považován za statisticky průkazný, byla-li dosažená hladina významnosti regresního modelu nižší než $\alpha = 0,05$. Výsledky provedené analýzy jsou zpracovány v tabulce 32.

Tab. 32: Trendy koncentrací živin v základním odtoku

povodí	živina	délka časové řady	trend
3000	$N-NO_3^-$	I.96 - XII.10	-
	P_{celk}		-
5600	$N-NO_3^-$	I.96 - XII.10	↗
	P_{celk}		↘
7400	$N-NO_3^-$	I.96 - XII.10	-
	P_{celk}		-
T7U	$N-NO_3^-$	XI.03 - X.11	-
	P_{celk}	-	-

V hodnocených časových obdobích nevykazují koncentrace zkoumaných živin žádný trend s výjimkou povodí 5600. Zde dochází k setrvalému růstu koncentrací $N-NO_3^-$ v základním odtoku, přestože trend pro koncentrace $N-NO_3^-$ v celkovém odtoku je klesající

(viz. tabulka 12). Vývoj koncentrací N-NO_3^- je tedy v celkovém a základním odtoku opačný, což může značit jakousi „dobu dobehu“ znečištění dusičnany, které se v povodí naakumulovaly před rokem 1989. Po kompletní změně zemědělského hospodaření se v celkovém odtoku tato zásoba dusičnanů již neprojevuje (nebo je každým rokem menší), kdežto v podzemní vodě je přítomna (zvyšuje se) a vyplavuje se prostřednictvím základního odtoku.

V povodí 5600 je v základním odtoku průkazný i trend celkového fosforu, ale na rozdíl od N-NO_3^- je tento trend klesající. Stejný trend (klesající) je průkazný i v celkovém odtoku (tabulka 14). V základním odtoku dochází tedy na povodí 5600 k podobné situaci jako v odtoku celkovém u jiných povodí, kde došlo ke změně trendu (z rostoucího na klesající) u celkového fosforu o dost dříve než u dusičnanů (viz. kapitola 6.1.1).

Na povodí T7U není statisticky průkazný trend (rostoucí ani klesající) koncentrací N-NO_3^- v základním odtoku v časovém období hydrologických let 2004 – 2011. To je rozdíl oproti výsledkům Žlábka a kol. (2005), který na stejném profilu, ovšem v letech 1992 až 2003, detekoval rostoucí trend v koncentracích dusičnanů v základním odtoku. To znamená, že na profilu T7U došlo v posledních letech k zastavení růstu koncentrací dusičnanů v základním odtoku. To koresponduje s hypotézou, že některé podzemní vody jsou (případně byly) dlouhodobě kontaminované (především zemědělským hospodařením před rokem 1989), a že zlepšení jejich stavu nelze očekávat v horizontu roků, ale spíše desítek let, od změny situace v 90-tých letech minulého století. Na povodí T7U se tento obrat v dlouhodobém vývoji koncentrací dusičnanů v základním odtoku časově víceméně shoduje s dlouhodobým vývojem v odtoku celkovém, kde došlo ke změně rostoucího trendu na klesající v průběhu roku 2005 (viz. tabulka 15). To poukazuje na hydrogeologickou spojitost povrchové a podzemní vody v tomto konkrétním povodí, kdy doba zdržení podzemní vody není velká. Podobné závěry publikoval i Buzek (2005), který na základě izotopové analýzy stanovil dobu zdržení vody v hydrogeologické struktuře krystalinika v řádu měsíců až jednoho roku.

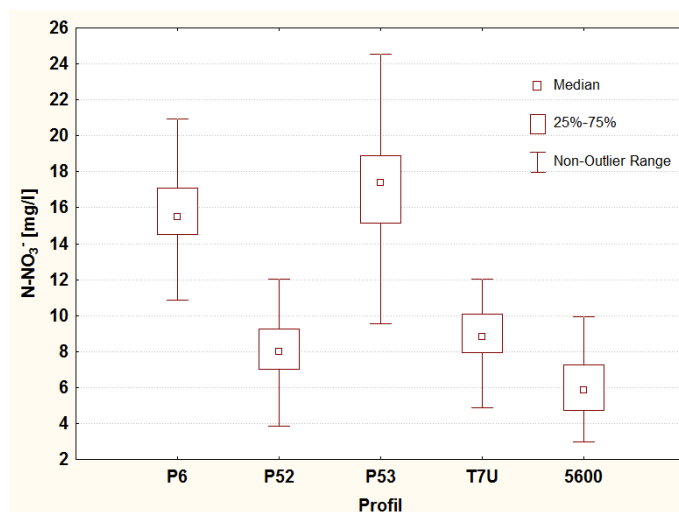
Ani vodu základního odtoku nelze považovat za stabilní z hlediska koncentrací. Vždy záleží na hydrogeologických podmínkách daného povodí, protože kvalita podzemních vod je značně variabilní a závisí na mnoha faktorech (složení horninového prostředí kolektoru, hloubka hladiny od povrchu půdy, intenzita antropogenního zatížení, a další). Novotny (2003) uvádí, že voda v mělce zahloubené zvodni často vykazuje sezónní či dokonce denní výkyvy v koncentracích iontů a rozpuštěných látek, kdežto voda z hlubokých zvodní má skoro stálou jakost. Statistická neprůkaznost trendů koncentrací

živin v některých analyzovaných povodích může tedy poukazovat na stabilnější podzemní vody, u kterých je změna trendu v takovémto časovém rozpětí neprokazatelná.

6.3 Scale efekt – koncentrace dusíku a fosforu u vnořených povodí

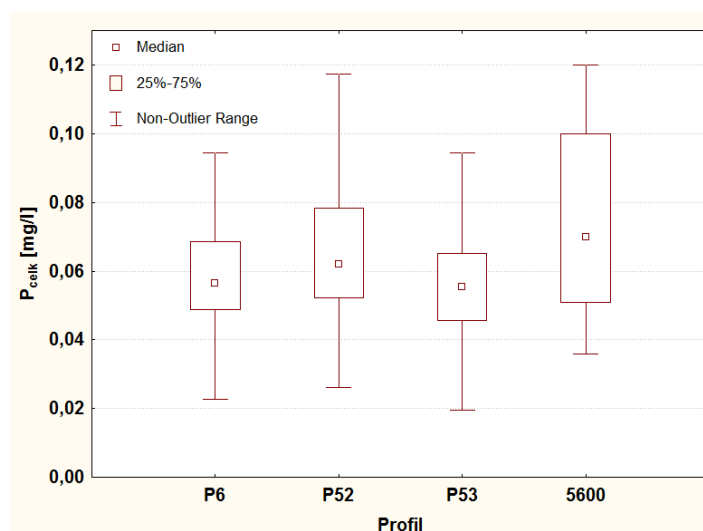
Pro tuto analýzu byla použita data z hydrologických let 2009 a 2010 o koncentracích N-NO_3^- a P_{celk} z profilů P6, P52, P53, T7U a 5600, které jsou hierarchicky uspořádané (vnořená povodí – viz. kapitola 4.).

Podle Tiemeyer a kol. (2006) je „scale efekt“ zapříčiněný ředěním, např. méně znečištěnou podzemní vodou, diverzitou land use, růstem vodních rostlin v tocích a biochemickými procesy v toku. To pak způsobuje nižší koncentrace dusičnanů v povodích většího měřítka. Výsledky této analýzy ale nejsou v úplném souladu s touto teorií. Na krabicovém grafu (obr. 24) je patrné, že s rostoucím měřítkem povodí koncentrace N-NO_3^- ve většině případů klesají. Povodí P52 (malé povodí) ale dosahuje mírně nižších hodnot koncentrací než povodí T7U (střední velikost povodí). Tato povodí však mají výrazně odlišné využití území (viz. tabulky 4 a 5), takže vliv „scale efektu“ je pravděpodobně překryt vlivem land use (a s tím souvisejícími dalšími faktory) na těchto povodích. Většinově lesní povodí P52 má pak nižší koncentrace N-NO_3^- oproti povodí s většinovým zastoupením orné půdy. V ostatních případech jsou koncentrace N-NO_3^- v malých povodí (P6, P53) statisticky průkazně vyšší než ve středně velkém povodí T7U a ty jsou zase průkazně vyšší než ve velkém povodí 5600 (testováno jednocestnou analýzou variance s následným mnohonásobným porovnáním na hladině významnosti $\alpha = 0,05$).



Obr. 24: Krabicové grafy hodnot koncentrací N-NO₃⁻ na povodí různých měřítek

U koncentrací P_{celk} výše zmíněné principy fungují obráceně (s rostoucím měřítkem povodí koncentrace rostou – obr. 25), byť nejsou statisticky průkazné na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (testováno jednocestnou analýzou variance s následným mnohonásobným porovnáním). Je to dáno opět vlastnostmi fosforu (vazba na půdní částice), kdy se tento prvek v průběhu toku kumuluje (v sedimentech určitě a ve vodním sloupci to již tak jednoznačné být nemusí).



Obr. 25: Krabicové grafy hodnot koncentrací P_{celk} na povodí různých měřítek

V rozsáhlé studii celorepublikového charakteru došel k podobným závěrům Langhammer a kol. (2012), který u dusičnanů vyzoroval průkazný pokles průměrných hodnot i celkové variability s rostoucími kategoriemi toku (potoky, malé řeky, velké řeky).

Nejvyšší koncentrace i variabilita dusičnanů je tedy v malých povodích, nejnižší u velkých. U celkového fosforu se variabilita s rostoucími kategoriemi toku (povodí) také snižuje, ale průměrné koncentrace se na rozdíl od dusičnanů zvyšují. Nejvyšší koncentrace fosforu tak nachází Langhammer a kol. (2012) u největších povodí, což se shoduje s výsledky této disertační práce.

Obdobné účinky „scale efektu“ pozorovali i Tomer a kol. (2003), Doležal a Kvítek (2004) a Tiemeyer a kol. (2006). Snížení dusičnanového znečištění směrem po toku (z menšího povodí do většího) vyzníval v několika případech také Lexa (2006) a tento fakt vysvětlil přítomností vodních nádrží, ve kterých je dusík (ale i fosfor) zadržován či odstraňován. Tento obecně známý fakt popisuje z domácích autorů např. Janeček (1992) a Gergel (1992). Hejzlar a kol. (2001) ve stejném duchu uvádí, že v roce 2000 bylo v předřazených nádržích VN Švihov na Želivce zadrženo či odstraněno 111 t celkového dusíku a 9,1 t celkového fosforu, což činilo u jednotlivých nádrží do 30% přitékajícího dusíku a až 50% přitékajícího fosforu. V případě povodí popisovaných v této kapitole se malé vodní nádrže nachází mezi profilem T7U a 5600, což napomáhá snížení $N-NO_3^-$ mezi těmito profilem a naopak zabraňuje výraznějšímu zvýšení koncentrací P_{celk} .

Závěrem lze konstatovat, že „scale efekt“ je pouze jedním z mnoha faktorů, které ovlivňují koncentrace živin v povrchových vodách, a že jeho vliv zřejmě patří k těm slabším (v porovnání s jinými faktory – land use, morfologie terénu, pedologické a geologické charakteristiky, zemědělský management, apod.). Z tohoto důvodu nemusí být v mnoha případech jeho vliv vůbec patrný. Jeho detekovatelnost pak bude tím větší, čím homogennější budou zkoumaná povodí.

6.4 Souhrn původních výsledků

Následující bodový souhrn původních výsledků vyplynul ze závěrů jednotlivých kapitol této disertační práce, přičemž tyto závěry jsou platné pro oblast povodí VN Švihov na Želivce.

- Pozitivní změna v trendech vývoje koncentrací anorganického dusíku (snižování koncentrací v čase) nastala u velkých subpovodí náležících do povodí VN Švihov po cca 5 letech a déle od rozsáhlých změn v zemědělství po roce 1989. U některých subpovodí (hlavně u těch malých) přetrvává negativní trend (zvyšování koncentrací) dodnes.
- Pozitivní změna v trendech vývoje koncentrací celkového fosforu (snižování koncentrací v čase) nastala u velkých subpovodí náležících do povodí VN Švihov podstatně dříve než u dusíku, a to již v 80-tých letech minulého století.
- V povodích všech velikostí byl prokázán roční chod koncentrací dusičnanů i celkového fosforu (jednoroční perioda je statisticky průkazná v časových řadách koncentrací $N-NO_3^-$ i P_{celk}).
- U velkých povodí patřících do povodí VN Švihov dochází s rostoucím celkovým odtokem k růstu koncentrací dusičnanů, u menších povodí není situace jednoznačná a často dochází naopak k ředění koncentrací.
- Hlavním faktorem ovlivňujícím odnos látek z povodí je odtok vody, koncentrace látek mají marginální vliv.
- Povodí většího měřítka vykazují menší variabilitu v zastoupení jednotlivých složek odtoku oproti povodím malého měřítka.
- Přítomnost většího antropogenního zatížení povodí (sídelní útvary v povodí) může způsobit „chybné“ vyhodnocení podílu zastoupení jednotlivých složek odtoku metodami, jejichž vstupem je pouze hydrogram – zvýšený objem základního odtoku a snížený objem přímého odtoku oproti realitě.
- Poměrově největší příspěvek k celkové koncentraci dusičnanů v celkovém odtoku má pomalejší hypodermický odtok Q_i (je nositelem největších koncentrací dusičnanů). Základní a přímý odtok mají přibližně shodný příspěvek.
- V povodí VN Švihov jsou nejvyšší hodnoty odnosu $N-NO_3^-$ v období s převládajícím přímým odtokem Q_p , přestože v něm jsou naopak koncentrace nejnižší.
- Nositelem největších koncentrací celkového fosforu je přímý odtok Q_p .

- V povodí VN Švihov jsou odnosy celkového fosforu nejvyšší v období s převládajícím přímým odtokem Qp.
- Nejvyšší hodnoty odnosů dusíku i fosforu jsou spjaty s přímým odtokem, i když tato složka odtoku nemusí být z dlouhodobého hlediska zároveň největším dodavatelem živin do povrchových toků.
- U některých povodí je trend koncentrací N-NO₃⁻ v základním odtoku rostoucí, přestože trend pro koncentrace N-NO₃⁻ v celkovém odtoku je klesající.
- V základním odtoku dochází v některých povodích k podobné situaci jako v odtoku celkovém, kde došlo ke změně trendu (z rostoucího na klesající) u celkového fosforu o dost dříve než u dusičnanů.
- „Scale efekt“ je jedním z mnoha faktorů, které ovlivňují koncentrace živin v povrchových vodách, a jeho vliv zřejmě patří k těm slabším.
- Hydrologický výzkum týkající se koncentrací a odnosů živin, kdy cílem je identifikovat faktory ovlivňující tyto veličiny, by se měl provádět na povodích malého měřítka. U povodí velkých měřítek (na rozdíl od malých povodí) často chybí statistická průkaznost, přestože faktory a principy, které způsobují vyplavování živin do povrchových vod, i metodika výzkumu jsou stejné. Tyto neprůkaznosti jsou způsobeny „promíchávacím“ efektem, jehož příčinou je časová a prostorová variabilita zkoumaných veličin na velkém území.

7. ZÁVĚR

Cílem této disertační práce byla podrobná analýza dlouhodobého vývoje jakosti vody v různě velkých povodích a kvantifikace významu celkového odtoku i jeho jednotlivých složek na koncentrace a odnosy dusičnanového dusíku a celkového fosforu. Zájmovým územím bylo zvoleno povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce, které je jedním z nejvýznamnějších z hlediska zásobování obyvatel České republiky pitnou vodou. Nachází se v oblasti krystalinika, která má svá specifika a tudíž jsou zde uvedené výsledky a závěry platné především pro tuto oblast. Tato práce přispívá k poznání rozdílného vlivu jednotlivých složek odtoku na celkové koncentrace a odnosy vybraných živin v povrchových vodách, a to prostřednictvím kombinace použitých metod zpracování a vyhodnocení dat. Při řešení bylo důležité také hledisko času, neboť do analýz vstupovaly často dlouhé časové řady dat, které sloužily k hodnocení vývoje sledovaných parametrů v čase.

Klíčovým tématem této práce jsou koncentrace dusíku a fosforu a jejich odnosy ve vodách, přičemž se ukazuje, že co platí pro koncentrace, nemusí platit pro odnosy. Pro snižování koncentrací dusíku i fosforu bývají často uplatňovány odlišné strategie managementu těchto živin vzhledem k jejich rozdílné mobilitě v půdě. Společným prvkem při snižování odnosů je přitom odtok vody a současně s tím tedy i retence vody v půdě a v krajině jako celku. Důležité je si uvědomit, čeho chce člověk různými zlepšujícími opatřeními aplikovanými v dané oblasti docílit. Je totiž možné, že i přes značné snížení koncentrací živin v tocích, nemusí dojít k očekávanému podstatnému snížení odnosů živin a jejich následné sedimentaci ve vodních nádržích. Jedním z důležitých výsledků této práce je proto opakované potvrzení závěru, že v tomto povodí je hlavním faktorem ovlivňujícím odnos látek z povodí odtok vody. Pro snížení odnosů látek ze zemědělského ekosystému do vodních nádrží je tedy nutné především zvýšit akumulární a retenční schopnosti půdy a krajiny pro vodu, čímž dojde ke snížení odtokového koeficientu.

Relativně novým přístupem v této práci je zkoumání vlivu prostorového měřítka (tzv. „scale effect“ či „scale efekt“) na jednotlivé hodnocené parametry. Do analýz byla zahrnuta povodí o různých velikostech (různých měřítcích), z nichž některá jsou vnořená do jiných a výsledky jsou komentovány i z tohoto pohledu.

8. SOUHRNY

8.1 Seznam použité literatury

1. Abbaspour, K.C., Yang, J., Maximov, I., Sieber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., Srinivasan, R. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333, 2007, s. 413-430.
2. Addiscott, T.M., Thomas, D. Tillage, mineralisation and leaching: phosphate. *Soil and Tillage Research*, 53, 2000, s. 255-273.
3. Addiscott, T.M., Whitmore, A.P., Powlson, D.S. Farming, fertilizers and the nitrate problem. CAB International, Wallingford, 1991, In: Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley and Sons Ltd., 1993.
4. Andersen, H.E., Kronvang, B., Larsen, S.E. Agricultural practices and diffuse nitrogen pollution in Denmark. *Water Science and Technology*, 39, 1999, s. 257-264.
5. Anděl, J. *Statistická analýza časových řad*. SNTL, Praha, 1976,
6. ArandaCirerol, N., Herrera-Silveira, J.A., Comín, F.A. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatán, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 2006, s. 445-454.
7. Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R., Bernhardt, G. Automated Baseflow Separation and Recession Analysis Techniques. *Ground Water*, 33, 1995, s. 1010-1018.
8. Arnold, J.G., Allen, P.M. Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, 1999, s. 411-424.

9. Bach, M., Frede, H.G., Schweikart, U., Huber, A., Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. Forschungs und Entwicklungsvorhaben 10204515 des Umweltbundesamtes, 1998, In: Krysanova, V., Kundzewicz, Z.W., Pinskiwar, I., Habeck, A., Hattermann, F. Regional socio-economic and environmental changes and their impacts on water resources on example of Odra and Elbe basins. *Water Resources Management*, 20, 2006, s. 607-641.
10. Behrendt, H., Bachor, A. Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Water Science and Technology*, 38, 1998, s. 147-155.
11. Beránková, D., Ungerman, J. Nonpoint sources of pollution in the Morava river basin. *Water Science and Technology*, 33, 1996, s. 127-135.
12. Bilotta, G.S., Brazier, R.E., Haygarth, P.M., Macleod, C.J.A., Butler P., Granger S., Krueger, T., Freer, J., Quinton, J.N. Rethinking the contribution of drained and undrained grasslands to sediment-related water quality problems. *Journal of Environmental Quality*, 37, 2008, s. 906-914.
13. Blackburn, T.H. The microbial nitrogen cycle. In: Krumbein, W.E. (ed.) *Microbial geochemistry*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1983, s. 63-89.
14. Bolton, E.F., Aylesworth, J.W., Hore, F.R. Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertilizer levels on a Brookston clay soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 50, 1970, s. 275-279.
15. Borin, M., Morari, F., Bonaiti, Z., Paasch, M., Skaggs, R.W. Analysis of DRAINMOD performances with different detail of soil input data in the Veneto region of Italy. *Agricultural Water Management*, 42, 2000, s. 259-272.
16. Breeuwsma, A., Reijerink, J.G.A., 1992. Phosphate-saturated soils: a 'new' environmental issue. Chemical time bombs. Proceedings of the European state-of-the-art conference on delayed effects of chemicals in soils and sediments. Veldhoven, The Netherlands, 1992. Foundation for Ecodevelopment, The Netherlands, s. 79-85.
17. Brutsaert, W. *Hydrology: An introduction*. Cambridge University Press, 2005, 605 s.

18. Buczko, U., Kuchenbuch, R.O. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the USA and Europe – a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170, 2007, s. 445-460.
19. Budská, E. Atmosférická depozice látek. *VTEI*, 37, č. 12, 1995, s. 430-439.
20. Burnett, W.C., Bokuniewicz, H., Huettel, M., Moore, W.S., Taniguchi, M. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry*, 66, 2003, s. 3-33.
21. Burnett, W.C., Taniguchi, M., Oberdorfer, J. Measurement and significance of the direct discharges of groundwater into the coastal zone. *Journal of Sea Research*, 46, 2001, s. 109-116.
22. Burt, T.P., Worrall, F. Stream nitrate levels in a small catchment in south west England over a period of 35 years (1970–2005). *Hydrological Processes*, 23, 2009, s. 2056-2068.
23. Buttle, J.M. Isotope hydrograph separations and rapid delivery of pre-event water from drainage basins. *Progress in Physical Geography*, 18, 1994, s. 16-41.
24. Butturini, A., Gallart, F., Latron, J., Vazquez, E., Sabater, F. Cross-site comparison of variability of DOC and nitrate c-q hysteresis during autumn – winter period in three Mediterranean headwater streams: a synthetic approach. *Biogeochemistry*, 77, 2006, s. 327-349.
25. Buzek, F., Kvítek, T. (Ed.) a kol. Ověření vlivu a rozsahu zatravnění a zornění vybraných lokalit na dusičnanové zatížení povrchových a podzemních vod jako podklad pro opatření v akčních programech. Periodická zpráva projektu NAZV Mze QF4062, VÚMOP Praha, 2005, s. 85-95, In: Lexa, M. Vyhodnocení koncentrací dusičnanů v drobných tocích povodí Želivky a analýza povodí těchto toků. Disertační práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, 2006, 175 s.
26. Byrant, G.J., Irwin, R.W., Stone, J.A. Tile drain discharge under different crops. *Canadian Agricultural Engineering*, 29, 1987, s. 117-122.
27. Cambardella, C.A., Moorman, T.B., Jaynes, D.B., Hatfield, J.L., Parkin, T.B., Simpkins, W.W., Karlen, D.L. Water quality in Walnut Creek watershed: nitrate–nitrogen in soils, subsurface drainage water, and shallow groundwater. *Journal of Environmental Quality*, 28, 1999, s. 24-34.

28. Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. Nonpoint pollution on surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 1998, s. 559-568.
29. Cipra, T. *Analýza časových řad s aplikacemi v ekonomii*. SNTL/ALFA, Praha, 1986, 242 s.
30. Clein, J.S., Schimel, J.P. Microbial activity of tundra and taiga soils at sub-zero temperatures. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 1995, s. 1231-1234.
31. Čížek, V., Krejčová, J. K problematice půdních procesů v povodí Želivky. *Vodní hospodářství*, 1993, s. 28-31.
32. ČSN 736530 *Vodní hospodářství. Názvosloví hydrologie*. Československá státní norma. Vydavatelství úřadu pro normalizaci a měření, Praha, 1984, 92 s.
33. Davies, H., Neal, C. Estimating nutrient concentrations from catchment characteristics across the UK. *Hydrology and Earth system sciences*, 11, 2007, s. 550-558.
34. Deasy, C.; Brazier, R.E.; Heathwaite, A.L.; Hodgkinson, R. Pathways of runoff and sediment transfer in small agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 23, 2009, s. 1349-1358.
35. Demek, J. *Zeměpisný lexikon ČSR, Hory a nížiny*. Academia, Praha, 1987, 584 s.
36. Dils, R.M., Heathwaite, A.L. The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land. *Water Science and Technology*, 39, 1999a, s. 55-61.
37. Dils, R.M., Heathwaite, A.L. Phosphorus transport from diffuse agricultural sources: shallow subsurface pathways in grassland soils. Impact of land-use change on nutrient loads from diffuse sources, no. 257, 1999b, IAHS, s. 57-64, In: Lazzarotto, P., Prasuhn, V., Butscher, E., Crespi, C., Flühler, H., Stamm, C. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology*, 304, 2005, s. 139-150.
38. Dodds, W.K., Oakes, R.M. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental Management*, 37, 2006, s. 634-646.

39. Doležal, F., Kulhavý, Z., Kvítek, T., Soukup, M., Tipl, M. Methods of runoff separation applied to small stream and tile drainage runoff. In: Holko, L., Miklánek, P. (Eds.) Interdisciplinary approaches in small catchment hydrology: Monitoring and research. IHP-VI Technical Documents in Hydrology no. 67, UNESCO, Paris, 2003, s. 131-136.
40. Doležal, F., Kulhavý, Z., Kvítek, T., Soukup, M., Čmelík, M., Fučík, P., Novák, P., Peterková, J., Pilná, E., Pražák, P., Tipl, M., Uhlířová, J., Zavadil, J. Hydrologický výzkum v malých zemědělských povodích. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 54, 2006, s. 217–229.
41. Doležal, F., Kvítek, T. The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in penneplains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, 2004, s. 775-785.
42. Dollard, G.J., Atkins, D.H.F., Davies, T.J., Healy, C. Concentrations and dry deposition velocities of nitric acid. *Nature*, 326, 1987, s. 481-483, In: Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. Trends in nutrients. *Hydrological processes*, 10, 1996, s. 263-293.
43. Drury, C.F., McKenny, D.J., Findlay, W.I., Gaynor, J.D. Influence of tillage on nitrate loss in surface and tile drainage. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 1993, s. 797-802.
44. Drury, C.F., Tan, C.S., Gaynor, J.D., Oloya, T.O., Welacky, T.W. Influence of controlled drainage–subirrigation on surface and tile drainage nitrate loss. *Journal of Environmental Quality*, 25, 1996, s. 317-324.
45. Dubec, Š. Metody zjišťování hloubky nepropustného podloží jako podkladu pro hydrologický výzkum. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2012, 57 s.
46. Duras, J. Monitoring kvality vody nádrže Orlík a vodních toků v jejím povodí, nejdůležitější výsledky. In: Revitalizace Orlické nádrže. Sborník příspěvků, 2008, s. 57-67.
47. Duvigneaud, P. Ekologická syntéza, Academia Praha, 1988, 414 s.

48. Dzikiewicz, M. Activities in nonpoint pollution control in rural areas of Poland. *Ecological Engineering*, 14, 2000, s. 429-434.
49. Edwards, A.C., Pugh, K., Wright, G.G., Sinclair, A.H., Reaves, G.A. Nitrate status of two major rivers in N. E. Scotland with respect to land use and fertiliser additions. *Chemistry and Ecology*, 4, 1990, s. 97-101.
50. Ekholm, P., Kallio, K., Salo, S., Pietilainen, O.P., Rekolainen, S. Laine, Y., Joukola, M.. Relationships between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system. *Water Research*, 34, 2000, s. 3709-3716.
51. Everts, C.J., Kanwar, R.S. Estimating preferential flow to a subsurface drain with tracers. *Transaction of the ASAE*, 33, 1990, s. 451-457.
52. Ferguson, R.I. Accuracy and precision of methods for estimating river loads. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12, 1987, s. 95-104.
53. Ferrier, R.C., Edwards, A.C., Hirst, D., Littlewood, I.G., Watts, C.D., Morris, R. Water quality of Scottish rivers: spatial and temporal trends. *Science of the Total Environment*, 265, 2001, s. 327-342.
54. Finnerty, B.D., Smith, M.B., Seo, D.-J., Koren, V., Moglen, G.E. Space-time scale sensitivity of the Sacramento model to radar-gage precipitation inputs. *Journal of Hydrology*, 203, 1997, s. 21-38.
55. Firestone, M.K., Davidson, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O. a Schimel, D.S. (Eds.) *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. Wiley, Chichester, 1989, s. 7-21.
56. Fischer, R.A. Tests of significance in harmonic analysis. *Proceedings of the Royal Society A*, 125, 1929, London, s. 54-59.
57. Foth, H.D. *Fundamentals of soil science*. John Wiley and Sons, New York, 1990, 360 s.
58. Fraser, A.I., Harrod, T.R., Haygarth P.M. The effect of rainfall intensity on soil erosion and particulate phosphorus transfer from arable soils. *Water Science and Technology*, 39, 1999, s. 41-45.

59. Frederickson, G.C., Criss, R.E. Isotope hydrology and residence times of the unimpounded Meramec River Basin, Missouri. *Chemical geology*, 157, 1999, s. 303-317.
60. Frossard, E., Brossard, M., Hedley, M.J. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen, H. (ed.) *Phosphorus in the Global Environment*. John Wiley and Sons, New York, 1995, s. 107-138.
61. Fučík, P., Bystřický, V., Doležal, F., Lechner, P., Kvítek, T., Váchal, J., Žlábek, P. Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích drobných vodních toků. *Metodika*, Praha, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2010, 90 s.
62. Fučík, P., Bystřický, V., Kvítek, T., Lexa, M., Zajíček, A. Estimating the water quality of agricultural drainage systems in connection with land use. *Geophysical Research Abstracts*, 2008, vol. 10, EGU2008-A-06715.
63. Fučík, P., Kvítek, T., Lexa, M., Novák, P., Bílková, A. Assessing the Stream Water Quality Dynamics in Connection with Land Use in Agricultural Catchments of Different Scales. *Soil and Water Research*, 3, 2008, s. 98-112.
64. Fuller, W.A. *Introduction to statistical time series*. John Wiley and Sons, New York, 1996, 728 s.
65. Gächter, R., Mares, A., Stamm, Ch., Kunze, U., Blum, J., 1996. Dünger düngt Sempachersee. *Agrarforschung*, 3, 1996, s. 329–332, In: Lazzarotto, P., Prasuhn, V., Butscher, E., Crespi, C., Flühler, H., Stamm, C. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology*, 304, 2005, s. 139-150.
66. Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R., Opitz, D. Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment in NE Germany. *Journal of Hydrology*, 304, 2005, s. 151-165.
67. Gentry, L.E., David, M.B., Royer, T.V., Mitchell, C.A., Starks, K.M. Phosphorus transport pathways to streams in tilled agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 36, 2007, s. 408-415.
68. Gergel, J., Bureš, P., Kolář, L. Návrh hodnocení kvality povrchových vod pomocí poměrů živin. *Soil and water*, 1, 2002, VÚMOP Praha, s. 17-23.

69. Gergel J., Jindra J., Soukup M., Stara J. Hlavní zásady pro odběr a vyhodnocování kvality povrchových vod odtékajících ze zemědělsky využívaných povodí (metodika). VÚMOP Praha, 1994, 26 s.
70. Gergel, J. Ochrana krajinného prostředí pomocí malých vodních nádrží. Metodika VÚMOP Praha č. 10, 1992, 29 s.
71. Godlinski, F., Leinweber, P., Meissner, R., Seeger, J. Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68, 2004, s. 47-57.
72. Goulding, K.W.T. Nitrogen deposition to arable land from the atmosphere. *Soil Use and Management*, 6, 1990, s. 61-63, In: Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. Trends in nutrients. *Hydrological processes*, 10, 1996, s. 263-293.
73. Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Lauble, A.R., Jensen, P.G., Rasmussen, P. The agricultural watershed monitoring programme, 1997. National environmental research institute report no. 210, 141 s.
74. Grant, R., Laubel, A., Kronvang, B., Andersen, H.E., Sevenden, L.M., Fuglsang, A. Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research*, 30, 1996, s. 2633-2642.
75. Grath, J., Scheidleder, A., Uhlig, S., Weber, K., Kralik, M., Keimel, T., Gruber, D. The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results. Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, European Commission, in kind contributions by project partners. Vienna, 2001.
76. Grayson, B.R., Argent, R.M., Nathan, J.R., McMahon, T.A., Mein, R.G. Hydrological recipes: estimation techniques in Australian hydrology. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 1996, 125 s.
77. Gregory, K.J. (ed.) Background to palaeohydrology - A perspective. John Wiley and Sons, New York, 1983, 486 s.
78. Griffioen, J. Extent of immobilisation of phosphate during aeration of nutrient-rich, anoxic groundwater. *Journal of Hydrology*, 320, 2006, s. 359-369.

79. Guerzoni, S., Chester, R., Dulac, R., Herut, B., Loye-Pilot, M.D., Measures, C., Migon, C., Molinaroli, E., Moulin, C., Rossini, P., Saydam, C., Soudine, A., Ziveri, P. The role of atmospheric deposition in the biogeochemistry of the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 44, 1999, s. 147-190.
80. Haberle, J., Svoboda, P. Vyplavování dusíku z půdy. *Nové Agro*, 1, 2008, s. 38-40.
81. Halford, K.J., Mayer, G.C. Problems associated with estimating groundwater discharge and recharge from streamdischarge records. *Ground Water*, 38, 2000, s. 331-342.
82. Hamilton, P.A., Helsel, D.R. Effects of agriculture on ground-water quality in five regions of the United States. *Ground Water*, 33, 1995, s. 217-226.
83. Haygarth, P.M., Jarvis, S.C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advances in Agronomy*, 66, 1999, s. 195-249.
84. Haygarth, P.M., Jarvis, S.C. (ed.) *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, 2002, 528 s.
85. Heathwaite, A.L., Burt, T.P., Trudgill, S.T. The effect of agricultural land use on nitrogen, phosphorus and suspended sediment delivery to streams in small catchment in south west England, s. 161-179, In: Thornes, J. B. (ed.) *Vegetation and erosion*. John Wiley and Sons Ltd, 1990.
86. Heathwaite, A.L., Burt, T.P., Trudgill, S.T. Nitrate: future problems – future solutions, s. 417-429, Chapter In: Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley and Sons Ltd., 1993.
87. Heathwaite, A.L., Dils, R.M. Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Science of the Total Environment*, 251-252, 2000, s. 523-538.
88. Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. Trends in nutrients. *Hydrological processes*, 10, 1996, s. 263-293.
89. Heckrath, G., Brookes, P.C., Poulton, P.R., Goulding, K.W.T. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, 24, 1995, s. 904-910.

90. Hejzlar, J., Matěna, J., Šimek, K., Turek, J., Znachor, P., Žaloudík, J., Rohlík, V., Langhansová, M. Fosfor jako hlavní příčina současného nepříznivého stavu eutrofizace a jakosti vody v nádrži Orlické nádrže. In: Revitalizace Orlické nádrže. Sborník příspěvků, 2008, s. 84-95.
91. Hejzlar (Ed.) a kol. Vodárenská nádrž Švihov – výsledky monitoringu jakosti vody za rok 2000. Pražské vodovody a kanalizace, a.s., závod Želivka, Hulice, 2001.
92. Hejzlar, J., Kopáček, J., Dobiášová, B., Žaloudík, J. Uplatnění ekohydrologických principů při řízení zemědělsky využívaného povodí podle Rámcové vodní směrnice EU (2000/60/EU). Collection of Scientific Papers, Faculty of Agriculture in České Budějovice, Series for Crop Sciences, 21, 2004, s. 261-264.
93. Hejzlar, J., Lapka, M., Cudlínová, E., Žaloudík, J. Metodický přístup k návrhu akčního plánu řízení povodí pro Rámcovou vodní směrnici EU na příkladu vodárenské nádrže Švihov na Želivce. Ústní prezentace příspěvku na konferenci „Pitná voda 2004“, Tábor, 2004.
94. Helsel, D.R.; Hirsch, R.M. 2002. Statistical Methods in Water Resources. Techniques of Water Resources Investigations, Book 4, chapter A3. U.S. Geological Survey, 2002, 522 s.
95. Helwig, T.G., Madramootoo, C.A., Dodds, G.T. Modelling nitrate losses in drainage water using DRAINMOD 5.0. Agricultural water management, 56, 2002, s. 153-168.
96. Hill, A.R. Nitrate removal in stream riparian zones. Journal of Environmental Quality, 25, 1996, s. 743-755.
97. Hirt, U., Meyer, B.C., Hammann, T. Proportions of subsurface drainages in large areas - methodological study in the Middle Mulde catchment (Germany). Journal of plant nutrition and soil science, 168, 2005, s. 375-385.
98. Hodgkinson, R.A., Chambers, B.J., Withers, P.J.A., Cross, R. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. Agricultural Water Management, 57, 2002, s. 155-173.
99. Hoffmann, M., Johnsson, H. A method for assessing generalised nitrogen leaching estimates for agricultural land. Environmental Modeling and Assessment, 4, 1999, s. 35-44.

100. Holman, I.P., Whelan, M.J., Howden, N.J.K., Bellamy, P.H., Willby, N.J., Rivas-Casado, M., McConvey, P. Phosphorus in groundwater - an overlooked contributor to eutrophication? *Hydrological Processes*, 22, 2008, s. 5121-5127.
101. Honisch, M., Hellmeier, C., Weiss, K. Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma*, 105, 2002, s. 277-298.
102. Hooda, P.S., Edwards, A.C., Anderson, H.A., Miller, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Science of the Total Environment*, 250, 2000, s. 143-167.
103. Hruška, J., Kopáček, J., Hlavatý, T., Hošek, J. Trend of atmospheric deposition of acidifying compounds at Čertovo Lake, southwestern Czech Republic (1992-1999). *Silva Gabreta*, 4, 2000, s. 71-86.
104. Hubačíková, V. *Hydrologie*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2002, 45 s.
105. Huber, W.C. 1993. Contaminant transport in surface water. Chapter 14 In: Maidment, D.R. (Ed.) *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, 1993, 1400 s.
106. Hudson, J.A., Crane, S.B., Blackie, J.R. The Plynlimon water balance 1969-1995: the impact of forest and moorland vegetation on evaporation and streamflow in upland catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1, 1997, s. 743-754.
107. Chapman, A.S., Foster, D.L., Lees, J.A., Hodgkinson, R.A., Jackson, R.H. Particulate phosphorus transport by sub-surface drainage from agricultural land in the UK. Environmental significance at the catchment and national scale. *Science of the Total Environment*, 266, 2001, s. 95-102.
108. Chapman, T.G. A comparison of algorithms for stream flow recession and baseflow separation. *Hydrological Processes*, 13, 1999, s. 701-714.
109. Chapman, T.G., Maxwell, A.I. Baseflow separation - comparison of numerical methods with tracer experiments. I.E. Aust. Natl Conf. Publ. 96/05, 1996, s. 539-545, In: Doležal, F., Kvítek, T. 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, Parts A/B/C*, 29, 2004, s. 775-785.

110. Chardon, W.J., Oenema, O., del Castillo, P., Vriesema, R., Japenga, J., Blaauw, D. Organic phosphorus solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1997, s. 372-378.
111. Iital, A., Stålnacke, P., Deelstra, J., Loigu, E., Pihlak, M. Effects of large-scale changes in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin. *Journal of Hydrology*, 304, 2005, s. 261-273.
112. Jain, S.K. Evaluation of catchment strategies by modeling soil erosion/water quality in EPIC supported by GIS. M.Sc. thesis, Galway: National University of Ireland, Department of Engineering Hydrology, 1997.
113. Janeček, M. Produkty eroze zemědělských půd v povrchových vodách. Disertační práce, VÚMOP Praha – Zbraslav, 1992, 372 s.
114. Janeček, M. Základy erodologie. ČZU Praha, 2008, 165 s.
115. Janglová, R., Kvítek, T., Novák, P. Kategorizace infiltrační kapacity půd na základě geoinformatického zpracování dat půdních průzkumů. *Soil and Water*, 2, 2003, s. 61-81.
116. Jarvie, H.P., Withers, P.J.A., Hodgkinson, R., Bates, A., Neal, M., Wickham, H.D., Harman, S.A., Armstrong, L. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology*, 350, 2008, s. 166-186.
117. Jassby, A.D., Reuter, J.E., Axler, R.P., Goldman, C.R., Hackley, S.H. Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in the annual nutrient load of Lake Tahoe (California-Nevada). *Water Resources Research*, 30, 1994, s. 2207-2216.
118. Jaynes, D.B., Colvin, T.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., Meek, D.W. Nitrate loss in subsurface drainage as affected by nitrogen fertilizer rate. *Journal of Environmental Quality*, 30, 2001, s. 1305-1314.
119. Jaynes, D.B., Dinnes, D.L., Meek, D.W., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., Colvin, T.S. Using the late spring nitrate test to reduce nitrate loss within a watershed. *Journal of Environmental Quality*, 33, 2004, s. 669-677.
120. Jeníček, M. Modelování vlivu krajinného pokryvu na srážko-odtokové procesy metodou CN křivek. In: Langhammer, J. (ed.) Změny v krajině a povodňové riziko. Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině 5.6.2007, PřF UK, Praha, 2007, s. 41-50.

121. Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., VanRemortel, R.D., Wickham, J.D., Riitters, K.H., O'Neill, R.V. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic region. *Landscape Ecology*, 16, 2001, s. 301-312.
122. Jordan, T. E., Correll, D. L., & Weller, D. E. Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1997, s. 836-848.
123. Kane, E.S., Betts, E.F., Burgin, A.J., Clilverd, H.M., Crenshaw, C.L., Fellman, J., Jones, J.B., Myers-Smith, I.H., O'Donnell, J., Sobota, D.J., Van Verseveld, W.J. Precipitation control over inorganic nitrogen import–export budgets Gross watersheds: a synthesis of long-term ecological research. *Ecohydrology*, 1, 2008, s. 105-117.
124. Kelly, M.G., Whitton, B.A. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia*, 384, 1998, s. 55-67.
125. Kemmitt, S.J., Wright, D., Jones, D.L. Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 2005, s. 867-875.
126. Kille, K. Das Verfahren MoMnQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. *Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft, Sonderheft Hydrogeologie und Hydrogeochemie*, 1970, s. 89-95, In: Kněžek, M. Podzemní složka odtoku. VÚV, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1988, 62 s.
127. Kilroy, G., Coxon, C. Temporal variability of phosphorus fractions in Irish karst springs. *Environmental Geology*, 47, 2005, s. 421-430.
128. Kladvko, E.J., Grochulska, J., Turco, R.F., Van Scoyoc, G.E., Eigel, J.D. Pesticide and nitrate transport into subsurface tile drains of different spacing. *Journal of Environmental Quality*, 28, 1999, s. 997-1004.
129. Kliner, K., Kněžek, M. Metoda separace podzemního odtoku při využití pozorování hladiny podzemní vody. *Vodohospodářský časopis*, 22, 1974, s. 457-466.

130. Klír, J. The OECD soil surface nutrient balance in Czech Republic. 2000, In: Klír, J. *Bilance rostlinných živin. Studijní informace – rostlinná výroba 7/1999*, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 2000, s. 43 + přílohy.
131. Klír, J. *Bilance rostlinných živin. Studijní informace – rostlinná výroba 7/1999*, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 2000, s. 43 + přílohy.
132. Klufová, R., Rost, M., Klicnarová, J. *Modelování regionálních procesů*. Alfa Nakladatelství, Praha, 2012, 247 s.
133. Kněžek, M., Kessler, J. *Metody výpočtu základního odtoku*. In: *Hydrologické dny. Nové podněty a vize pro příští století*. Plzeň, 2000, s. 337-346.
134. Kobes, M., Klimeš, F., Kolář, L. *Využití živin víceletými pěstovanými porosty s ohledem na ochranu hydrosféry*. Collection of scientific papers, Faculty of agriculture in České Budějovice, Series for crop sciences, 21, 2004, s. 317-319.
135. Koch, R.W., Smillie, G.M. Bias in hydrologic prediction using logtransformed regression models. *Water Resources Bulletin*, 22, 1986, s. 717-723.
136. Koren, V.I., Finnerty, B.D., Schaake, J.C., Smith, M.B., Seo, D.-J., Duan, Q.-Y. Scale dependencies of hydrologic models to spatial variability of precipitation. *Journal of Hydrology*, 217, 1999, s. 285-302.
137. Korsath, A., Bakken, L.R., Riley, H. Nitrogen dynamics of grass as effected by N input regimes, soil texture and climate: lysimeter measurements and simulations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66, 2003, s. 181-199.
138. Kretschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D., Elimelech, M. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Advances in Agronomy*, 66, 1999, s. 121-193.
139. Kronvang, B., Benckmann, M., Pedersen, M.L., Flynn, N. Phosphorus dynamics and export in streams draining micro-catchments: Development of empirical models. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 2003, s. 469-474.
140. Krysanova, V., Kundzewicz, Z.W., Pinskiwar, I., Habeck, A., Hattermann, F. Regional socio-economic and environmental changes and their impacts on water resources on example of Odra and Elbe basins. *Water Resources Management*, 20, 2006, s. 607-641.

141. Kulhavý, Z., Doležal, F., Soukup, M. Separace složek drenážního odtoku a její využití při klasifikaci existujících drenážních systémů. Vědecké práce VÚMOP, Praha, 2001, s. 29-52.
142. Kulhavý, Z., Kovář, P. Využití modelů hydrologické bilance pro malá povodí. VÚMOP, Praha, 2000, 123 s.
143. Kulhavý, Z., Soukup, M., Doležal, F., Čmelík, M. Zemědělské odvodnění drenáží – Racionalizace využívání, údržby a oprav. VÚMOP Praha, 2007, 86 s.
144. Kvasnička, M., Vašíček, O.: Úvod do analýzy časových řad. Masarykova univerzita v Brně, 2001, dostupné na: www.is.muni.cz, 173 s.
145. Kvítek, T. Crystalline water regime and water quality in catchments. Plant production, 47, 2001, s. 289-294.
146. Kvítek, T. (ed.) Zatravnění orné půdy s vysokým rizikem infiltrace – opatření pro cílené snižování koncentrací dusičnanů ve vodách (metodika), VÚMOP Praha, 2007, 112 s.
147. Kvítek, T. a kol. (ed.) Vliv rozmístění druhů pozemků v povodí na odtok a odnos vybraných látek. Redakčně upravená roční zpráva za rok 2011, projekt NAZV QH82095, VÚMOP, v.v.i., Praha, 2011, 69 s.
148. Kvítek, T., Bystřický, V., Peterková, J., Žlábek, P., Moravcová, J. Dynamika koncentrací a interakce odnosu dusičnanů a fosforu na malých zemědělsko-lesních subpovodích v povodí VN Švihov na Želivce. Vodní hospodářství, 62, 2012, s. 198-203.
149. Kvítek, T., Doležal, F. Vodní a živinný režim povodí Kopaninského toku na Českomoravské vrchovině. Acta Hydrologica Slovaca, 4, 2003, s. 255-264.
150. Kvítek, T., Lexa, M., Žlábek, P., Novák, P., Duffková, R., Peterková, J., Voldřichová, J. Drainage and grasslands – the phenomenon in the crystalline complex of the Czech Republic. ICID 21st European Conference, 2005, Frankfurt (Oder) and Slubice.
151. Kvítek, T., Žlábek, P., Bystřický, V., Fučík, P., Lexa, M., Gergel, J., Novák, P., Ondr, P. 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, 2009, s. 541-551.

152. Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulén, B., Johnsson, H. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 115, 2006, s. 15-26.
153. Langbein, W.B., Dawdy, D.R. Occurrence of dissolved solids and river flow. *Water Resources Research*, 12, 1976.
154. Lange, J., Haensler, A. Runoff generation following a prolonged dry period. *Journal of Hydrology*, 464-465, 2012, s. 157-164.
155. Langhammer, J. Modelování plošných zdrojů znečištění povrchových vod. *Geografie – sborník české geografické společnosti*, 107, 2002, s. 23-39.
156. Langhammer, J. Water quality changes in the Elbe River basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition. *GeoJournal*, 75, 2010, s. 185-198.
157. Langhammer, J., Hartvich, F., Mattas, D., Rödlová, S., Zbořil, A. The variability of surface water quality indicators in relation to watercourse typology, Czech Republic. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 2012, s. 3983-3999.
158. Laubel, A., Jacobsen, O.H., Kronvang, B., Grant, R., Andersen, H.E. Subsurface drainage loss of particles and phosphorus from field plot experiments and a tile-drained catchment. *Journal of Environmental Quality*, 28, 1999, s. 576-584.
159. Lazzarotto, P., Prasuhn, V., Butscher, E., Crespi, C., Flühler, H., Stamm, C. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology*, 304, 2005, s. 139-150.
160. Lennox, S.D., Foy, R.H., Smith, R.V., Jordan, C. Estimating the contribution from agriculture to the phosphorus load in surface water. In: Tuney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C., Johnston, A.E. (Ed.) *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, UK, 1997, s. 55-75.
161. Lepš, J., Šmilauer, P. *Biostatistika*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 1996, 166 s.
162. Levin, S.A. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73, 1992, s. 1943-1983.

163. Lexa, M. Vyhodnocení koncentrací dusičnanů v drobných tocích povodí Želivky a analýza povodí těchto toků. Disertační práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, 2006, 175 s.
164. Liang, B.C., Remillard, M., MacKenzie, A.F. Influence of fertilizer, irrigation, and non-growing season precipitation on soil nitrate-nitrogen under corn. *Journal of Environmental Quality*, 20, 1991, s. 123-128.
165. Lipson, D.A., Monson, R.K. Plant-microbe competition for soil amino acids in the alpine tundra: effects of freeze-thaw and dry-rewet events. *Oecologia*, 113, 1998, s. 406-414.
166. Liu, S.L., Guo, X.D., Fu, B.J., Lian, G., Wang, J. The effect of environmental variables on soil characteristics at different scales in the transition zone of the Loess Plateau in China. *Soil Use and Management*, 23, 2007, s. 92-99.
167. Loigu, E., Iital, A., 2000. Nutrient losses from two small agricultural catchments in Estonia. *Nordic Hydrological Conference, 2000, NHP-Report No. 46*, s. 139-145.
168. Loigu, E., Vassiljev, A. Evaluation of water quality response to sudden changes in the amount of fertilizers used in Estonia. *Hydrology and Environment. Proceedings of the Baltic States Hydrology Conference, Kaunas, 1997*, s. 123-130.
169. Lord, E.I., Johnson, P.A., Archer, J.R. Nitrate sensitive areas: A study of large scale control of nitrate loss in England. *Soil Use and Management*, 15, 1999, s. 201-207.
170. Lovblad, G., Amann, M., Andersen, B., Hovmand, M., Joffre, S., Pedersen, U. Deposition of sulfur and nitrogen in the Nordic Countries - present and future. *Ambio*, 21, 1992, s. 339-347, In: Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. Trends in nutrients. *Hydrological processes*, 10, 1996, s. 263-293.
171. Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., Schnabel, R. R., Goffman, P. M., Denver, J. M. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management*, 21, 1997, s. 687-712.
172. Lyne, V., Hollick, M. 1979. Stochastic Time Variable Rainfall Runoff Modeling. In: *Hydrology and Water Resources Symposium. Proceedings, National Committee on Hydrology and Water Resources of the Institution of Engineers, Perth, Australia, 1979*, s. 89-92.
173. Maidment, D.R. (Ed.) *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, 1993, 1400 s.

174. Malanchuk, J.L., Nilsson, J. The role of nitrogen in the acidification of soils and surface waters. Miljørapport, 1989, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, In: Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. Trends in nutrients. Hydrological processes, 10, 1996, s. 263-293.
175. Mander, U., Kull, A., Kuusements, V., Tamm, T. Nutrient runoff dynamics in a rural watershed: influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. Ecological Engineering, 14, 2000, s. 405-417.
176. McDowell, R.W.; Sharpley, A.N. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. Journal of Environmental Quality, 30, 2001a, s. 508-520.
177. McDowell, R.W.; Sharpley, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. Science of the Total Environment, 278, 2001b, s. 113-125.
178. McHale, M.R., Cirimo, C.P., Mitchell, M.J., McDonnell, J.J. Wetland nitrogen dynamics in an Adirondack forested watershed. Hydrological Processes, 18, 2004, s. 1853-1870.
179. Meals, D.W., Dressing, S.A., Davenport, T.E. Lag time in water quality response to best management practices: a review. Journal of Environmental Quality, 39, 2010, s. 85-96.
180. Meals, D.W., Hopkins, R.B. Phosphorus reduction following riparian restoration in two agricultural watersheds in Vermont, USA. Proceedings 5th International conference on diffuse/nonpoint pollution and watershed management, International water association, Milwaukee, 2001.
181. Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J., Schonert, P. 1995. Influence of mineral fertilizers and different soil types on nutrient leaching: results of lysimeter studies in East Germany. Land Degradation and Rehabilitation, 6, 1995, s. 163-170.
182. Mihálik, F., Kajan, J. Groundwater runoff in the mountainous areas of Slovakia and its relations to precipitation and hydrogeological conditions. Hydrology of Mountainous Areas. Proceedings of the Štrbské Pleso Workshop, Czechoslovakia, IAHS Publ. no. 190, 1990, s. 313-327.

183. Michaud, A.R., Lauzier, R., Laverdiere, M.R. Temporal and spatial variability in non-point source phosphorus in relation to agricultural production and terrestrial indicators: the Beaver brook case study, Pike river basin, Quebec. In: Manley, T.O., Manley, P.L., Mihuc, T.B. (Eds.) Lake Champlain: Partnership and Research in the New Millennium. Kluwer Academic/Plenum Publ., New York, USA, 2004. In: Quilbe, R., Rousseau, A.N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G., Villeneuve, J.P. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Quebec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326, 2006, s. 295-310.
184. Moravcová, J. Vliv krajinných struktur na vybrané ukazatele jakosti vody při zvýšených průtocích jako podklad pro projekci KPÚ. Disertační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2011, 146 s.
185. Mukhopadhyay, B., Smith, E.H. Comparison of statistical methods for estimation of nutrient load to surface reservoirs for sparse data set: application with a modified model for phosphorus availability. *Water Research*, 34, 2000, s. 3258-3268.
186. Murphy, D.V., Macdonald, A.J., Stockdale, E.A., Goulding, K.W.T., Fortune, S., Gaunt, J.L., Poulton, P.R., Wakefield, J.A., Webster, C.P., Wilmer, W.S. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 2000, s. 374-387.
187. Naef, F., Scherrer, S., Weiler, M. A process based assessment of the potential to reduce flood runoff by land use change. *Journal of Hydrology*, 267, 2002, s. 74-79.
188. Nathan, R.J., McMahon, T.A. Evaluation of Automated Techniques for Baseflow and Recession Analysis. *Water Resources Research*, 26, 1990, s. 1465-1473.
189. Neill, M. Nitrate concentrations in river waters in the south-east of Ireland and their relationship with agricultural practice. *Water Research*, 23, 1989, s. 1339-1355.
190. Njos, A. Future land utilisation and management for sustainable crop production. *Soil and Tillage Research*, 30, 1994, s. 345-357.
191. Novotny, V. *Water quality (Diffuse pollution and watershed management)*. John Wiley and sons, New York, 2003, 864 s.

192. Novotny, V. Integrating diffuse/nonpoint pollution control and water body restoration into watershed management. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, 1999, s. 717-727.
193. Novotny, V., Olem, H. *Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*. ITP, Inc., 1994, 1054 s.
194. Olmer, M., Kessler, J. a kol. *Hydrogeologické rajóny. Práce a studie – sešit 176*, Výzkumný ústav vodohospodářský Praha-Podbaba, Praha, 1990.
195. Ostrom, N.E., Hedin, L.O., Fischer, J.C., Robertson, G.P. Nitrogen transformations and nitrate removal at a soil–stream interface: a stable isotope approach. *Ecological Applications*, 12, 2002, s. 1027-1043.
196. Owens, L.B., Shipitalo, M.J., Bonta, J.V. Water quality response times to pasture management changes in small and large watersheds. *Journal of Soil Water Conservation*, 63, 2008, s. 292-299.
197. Paerl, H.W. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography*, 42, 1997, s. 1154-1165.
198. Page, T., Haygarth, P.M., Beven, K.J., Joynes, A., Butler, T., Keeler, C., Freer, J., Owens, P.N., Wood, G.A. Spatial variability of soil phosphorus in relation to the topographic index and critical source areas: sampling for assessing risk to water quality. *Journal of Environmental Quality*, 34, 2005, s. 2263-2277.
199. Paul, E.A., Clark, F.E. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Inc., San Diego, 1996, 340 s.
200. Payraudeau, S., Tournoud, M.G., Cernesson, F. Sensitivity of effective rainfall amount to land use description using GIS tool. Case study of a small mediterranean catchment. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28, 2003, s. 255-262.
201. Pekárová, P., Pekár, J. The impact of land use on stream water quality in Slovakia. *Journal of Hydrology*, 180, 1996, s. 333-350.
202. Peters, N.E., Reese, R.S. Variations of weekly atmospheric deposition for multiple collectors at a site on the shore of Lake Okeechobee, Florida. *Atmospheric Environment*, 29, 1995, s. 179-187.

203. Peterson, D.L., Parker, V.T. (Eds.) *Ecological Scale: Theory and Applications*. Columbia University Press, New York, 1998, 615 s.
204. Phillips, P. J., Denver, J. M., Shedlock, R. J., Hamilton, P. A. Effect of forested wetlands on nitrate concentrations in ground water and surface water on the Delmarva Peninsula. *Wetlands*, 13, 1993, s. 75-83.
205. Phillips, J.M., Webb, B.W., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. *Hydrological Processes*, 13, 1999, s. 1035-1050.
206. Pionke, H.B., Gburek, W.J., Sharpley, A.N., Zollweg, J.A. Hydrological and chemical controls on a phosphorus loss from catchments. 1997, In: Hughes, K.J., Magette, W.L., Kurz, I. Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes. *Journal of Hydrology*, 304, 2005, s. 430-445.
207. Pitter, P. *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 2009, 592 s.
208. Poor, C.J., McDonnell, J.J. The effect of land use on stream nitrate dynamics. *Journal of Hydrology*, 332, 2007, s. 54-68.
209. Porterfield, G. Computation of fluvial-sediment discharge. Chapter 3, In: *Applications of hydraulics*. U.S. Geological Survey, 1972.
210. Prashun, V., Sieber, U. Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. *Aquatic Science*, 67, 2005, s. 363-371.
211. Preston, S.D., Bierman, V.J., Silliman, S.E. An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resources Research*, 25, 1989, s. 1379-1389.
212. Priestley, M.B. *Spectral Analysis and Time Series*. Academic Press, London, 2001, 890 s.
213. Procházková, L., Blažka, P., Kopáček, J. Impact of diffuse pollution on water quality of the Vltava river (Slapy Reservoir), Czech Republic. *Water Science and Technology*, 33, 1996, s. 145-152.

214. Quilbe, R., Rousseau, A.N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G., Villeneuve, J.P. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Quebec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326, 2006, s. 295-310.
215. Quitt, E. Klimatické oblasti Československa. *Studia geographica* 16, Geografický ústav ČSAV, Brno, 1971, 73 s.
216. Ranalli, A.J., Macalady, D.L. The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds – A review of the scientific literature. *Journal of Hydrology*, 389, 2010, s. 406-415.
217. Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E., Gale, P.M. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29, 1999, s. 83-146.
218. Reynolds, B., Edwards, A.C. Factors influencing dissolved nitrogen concentrations and loadings in upland streams of the UK. *Agricultural Water Management*, 27, 1995, s. 181-202.
219. Ridley, A.M., White, R.E., Helyar, K.R., Morrison, G.R., Heng, L.K., Fisher, R. Nitrate leaching loss under annual and perennial pastures with and without lime on a duplex (texture contrast) soil in humid south-eastern Australia. *European Journal of Soil Science*, 52, 2001, s. 237-252.
220. Robertson, D.M., Roerish, E.D. Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams. *Water Resources Research*, 35, 1999, s. 3747-3759.
221. Rosendorf, P., Prchalová, H. Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR. Etapová zpráva za rok 1998, Praha: VUV TGM, 1999.
222. Royer, T.V., David, M.B., Gentry, L.E. Timing of riverine export of nitrate and phosphorus from agricultural watersheds in Illinois: implications for reducing nutrient loading to the Mississippi River. *Environmental Science and Technology*, 40, 2006, s. 4126-4131.
223. Rozemeijer, J.C., Broers, H.P. The groundwater contribution to surface water contamination in a region with intensive agricultural land use (Noord-Brabant, The Netherlands). *Environmental Pollution*, 148, 2007, s. 695-706.

224. Rozemeijer, J.C., van der Velde, Y., van Geer, F.C., Bierkens, M.F.P., Broers, H.P. Direct measurement of the tile drain and groundwater flow route contributions to surface water contamination: From field-scale concentration patterns in groundwater to catchment-scale surface water quality. *Environmental Pollution*, 158, 2010, s. 3571-3579.
225. Růčka, M. Vplyv hnojenia na mineralizačné a nitrifikačné procesy v pôde a využitie dusíka. In: Skořepová, I. a Koďousková, J. (ed.): *Biogeochemický cyklus dusíku*. Sborník přednášek ze semináře - Nová Rabyň. ÚŽIP, 1989, s. 56-58.
226. Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertès, F., Beaujouan, V. 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, 2002, s. 497-505.
227. Russo, R.C., Thurson, R.V. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. In: Brune, D.E., Tomasso, J.R. (eds.) *Aquaculture and water quality*. Proceedings of the First International Symposium on Water Quality and Aquaculture held in Los Angeles in 1989, World Aquaculture society, Baton Rouge, Louisiana, 1991, s. 58-59.
228. Růžek, P., Pišánová, J. Možnosti usměrnění přeměn N v půdě s využitím inhibitorů ureasy a nitrifikace. Sborník z konference „Racionální použití hnojiv“, Praha, 2007, s. 34-38.
229. Salomons, W., Stol, B. Soil pollution and its mitigation: impact of land use changes on soil storage of pollutants. In: Novotny, V. (ed.) *Nonpoint pollution and urban stormwater management*. Technomic publishing, Lancaster, 1995.
230. 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. *Science of the Total Environment*, 344, 2005, s. 51-65.
231. Serrano, E.S. *Hydrology for Engineers, Geologists and Environmental Professionals*. HydroScience Inc. Lexington, Kentucky, 1997, 468 s.
232. Sharpley, A.N., Chapra, S.C., Wodepohl, R., Sims, J.T., Daniel, T.C. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 23, 1994, s. 437-451.

233. Sharpley, A.N., Kleinman, P.J.A., Heathwaite, A.L., Gburek, W.J., Folmar, G.J., Schmidt, J.P. Phosphorus loss from an agricultural watershed as a function of storm size. *Journal of Environmental Quality*, 37, 2008, s. 362-368.
234. Sharpley, A.N., Smith, S.J., 1990. Phosphorus transport in agricultural runoff: the role of soil erosion. In: Boardman, J., Foster, I.D.L., Dearing, J.A. (Ed.) *Soil Erosion on Agricultural Land*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, 1990, s. 351-366.
235. Schelde, K., de Jonge, L.W., Kjaergaard, Ch., Laegdsmand, M., Rubaek, G.H. Effects of Manure Application and Plowing on Transport of Colloids and Phosphorus to Tile Drains. *Vadose Zone Journal*, 5, 2006, s. 445-458.
236. Schilling, K.E. Chemical transport from paired agricultural and restored prairie watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 31, 2002, s. 1184-1193.
237. Schilling, K.E. Relation of baseflow to row crop intensity in Iowa. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 105, 2005, s. 433-438.
238. Schilling, K.E., Tomer, M.D., Zhang, Y.K., Weisbrod, T., Jacobson, P., Cambardella, C.A. Hydrogeologic controls on nitrate transport in a small agricultural catchment, Iowa. *Journal of Geophysical Research*, 112, 2007.
239. Schilling, K., Zhang, Y.K. Baseflow contribution to nitrate-nitrogen export from a large, agricultural watershed, USA. *Journal of Hydrology*, 295, 2004, s. 305-316.
240. Schipper, L.A., Cooper, A.B., Kyck, W.J. Mitigating nonpoint-source nitrate pollution by riparian-zone denitrification, s. 401-413, In: Bogárdi, I., Kuzelka, R.D., Ennenga, W.G. *Nitrate contamination: exposure, consequence, and control*. Springer Verlag, New York, 1991, 520 s.
241. Schmidt, I.K., Jonasson, S., Michelsen, A. Mineralization and microbial immobilization of N and P in arctic soils in relation to season, temperature and nutrient amendment. *Applied Soil Ecology*, 11, 1999, s. 147-160.
242. Schneider, D.C. *Quantitative Ecology. Spatial and Temporal Scaling*. Academic Press, San Diego, 1994. In: Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. *Landscape Ecology In Theory And Practice*. Springer Science, New York, 2001, 405 s.
243. Schuster, A. On the investigation of hidden periodicities. *Terrestrial Magnetism and Atmospheric Electricity*, 3, 1898, s. 13-41.

244. Schwab, G.O., Fouss, J.L. Tile flow and surface runoff from drainage systems with corn and grass cover. *Trans. ASAE*, 10, 1967, s. 492-493, In: Tan, C.S., Drury, C.F., Reynolds, W.D., Groenevelt, P.H., Dadfar, H. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 2002, s. 121-130.
245. Siegel, A.F. Testing for periodicity in a time series. *Journal of the American Statistical Association*, 75, 1980, s. 345-348.
246. Simard, R.R., Beauchemin, S., Haygarth, P.M. Potential for preferential pathways for phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*, 29, 2000, s. 97-105.
247. Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1998, s. 277-293.
248. Skaggs, R.W., Brevé, M.A., Gilliam, J.W., 1994. Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24, 1994, s. 1-32.
249. Skořepová, I. Emise oxidu dusného ze zemědělských půd. *Ochrana ovzduší*, 6, 1997, s. 4-10.
250. Skořepová, I. Problematika dusičnanů (a dusíku). In: Rosendorf, P. a kol. (ed.) Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR. Etapová zpráva za rok 1998. Projekt Rady vlády České republiky pro výzkum a vývoj VaV/510/4/98. Výzkumný ústav vodohodohospodářský T.G.M., Praha, 1998.
251. Skořepová I. a kol. Stanovení kritických zátěží síry a dusíku na území České republiky. Roční zpráva projektu GA MŽP ČR 1565/94, Český ekologický ústav, Praha, 1994.
252. Smith, C.J., Croke, B.F. Sources of uncertainty in estimating suspended sediment load. Proceedings of symposium S1 held during the seventh IAHS Scientific Assembly, Foz do Igassu, Brazil, 2005, s. 136-143, In: Shrestha, S., Kazama, F., Newham, L.T.H. A framework for estimating pollutant export coefficients from long-term in-stream water quality monitoring data. *Environmental Modelling and Software*, 23, 2008, s. 182-194.

253. Smith, L., Wheatcraft, S.W. Groundwater flow. Chapter 6 In: Maidment, D.R. (ed.): Handbook of hydrology. McGraw-Hill, New York, 1993, 1424 s.
254. Sonoda, K., Yeakley, J.A. Relative effects of land use and nearstream chemistry on phosphorus in an urban stream. *Journal of Environmental Quality*, 36, 2007, s. 144-154.
255. Spaling, H. Analyzing cumulative environmental effects of agricultural land drainage in southern Ontario, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 53, 1994, s. 279-292.
256. Sponseller, R.A., Benfield, E.F., Valett, H.M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46, 2001, s. 1409-1424.
257. Spongberg, M. E. Spectral analysis of base flow separation with digital filters. *Water Resources Research*, 36, 2000, s. 745-752.
258. Sprent, J.I. The ecology of the nitrogen cycle. Cambridge University Press, Cambridge, 1987, 153 s.
259. Stålnacke, P., Grimvall, A. Hydrological normalization of nutrient deliveries from agricultural catchments. Reviewed Proceedings from Eleventh Annual Conference on Applied Statistics in Agriculture, Kansas State University, USA, 2000, s. 145-155.
260. Stålnacke, P., Grimvall, A., Laznik, M. Water quality response to the dramatic reduction in the use of fertilisers in Latvia. In: Nutrient Loads to the Baltic Sea. Per Aalacke and Department of Water and Environmental Studies. Linköping University, part V, 1996, 11 s.
261. Stålnacke, P., Grimvall, A., Libiseller, C., Laznik, M., Kokorite, I. Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *Journal of Hydrology*, 283, 2003, s. 184-205.
262. Stamm, C., Flühler, H., Gächter, R. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1998, s. 515-522.
263. Stenberg, M., Aronsson, H., Linden, B., Rydberg, T., Gustafson, A. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching loss in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil and Tillage Research*, 50, 1999, s. 115-125.

264. Stevenson, F.J., Cole, M.A. Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. John Wiley and Sons, New York, 1999, 427 s.
265. Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G.R., Eden, P. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63, 2001, s. 337-365.
266. Šimek, M. Biologická fixace molekulárního dusíku v polopřirozených a přirozených terrestrických ekosystémech. In: Skořepová, I., Koďousková, J. (eds.) Biogeochemický cyklus dusíku. Sborník přednášek, Nová Rábyň, ÚŽIP, 1989, s. 13-17.
267. Šimek, M. Základy nauky o půdě (3. Biologické procesy a cykly prvků). Biologická fakulta JU, České Budějovice, 2003, 151 s.
268. Štráfelda, J., Velich, J. Jeteloviny. In: Petřík, M. a kol. Intenzivní pěstování. SZN Praha, 1987, s. 42-96.
269. Švihla, V., Damašková, H., Kynclová, J., Šimůnek, O. Výzkumný objekt Ovesná Lhota. Monografie, Praha, VÚMOP Praha, 1992, 156 s.
270. Tamm, T. Nitrate leaching from agricultural land in Estonia: two case studies. In: First Baltic Symposium on Environmental Chemistry, 2001, Tartu, Estonia, s. 93-94.
271. Tan, C.S., Drury, C.F., Reynolds, W.D., Groeneveldt, P.H., Dadfar, H. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 2002, s. 121-130.
272. Tan, C.S., Drury, C.F., Sultani, M., van Wesenbeeck, I.J., Ng, H.Y.F., Gaynor, J.D., Welacky, T.W. Effect of controlled drainage and tillage on soil structure and tile drainage nitrate loss at the field scale. *Water Science and Technology*, 38, 1998, s. 103-110.
273. Thorburn, P.J., Biggs, J.S., Weier, K.L., Keating, B.A. Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94, 2003, s. 49-58.
274. Thornton, G.J.P., Dise, N.B. The influence of catchment characteristics, agricultural activities and atmospheric deposition on the chemistry of small streams in the English Lake District. *Science of the Total Environment*, 216, 1998, s. 63-75.

275. Tiemeyer, B., Kahle, P., Lennartz, B. Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. *Agricultural Water Management*, 85, 2006, s. 47-57.
276. Tiemeyer, B., Lennartz, B., Kahle, P. Analysing nitrate losses from an artificially drained lowland catchment (North-Eastern Germany) with a mixing model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123, 2008, s. 125-136.
277. Tiemeyer, B., Kahle, P., Lennartz, B. Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany. *Agricultural Water Management*, 96, 2009, s. 677-690.
278. Tlustoš, P., Balík, J., Hanč, A., Vaněk, V. Pohyb dusíku v životním prostředí. *Agrochémia*, 39, 1999, s. 12-14.
279. Tomer, M.D., Burkart, M.R. Long-term effects of nitrogen fertilizer use on ground water nitrate in two small watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 32, 2003, s. 2158-2171.
280. Tomer, M.D., Meek, D.W., Jaynes, D.B., Hatfield, J.L. Evaluation of nitrate nitrogen fluxes from a tile-drained watershed in Central Iowa. *Journal of Environmental Quality*, 32, 2003, s. 642-653.
281. Tomer, M.D., Moorman, T.B., Rossi, C.G. Assessment of the Iowa River's South Fork watershed: Part 1. Water quality. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63, 2008, s. 360-370.
282. Tumas, R. Evaluation and prediction of nonpoint pollution in Lithuania. *Ecological Engineering*, 14, 2000, s. 443-451.
283. Turner, B.L., Haygarth P.M. Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 2000, s. 1090-1097.
284. Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. *Landscape Ecology In Theory And Practice*. Springer Science, New York, 2001, 405 s.
285. Turtola, E., Paajanen, A. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management*, 28, 1995, s. 295-310.

286. Uhlenbrook, S., Leibundgut, Ch. Monitoring and modelling of water quantity and chemistry to identify runoff processes in a mountainous basin. In: Verhoest, N.E.C., van Herpe, Y.J.P., De Troch, F.P. (eds.): *Monitoring and Modelling Catchment Water Quantity and Quality*. ERB Conference, Ghent, Belgium, September 27-29, Book of abstracts, 2000, s. 147-149.
287. Ulén, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H.P., Tunney, H. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, 23, 2007, s. 5-15.
288. Ulén, B., Johansson, G., Kyllmar, K. Model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable land in Sweden. *Agricultural Water Management*, 49, 2001, s. 197-210.
289. Ulén, B., Persson, K. Field-scale phosphorus losses from a drained clay soil in Sweden. *Hydrological Processes*, 13, 1999, s. 2801-2812.
290. Ullman, W.J., Chang, B., Miller, D.C., Madsen, J.A. Groundwater mixing, nutrient diagenesis, and discharges across a sandy beachface, Cape Henlopen, Delaware (USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 2003, s. 539-552.
291. Ulrich, R., Seifert, J. Nitrifikace – producent nitrátového dusíku půd. *Rostlinná výroba*, 25, 1979, s. 1157-1161.
292. Vagstad, N., Stalnacke, P., Andersen, H., E., Deelstra, J., Janson, V., Kyllmar, K., Loigu, E., Rekolainen, S., Tumav, R. Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the Nordic and Baltic regions. *Hydrology and Earth System Science*, 8, 2004, s. 651-662.
293. Van Vliet, M.E., Passier, H.F., Van der Grift, B., Brils, J., Joziassse, J., Schiller, P., clement, P., Van Lanen, R. Herkomst stoffen in het Maasstroomgebied. TNO-report 2006-U-R0095/B, TNO Built environment and Geosciences, Utrecht, The Netherlands, 2006, In: Rozemeijer, J.C., Broers, H.P. The groundwater contribution to surface water contamination in a region with intensive agricultural land use (Noord-Brabant, The Netherlands). *Environmental Pollution*, 148, 2007, s. 695-706.

294. Venkatram, A., McNaughton, D., Karmchandani, P.K., Shannon, J., Fernau, M., Sisterson, D.L. NAPAP Report 8' In: Irving, P.M.(ed.) Relationships Between Atmospheric Emissions and Deposition / Air Quality, Acidic Deposition: State of Science and Technology. Vol. 1. US Government Printing Office, Washington, 1991, In: Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. Trends in nutrients. Hydrological processes, 10, 1996, s. 263-293.
295. Vidon, P., Cuadra, P.E. Phosphorus dynamics in tile-drain flow during storm in the US Midwest. *Agricultural Water Management*, 98, 2011, s. 532-540.
296. Vieux, B.E., Moreda, F.G. Nutrient loading assessment in the Illinois River using a synthetic approach. *Journal of the American Water Resources Association*, 39, 2003, s. 757-769.
297. Vinten, A.J.A., Vivian, B.J., Wright, F., Howard, R.S. A comparative study of nitrate leaching from soils of differing textures under similar climatic and cropping conditions. *Journal of Hydrology*, 159, 1994, s. 197-213.
298. Visser, A.; Broers, H.P.; van der Grift, B.; Bierkens, M.F.P. Demonstrating trend reversal of groundwater quality in relation to time of recharge determined by $^3\text{H}/^3\text{He}$. *Environmental Pollution*, 148, 2007, s. 797-807.
299. Voplakal, K. Obsah fosforu v našich půdách, jeho frakční složení a transformace. *Soil and Water, Scientific Studies RISWC*, 1, 2002, s. 153-166.
300. Vostál, J., Tesař, S., Černý, K. Aktivní položky bilance dusíku a jejich rezervy v zemědělské výrobě. In: Skořepová, I., Koďousková, J. (eds.) Biogeochemický cyklus dusíku. Sborník přednášek, Nová Rabyně, ÚŽIP, 1989, s. 42-45.
301. Wang, P.F., Martin, J., Morrison, G. Water quality and eutrophication in Tampa Bay, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49, 1999, s. 1-20.
302. Webb, B.W., Phillips, J.M., Walling, D.E., Littlewood, I.G., Watts, C.D., Leeks, G.J.L. Load estimation methodologies for British rivers and their relevance to the LOIS RACS(R) programme. *Science of the Total Environment*, 194/195, 1997, s. 379-389.
303. Wei, M., Kohut, A.P., Kalyn, D., Chwojka, F. Occurrence of nitrate in groundwater, Grand Forks, British Columbia. *Quaternary International*, 20, 1993, s. 39-49.

304. Weil, R.R., Benedetto, P.W., Sikora, L.J., Bandel, V.A. Influence of tillage practices on phosphorus distribution and forms in three ultisols. *Agronomy Journal*, 80, 1988, s. 503-509.
305. Wels, C.H., Cornett, R.J., Lazerte, B.D. Hydrograph separation: A comparison of geochemical and isotopic tracers. *Journal of Hydrology*, 122, 1991, s. 253-274.
306. Whitehead, D.C. *Grassland nitrogen*. CABI Publ., Wallingford, UK, 1995.
307. Whitmore, A.P., Bradbury, N.J., Johnson, P.A. The potential contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 39, 1992, s. 221-233.
308. Winter, J.G., Dillon, P.J., Futter, M.N. Total phosphorus budgets and nitrogen loads: Lake Simcoe, Ontario (1990 to 1998). *Journal of Great Lakes Research*, 28, 2002, s. 301-314.
309. Withers, P.J.A. Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for water quality. *Soil Use and Management*, 12, 1996, s. 221-228.
310. Withers, P.J.A., Davidson, I.A., Foy, R.H. Prospects for controlling diffuse phosphorus loss to water. *Journal of Environmental Quality*, 29, 2000, s. 167-175.
311. Wood, C.W., Edwards, J.H. Agroecosystem management effect on soil carbon and nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 39, 1992, s. 123-138.
312. Worrall, F., Burt, T., Adamson J. Controls on the chemistry of runoff from an upland peat catchment. *Hydrological Processes*, 17, 2003, s. 2063-2083.
313. Zajíček, A., Kvítek, T., Kaplická, M. Tile drainage water temperature as an identifier of tile drainage runoff fast component. XII. Biennial International Conference: Hydrological extremes in small basins, Krakow, 2008, s. 391-394.
314. Zakova, Z., Brankova, D., Kockova, E., Kriz, P. Influence of diffuse pollution on the eutrophication and water quality of reservoirs in the Morava river basin. *Water Science and Technology*, 28, s. 79-90.
315. Zhang, C., McGrath, D. Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma*, 119, 2004, s. 261-275.

316. Žlábek, P. Vliv uspořádání krajinné matrice na složky odtoku. Disertační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2009, 130 s.
317. Žlábek, P., Kvítek, T., Peterková, J. The trends in nitrate concentrations progress in baseflow periods in the watershed of Kopaninsky stream in the years 1992-2003. ICID 21st European Regional Conference 15-19 May, 2005, Frankfurt (Oder) and Slubice, electronic proceedings, 11 s.

8.2 Seznam tabulek

Tab. 1: Průměrná roční atmosférická depozice NO_3^- a NH_4^+ (měsíční odběry typu bulk) naměřená na stanici Košetice (zdroj: www.chmi.cz)

Tab. 2: Základní charakteristiky povodí řeky Želivky

Tab. 3: Zastoupení jednotlivých kategorií využití území v subpovodích povodí VN Švihov

Tab. 4: Základní charakteristiky povodí Kopaninského toku (k uzávěru T7U)

Tab. 5: Zastoupení jednotlivých kategorií využití území v subpovodích P6, P52 a P53

Tab. 6: Přehled analyzovaných profilů a jim příslušných délek časových řad

Tab. 7: Přehled profilů a časových řad středních denních průtoků s provedenou separací odtoku

Tab. 8: Přehled zastoupení jednotlivých kategorií využití území v letech 1990 a 2001

Tab. 9: Statisticky průkazné regresní modely popisující trend ve vývoji koncentrací anorganického dusíku (p – dosažená hladina významnosti)

Tab. 10: Statisticky průkazné regresní modely popisující trend ve vývoji koncentrací celkového fosforu (p – dosažená hladina významnosti)

Tab. 11: Trendově homogenní časové úseky s „bodem zvratu“ pro koncentrace anorg. dusíku

Tab. 12: Trendově homogenní časové úseky bez „bodu zvratu“ pro koncentrace anorg. dusíku

Tab. 13: Trendově homogenní časové úseky s „bodem zvratu“ pro koncentrace celk. fosforu

Tab. 14: Trendově homogenní časové úseky bez „bodu zvratu“ pro koncentrace celk. fosforu

Tab. 15: Trendově homogenní časové úseky s „bodem zvratu“ pro koncentrace N- NO_3^-

Tab. 16: Přehled povodí, časových řad koncentrací živin a jejich trendů vstupujících do spektrální analýzy

Tab. 17: Významné periody v časových řadách koncentrací N-NO_3^- a P_{celk} (X značí přítomnost periody v časové řadě)

Tab. 18: Výsledky regresních modelů závislosti N-NO_3^- na celkovém průtoku (p – dosažená hladina významnosti; R^2 – koeficient determinace)

Tab. 19: Výsledky regresních modelů závislosti P_{celk} na celkovém průtoku (p – dosažená hladina významnosti; R^2 – koeficient determinace)

Tab. 20: Přehled standardizovaných parciálních regresních koeficientů (beta koeficientů) u statisticky průkazných mnohonásobných regresních modelů

Tab. 21: Statisticky průkazné ($\alpha = 0,05$) korelační koeficienty R mezi odnosem látek (N-NO_3^- a P_{celk}) a objemem odtoklé vody na třech sledovaných povodích

Tab. 22: Statisticky průkazné ($\alpha = 0,05$) korelační koeficienty R mezi odnosem látek (N-NO_3^- a P_{celk}) a jejich koncentracemi ve vodě na třech sledovaných povodích

Tab. 23: Výstupní tabulky spektrální analýzy časových řad měsíčních odtoků (nahore), odnosů N-NO_3^- (uprostřed) a odnosů P_{celk} (dole) z povodí P6 seřazených dle hodnot periodogramu sestupně

Tab. 24: Výstupní tabulky spektrální analýzy časových řad měsíčních odtoků (nahore), odnosů N-NO_3^- (uprostřed) a odnosů P_{celk} (dole) z povodí P52 seřazených dle hodnot periodogramu sestupně

Tab. 25: Poměr základního odtoku a celkového odtoku získaného různými metodami separace základního odtoku

Tab. 26: Poměr přímého odtoku a celkového odtoku získaného různými metodami separace přímého odtoku

Tab. 27: Přehled zastoupení jednotlivých složek odtoku na všech analyzovaných povodích (vypočteno na základě dat z hydrologických let 2009 a 2010)

Tab. 28: Přehled koeficientů variace vypočtených z průměrných denních průtoků

Tab. 29: Výsledky analýz rozptylu a mnohonásobných porovnáí pro N-NO_3^- (p – dosažená hladina významnosti v analýze rozptylu; homogenní skupina – křížky v jednom sloupečku značí typy odtoku, které se v daném povodí od sebe v koncentracích N-NO_3^- průkazně neliší)

Tab. 30: Výsledky analýz rozptylu a mnohonásobných porovnáí pro P_{celk} (p – dosažená hladina významnosti v analýze rozptylu; homogenní skupina – křížky v jednom sloupečku značí typy odtoku, které se v daném povodí od sebe v koncentracích P_{celk} průkazně neliší)

Tab. 31: Výsledky analýz rozptylu a mnohonásobných porovnáí pro odnos N-NO_3^- i P_{celk} (p – dosažená hladina významnosti v analýze rozptylu; homogenní skupina – křížky v jednom sloupečku značí typy odtoku, které se v daném povodí od sebe v odnosech průkazně neliší)

Tab. 32: Trendy koncentrací živin v základním odtoku

8.3 Seznam obrázků

Obr. 1: Hlavní procesy přeměn dusíku v suchozemském ekosystému (Zdroj: Šimek, 2003, upraveno dle Blackburn, 1983)

Obr. 2: Schéma hlavních přeměn a mechanismů ztrát dusíku z půdy (zdroj: Šimek, 2003, upraveno dle Stevenson a Cole, 1999)

Obr. 3: Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě (zdroj: Šimek, 2003, upraveno dle Foth, 1990)

Obr. 4: Vývoj roční mokré depozice (odebrané vzorky čistých srážek) na stanici Košetice v letech 1991–2007 (zdroj: www.chmi.cz)

Obr. 5: Lokalizace všech povodí analyzovaných v této disertační práci

Obr. 6: Mapy jednotlivých kategorií využití území na subpovodí 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400

Obr. 7: Mapa jednotlivých kategorií využití území na povodí Kopaninského toku

Obr. 8: Mapy jednotlivých kategorií využití území na subpovodí P6, P52 a P53

Obr. 9: Závislost reziduálů na vysvětlující proměnné (čas)

Obr. 10: Reziduální histogram s křivkou normálního rozložení dat

Obr. 11: Denní chod odnosu dusičnanového dusíku a celkového fosforu na povodí P6

Obr. 12: Sezónní průběh chodu odnosu dusičnanového dusíku (vlevo) a celkového fosforu (vpravo) u všech povodí (horizontální čáry značí průměry odnosů látek, svislé čáry jednotlivé hodnoty)

Obr. 13: Průběhy měsíčních odtoků a odnosů živin na povodí P6 z hydrologických let 2009 až 2011

Obr. 14: Průběhy měsíčních odtoků a odnosů živin na povodí P52 z hydrologických let 2009 až 2011

Obr. 15: Průběh celkového a základního odtoku vyhodnoceného Chapmanovým filtrem na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010.

Obr. 16: Průběh celkového odtoku a minimálních měsíčních průtoků na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010.

Obr. 17: Čára překročení minimálních měsíčních průtoků v semilogaritmickém měřítku na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010 a nahrazení její přímé části přímkou.

Obr. 18: Průběh základního, pomalejšího hypodermického a přímého odtoku (Q_z , Q_i a Q_p) na povodí 2100 v období I.1996 – XII.2010.

Obr. 19: Graf průměrů s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí 3000

Obr. 20: Graf průměrů s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí P52

Obr. 21: Graf zlogaritmovaných průměrů P_{celk} s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí P6

Obr. 22: Graf zlogaritmovaných průměrů P_{celk} s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí 5600

Obr. 23: Grafy zlogaritmovaných průměrů $N\text{-NO}_3^-$ (vlevo) a P_{celk} (vpravo) s odchylkami (průměr $\pm 0,95$ interval spolehlivosti) na povodí P6

Obr. 24: Krabicové grafy hodnot koncentrací $N\text{-NO}_3^-$ na povodí různých měřítek

Obr. 25: Krabicové grafy hodnot koncentrací P_{celk} na povodí různých měřítek

9. ABSTRAKT

Tato disertační práce se zabývá dlouhodobým vývojem jakosti vody v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce a dále kvantifikací významu celkového odtoku i jeho jednotlivých složek na koncentrace a odnosy dusičnanového dusíku a celkového fosforu. Řešení všech částí této práce probíhalo v souboru deseti různě velkých subpovodí VN Švihov, v kterém jsou zastoupena malá subpovodí do 1 km² (P6, P52, P53), střední do 10 km² (T7U) i velká subpovodí nad 10 km² (700, 2100, 3000, 5600, 6900, 7400). Všechna tato subpovodí se nachází nad předřazenými nádržemi VN Švihov, které by významně ovlivnily sledované veličiny – odtoky vody, koncentrace a odnosy živin v povrchových tocích. Část práce zaměřená na analýzu časových řad měřených koncentrací dusíku a fosforu byla řešena za použití klasických statistických metod a spektrální analýzy, k řešení části zaměřené na kvantifikaci vlivu celkového odtoku i jeho jednotlivých složek na koncentrace a odnosy dusičnanového dusíku a celkového fosforu byla využita kombinace metod separace celkového odtoku na jeho složky, obecných statistických metod a spektrální analýzy.

Významným výsledkem této práce je opakované potvrzení závěru, že v povodí VN Švihov je hlavním faktorem ovlivňujícím odnos látek z povodí odtok vody, koncentrace látek mají marginální vliv. Pro snížení odnosů látek ze zemědělského ekosystému do vodních nádrží je tedy nutné především zvýšit akumulární a retenční schopnosti půdy a krajiny pro vodu, čímž dojde ke snížení odtokového koeficientu. Tato práce také přispívá k poznání rozdílného vlivu jednotlivých složek odtoku na celkové koncentrace a odnosy vybraných živin v povrchových vodách. Poměrově největší příspěvek k celkové koncentraci dusičnanů v celkovém odtoku má pomalejší hypodermický odtok Q_i (je nositelem největších koncentrací dusičnanů) a nositelem největších koncentrací celkového fosforu je přímý odtok Q_p . Nejvyšší hodnoty odnosů dusíku i fosforu jsou spjaty s přímým odtokem, i když tato složka odtoku nemusí být z dlouhodobého hlediska zároveň největším dodavatelem živin do vodotečí. U některých výsledků je patrný vliv velikosti povodí neboli tzv. „scale efektu“. Například pozitivní změna v trendech vývoje koncentrací anorganického dusíku (snížování koncentrací v čase) po roce 1989 byla poměrně jasně prokázána u velkých povodí, ale u malých povodí často přetrvává negativní trend (zvyšování koncentrací) dodnes. Také dochází u velkých povodí k růstu koncentrací dusičnanů s rostoucím celkovým odtokem, ale u menších povodí není situace jednoznačná a často dochází naopak k ředění koncentrací. Stejně tak zastoupení

jednotlivých složek odtoku vykazuje menší variabilitu v povodích většího měřítka oproti povodím malého měřítka.

10. SUMMARY

This thesis deals with the long-term development of water quality in the reservoir Švihov basin and quantifying the importance of total runoff and its components (direct runoff, interflow and baseflow) on nitrate and total phosphorus concentrations and losses. The experimental part of this thesis was carried out in ten different sized subcatchments of reservoir Švihov basin – small subcatchments called P6, P52 and P53 (up to 1 km²), medium sized T7U (up to 10 km²) and large subcatchments 700, 2100, 3000, 5600, 6900 and 7400 (over 10 km²). All of these subcatchments are located above the upstream reservoirs of Švihov reservoir, which would significantly affect the observed variables in stream water – runoff, nutrient concentrations and loads. Time series analysis of nitrogen and phosphorus concentrations was solved using classical statistical methods and spectral analysis. Part of the work focused on quantifying the effect of total runoff and its components on nitrate and phosphorus concentrations and losses was solved using combination of runoff separation techniques, general statistical methods and spectral analysis.

An important result of this work is repeated confirmation of the conclusion that the main factor influencing nutrients losses is stream discharge. The concentrations of nutrients have marginal impact on losses. To reduce nutrient export from agricultural catchments to reservoirs is necessary to increase water accumulation and retention capacity of soil and landscape, which results in reduced runoff coefficient. This work also contributes to understanding the different influence of runoff components on nutrient concentrations and losses in stream water. Proportionally the largest contribution to the total nitrate concentration in stream water has interflow and the main total phosphorus carrier is direct flow. The highest values of nitrogen and phosphorus losses are associated with direct flow, even though this runoff component may not be the largest supplier of nutrients into stream waters from a long-term point of view. There are also commented results of scale effect (the influence of catchment size) in this work. For example, a positive change in trends of nitrate concentration after year 1989 was quite clearly demonstrated in large catchments, but in small catchments often persist negative trends (increasing). Moreover, in large catchments increase nitrate concentrations with increasing total runoff, but in smaller catchments is situation not so clear and nitrate concentrations are often diluted by increasing runoff. Similarly, the share of individual runoff components shows less variability in large catchments compared to small ones.

11. SEZNAM PUBLIKOVANÝCH PRACÍ

Impaktované publikace

ZAJÍČEK, A., KVÍTEK, T., KAPLICKÁ, M., DOLEŽAL, F., KULHAVÝ, Z., BYSTRICKÝ, V., ŽLÁBEK, P. Drainage water temperature as a basis for verifying drainage runoff composition on slopes. *Hydrological Processes* 25, 2011, s. 3204-3215, IF 2,068.

BUZEK, F., BYSTRICKÝ, V., KADLECOVÁ, R., KVÍTEK, T., ONDR, P., ŠANDA, M., ZAJÍČEK, A., ŽLÁBEK, P. Application of two-component model of drainage discharge to nitrate contamination. *Journal of Contaminant Hydrology* 106, 2009, s. 99-117, IF 2,106.

KVÍTEK, T., ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., FUČÍK, P., LEXA, M., GERGEL, J., NOVÁK, P., ONDR, P. 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, 2009, s. 541-551, IF 1,138.

Publikace v recenzovaném vědeckém časopisu bez IF

KVÍTEK, T., BYSTRICKÝ, V., PETERKOVÁ, J., ŽLÁBEK, P., MORAVCOVÁ, J. Dynamika koncentrací a interakce odnosu dusičnanů a fosforu na malých zemědělsko-lesních subpovodích v povodí VN Švihov na Želivce. *Vodní hospodářství*, 62, 2012, s. 198-203.

ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., ONDR, P., KVÍTEK, T., LECHNER, P. Long-term progress in water quality after grassing and fertilization reduction in spring areas of the Šumava Mountains. *Soil & Water Res.* 3 (2008), s. 121-128.

Patenty, užité vzory

BYSTRICKÝ, V., LECHNER, P., ŽLÁBEK, P., KAPLICKÁ, M., KVÍTEK, T., TACHECÍ, P. Zařízení pro měření průtoku v místech s výškovým přepadem – udělený užité vzor č. 20765, Úřad průmyslového vlastnictví, Praha, 2010.

ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., LECHNER, P. Zařízení pro měření průtoku drenážních vod - udělený užité vzor č. 17605, Úřad průmyslového vlastnictví, Praha, 2007.

ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., LECHNER, P. Měřič průtoku drenážních vod - udělený průmyslový vzor č. 34039, Úřad průmyslového vlastnictví, Praha, 2007.

Uplatněný software

LECHNER, P., BYSTRICKÝ, V., ŽLÁBEK, P., VÁCHAL, J., MORAVCOVÁ, J., KOUPILOVÁ, M. Software pro stanovení opatření k půdám ve zranitelných oblastech. České Budějovice, 2008, umístěn na stránkách Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, volně k dispozici na informačním portálu www.nitrat.cz, realizace a šíření software zajištěno VÚRV, v.v.i. a MZe ČR.

Certifikované metodiky

FUČÍK, P., BYSTRICKÝ, V., DOLEŽAL, F., LECHNER, P., KVÍTEK, T., VÁCHAL, J., ŽLÁBEK, P. Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích drobných vodních toků. Metodika, Praha, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2010, 90 s.

KVÍTEK, T., BUZEK, F., KADLECOVÁ, R., MRKVIČKA, J., SVOBODOVÁ, M., ŠANTRŮČEK, J., BYSTRICKÝ, V., GERGEL, J., LECHNER, P., ONDR, P., VÁCHAL, J., ŽLÁBEK, P., DUFFKOVÁ, R., DVOŘÁKOVÁ, E., FUČÍK, P., KAPLICKÁ, M., LEXA, M., PETERKOVÁ, J., NOVÁK, P., ZAJÍČEK, A. Zatravňování orné půdy s vysokým rizikem infiltrace - opatření pro cílené snižování koncentrací dusičnanů ve vodách. Metodika, Praha, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2007, 112 s.

Příspěvek ve sborníku zahraniční nebo mezinárodní vědecké konference

KVÍTEK, T., ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., FUČÍK, P., MORAVCOVÁ, J., NOVÁK, P. Zhodnocení vlivu rozsahu zatravnění orné půdy na koncentrace dusičnanů ve vybraných povodích horní Vltavy a Želivky. Sborník Voda Zlín 2012, s. 145-150.

ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V. Vliv změny hospodaření v malém povodí v podhůří Šumavy na odtokové charakteristiky a koncentrace dusičnanů. Science of the youth 2006, 30.8. - 31.8.2006, Brno, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2006.

Abstrakt ve sborníku zahraniční nebo mezinárodní vědecké konference

ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., LECHNER, P. Volumetric measurement technique for higher flow discharges. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria, European Geosciences Union, 2011.

ŽLÁBEK, P., TACHECÍ, P., KAPLICKÁ, M., BYSTRICKÝ, V., KVÍTEK, T. Distributed modelling of hydrologic regime at three subcatchments of Kopaninský tok. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria, European Geosciences Union, 2010.

ŽLÁBEK P., BYSTRICKÝ V., KVÍTEK T., ZEMEK F., ONDR. P. Influence of natural-anthropogenic parameters on runoff components. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria, European Geosciences Union, 2009.

ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., ONDR, P., ZAJÍČEK, A., KAPLICKÁ, M., FUČÍK, P., KVÍTEK, T. Nitrogen loss in small tile-drained catchments in the Czech Republic. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria, European Geosciences Union, 2008.

BUZEK, F., BYSTRICKÝ, V., KADLECOVÁ, R., KVÍTEK, T., ONDR, P., ZAJÍČEK, A., ŽLÁBEK, P. Nitrate tracing in tile drainage using ¹⁵N and ¹⁸O data. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria, European Geosciences Union, 2008.

FUČÍK, P., BYSTRICKÝ, V., KVÍTEK, T., LEXA, M., ZAJÍČEK, A. Estimating the water quality of agricultural drainage systems in connection with land use. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria, European Geosciences Union, 2008.

ŽLÁBEK, P., KVÍTEK, T., ZAJÍČEK, A., ONDR, P., PURŠOVÁ, K., BYSTRICKÝ, V. The influence of land use in recharge zones in small catchments on nitrate concentration and loss - basis for agricultural management regulation in vulnerable zones designated according to the nitrates directive 676/91/EEC. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria, European Geosciences Union, 2007.

FUČÍK, P., BYSTRICKÝ, V., LEXA, M. Monitoring the water quality of agricultural drainage systems in three selected regions of the Czech Republic in connection with the actual nitrate monitoring programme practised for purposes of the EC Nitrates Directive (91/676/EEC) in small water course. Luxemburg, 2006.

BYSTRICKÝ, V., LECHNER, P., ŽLÁBEK, P., VÁCHAL, J. Vyhodnocení monitoringu jakosti vod na malých povodích v marginálních oblastech Šumavy. Ekotrend 2005 - Obnova a funkce antropogenně narušené krajiny. Sborník z mezinárodního vědeckého setkání. ZF JU České Budějovice, 30.8.-1.9.2005, s. 43.

Oponované závěrečné zprávy

KVÍTEK, T. ZAJÍČEK, A. ŽLÁBEK, P. BYSTRICKÝ, V. ONDR, P. BUZEK, F., KADLECOVÁ, R., JAČKOVÁ, I., SVOBODOVÁ, M., MRKVIČKA, J., ŠANTRŮČEK, J. Ověření vlivu a rozsahu zatravnění a zornění vybraných lokalit na dusičnanové zatížení povrchových a podzemních vod jako podklad pro opatření v akčních programech. 2007, 232 s.

FUČÍK, P., BYSTRICKÝ, V., TACHECÍ, P., DOLEŽAL, F., KVÍTEK, T., VÁCHAL, J., LECHNER, P., LEXA, M., ŽLÁBEK, P. Diagnostika, monitoring a revitalizace odvodňovacích systémů na zemědělských půdách z hlediska ochrany jakosti vod. 2006, 169 s.