

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



ANALÝZA A MODELOVÁNÍ ZMĚN KVALITY VODY V POVODÍ OLŠAVY

**ANALYSIS AND MODELING THE CHANGES OF A
WATER QUALITY IN THE OLŠAVA RIVER BASIN**

Diplomová práce

Jana Kaiglová

Praha 2007

Vedoucí diplomové práce: Doc. RNDr. Jakub Langhammer, Ph.D.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením školitele Doc. RNDr. Jakuba Langhammera, Ph.D., a že jsem všechny použité prameny řádně citovala.

Jsem si vědoma toho, že případné využití výsledků, získaných v této práci, mimo Univerzitu Karlovu v Praze je možné pouze po písemném souhlasu této univerzity.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci vypůjčovatelů.

V Praze dne 22. 8. 2010

.....

podpis

Poděkování

Děkuji školiteli RNDr. Jakubu Langhammerovi, Ph.D. za poskytnutí cenných rad a odborné vedení práce, RNDr. Pavlu Tachecímu, Ph.D. a Ing. Michalu Korytáři za odborné konzultace při sestavování modelu MIKE Basin a vedení DHI a.s. za poskytnutí odborných školení a veškerého software potřebného pro sestavení modelu MIKE Basin. Dále děkuji Pöyry Brno, Povodí Moravy s. p. a ČHMÚ za poskytnutí datových souborů, Jitce Vejvodové (ČHMÚ) a všem kontaktovaným odborníkům za ochotu spolupracovat.

Abstrakt

Hlavním cílem práce je vytvořit funkční model současného stavu kvality vody v modelovém povodí řeky Olšavy. Povodí, jak bylo zjištěno v rámci bakalářské práce na téma Analýza vývoje kvality vody v povodí Olšavy, je zatíženo velkými koncentracemi celkového fosforu P_{celk} . Dalším cílem práce je analyzovat zdroje nutrientů v povodí, jehož podstatná část spadá do zranitelných oblastí vymezených nitrátovou směrnicí Rady 91/676/EHS, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů. Informace o podílu jednotlivých forem znečištění na celkových koncentracích látek v profilech měření je klíčová pro možnosti plánování a rozhodování v oblastech vodního hospodářství a environmentální politiky. Práce se zabývá i roční variabilitou chodu průměrných koncentrací v podélném profilu toku. Metodická část práce zahrnuje diskuze možností matematického modelování v oblasti kvality vody a o limitech dostupných matematických modelů v podmínkách střední Evropy. Těžištěm práce je sestavení dvou variantních simulací návrhů zlepšení stávající situace a modelování těchto návrhů v prostředí sestaveného modelu. Návrhy by měly být reálné jak z ekonomického, tak z environmentálního hlediska a měly by se zabývat jak bodovými, tak nebodovými zdroji znečištění.

Klíčová slova:

Hydrologické modelování, Kvalita vody, MIKE Basin, Modely kvality vody, Hydrologie, Olšava

Abstract

The main goal of the thesis is to create an accurate model of the current state of water quality modelling in the river basin. The basin of the Olšava River, as found in the bachelor thesis “Analysis of Water Quality in the Basin”, is polluted with large concentrations of total phosphorus P_{Tot} . The master thesis analyses sources of nutrients in the basin that is mainly listed in the vulnerable areas identified under the Nitrates Directive 91/676/EEC, on the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. For the water resources management and environmental policy is crucial to recognize distribution of pollution sources throughout main categories. The thesis is concerned with the seasonal variability of the average mass concentrations along the river channel. Broadly used mathematical modelling software of water quality is discussed in the sense of reliability, availability and user interface. Last but not least is a suggestion of two improvements of the water quality based on the MIKE Basin modelling software. The main aim of these proposals is to be realistic in the economical and environmental sense. Proposals consider both in point and non-point sources.

Key words:

Mathematical modelling, MIKE Basin, Water Quality, Water Quality models, Hydrology, Olšava

Obsah

1. Úvod a cíle práce	4
2. Materiál a metody	6
2.1 Problematika jakosti a znečištění povrchových vod.....	6
2.1.1 Znečištění přírodních vod.....	6
2.1.2 Problematika nutrientů v přírodním prostředí	9
2.1.3 Procesy ovlivňující změny jakosti povrchové vody v toku.....	12
2.2 Modelování změn kvality povrchových vod	14
2.2.1 Modely kvality vody	17
2.2.2 Výběr vhodného modelu	23
2.3 MIKE Basin.....	25
2.3.1 Popis principů nástroje MIKE Basin.....	25
2.3.2 Stručný přehled stavebních prvků MIKE BASIN	26
2.3.3 Modelování kvality vody v prostředí MIKE BASIN	27
2.3.4 Zdroje znečištění	29
2.3.5 Rozpad uvnitř povodí pro nebodové zdroje	29
2.4 Modelové území.....	31
2.4.1 Základní fyzicko-geografická charakteristika území	32
2.4.2 Základní socio-ekonomická charakteristika modelového území.....	45
2.4.3 Bodové Zdroje znečištění povrchových v povodí Olšavy	48
2.4.4 Vývoj jakosti vody v povodí Olšavy od 70. let po současnost.....	49
3. Aplikace modelu MIKE Basin na povodí Olšavy	53
3.1 Použitá data a jejich zpracování	53
3.1.1 Zpracování dat průtoků	54
3.1.2 Zpracování dat monitoringu kvality vody	62
3.1.3 Zpracování dat uživatelů	72
3.1.4 Schematizace nádrží	73
3.1.5 Sestavení struktury modelu a naplnění daty	74
3.1.6 Využití nástroje Load Calculator pro výpočet odtoku z mezipovodí.....	78
3.1.7 Kalibrace a validace modelu	79

3.1.8	Definice simulačních scénářů.....	80
4.	Výsledky	82
4.1	Model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy	85
4.2	Návrh opatření: Zavedení efektivnějšího způsobu čištění odpadních vod	95
4.3	Návrh opatření: Zatravnění vybraných ploch orné půdy	99
4.1	Výsledný stav po aplikaci obou opatření.....	103
5.	Diskuse	107
6.	Závěr	110
	Literatura	117

2. Úvod a cíle práce

Diplomová práce se zabývá jednotlivými formami znečištění povrchových vod ať už z bodových či nebodových zdrojů a simulacemi možností omezení znečištění v tocích modelového povodí Olšavy. Práce tematicky navazuje na bakalářskou práci, ve které jsem se na povodí Olšavy zabývala analýzou vývoje všech dostupných datových podkladů o kvalitě povrchových vod. Povodí ležící v periferní oblasti České republiky představuje území, které je dlouhodobě zatíženo vysokými koncentracemi všech konvenčně hodnocených látek a především celkového fosforu P_{celk} produkovanými lokálními emisními zdroji znečištění. Přestože se kvalita vody v povodí ve sledovaném období od 70. let podstatně zlepšila, stále přetrvává nevyhovující stav.

Cílem práce je vytvořit funkční model současného stavu kvality vody v modelovém povodí řeky Olšavy. Práce se zabývá také roční variabilitou chodu průměrných koncentrací v podélném profilu toku. Dalším cílem práce je analyzovat zdroje nutrientů v povodí, jehož podstatná část spadá do zranitelných oblastí vymezených „nitratovou směrnicí Rady 91/676/EHS, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů“. Informace o podílu jednotlivých forem znečištění na celkových koncentracích látek v profilech měření je klíčová pro možnosti plánování a rozhodování v oblastech vodního hospodářství a environmentální politiky. Metodická část práce diskutuje možnosti matematického modelování a jeho aplikaci v oblasti analýzy kvality vody, včetně limitů využitelnosti jednotlivých dostupných matematických modelů v prostředí střední Evropy. Pozornost je věnována vlastnostem nejčastěji hodnocených látek, problematice nutrientů a jejich vlivu na vodní ekosystémy. Dále je diskutován vliv samočisticích procesů na degradaci látek v podélném profilu a v neposlední řadě metody výpočtu některých těžko stanovitelných parametrů, jako je například doba zdržení látky v úseku vodního toku či koeficient degradace látek v čase.

Jednorázová měření kvality vody v toku, která jsou v České republice výstupem běžného monitoringu povrchových vod, podávají informaci pouze o aktuálním množství celkového látkového odnosu. Nevypovídají však o distribuci látkového odnosu mezi jednotlivými zdroji znečištění ani o podílu bodových a nebodových zdrojů. Tato informace je důležitá především pro zohlednění roční variability množství i koncentrací látek emitovaných jednotlivými zdroji znečištění, která je podstatná především u některých skupin bodových zdrojů znečištění¹. Kvůli tomu je výhodné vytvořit model, který by byl schopný efektivně předvídat nejen

¹ Například potravinářský průmysl, ČOV (NESMĚRÁK, I., 2009)

výsledné znečištění ze všech zdrojů, ale také poměrné rozdělení mezi zdroji bodovými a ostatními (nebodovými).

Vlastní těžiště práce představuje sestavení dvou variantních modelů návrhů na zlepšení stávající situace a simulace těchto scénářů budoucího vývoje v prostředí sestaveného modelu. Jednotlivé scénáře jsou navrženy tak, aby byly reálné jak z ekonomického, tak z environmentálního hlediska a měly by se zabývat bodovými i nebodovými zdroji znečištění. V neposlední řadě je diskutována efektivita zavedení jednotlivých opatření a její prostorová i časová variabilita.

3. Materiál a metody

„Péče o jakost vody v povrchových tocích patří mezi nejdůležitější úkoly spojené s ochranou životního prostředí“ (ŘÍHA, 2000).

3.1 Problematika jakosti a znečištění povrchových vod

Voda vyskytující se v přírodě není chemicky čistá². Mnohé látky přijímá již v atmosféře. K jejímu hlavnímu obohacení však dojde při styku s půdou, minerály a horninami (PITTER, 1999). Přírodní povrchová voda obsahuje jak organický tak anorganický materiál v suspenzi³, tvořící koloidy⁴ či v rozpuštěném stavu⁵ (BINNIE, a kol., 2002). Tyto přírodní vody jsou obohacovány o další látky při styku s odpadními vodami, které jsou produktem socioekonomické sféry, kde v současné době nabývají svůj charakteristický ráz. Látky obsažené v přírodních vodách můžeme dělit na organické a anorganické. Mezi nejvýznamnější anorganické prvky patří Ca, Mg a Na. V menších koncentracích jsou v přírodních vodách zastoupeny K, Fe, Mn a ve stopových koncentracích můžeme nalézt i řadu dalších prvků (TÖLGYESSY, 1984). Různě speciované prvky lze v přírodních vodách nalézt ve formě základních iontů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ...), jednoduchých sloučenin (CaCO_3 , CaSO_4 , MgCO_3 ...) nebo komplexních sloučenin ($[\text{Na SO}_4]^-$...) (PITTER, 1999). Organické látky ve vodě, pokud se nejedná o oblast přirozeného výskytu⁶, většinou indikují znečištění. Jejich původcem může být vypouštění z bodových zdrojů či plošný povrchový odtok. *V jarním období jsou z vegetací nekrytých polí přednostně transportovány lehčí organické části před minerálním podílem* (GERGEL, a kol., 1994).

3.1.1 Znečištění přírodních vod

Podle RITTER, SHIRMOHAMMADI (2001) jsou rozděleny zdroje znečištění vod do dvou skupin na bodové a nebodové zdroje⁷. Hlavním bodovým zdrojem je z většiny průmyslová výroba, výroba elektrické energie a vypouštění odpadních vod, kde jsou škodlivé látky přiváděny do recipientu potrubím. Nebodové zdroje (plošné, difusní) zahrnují hlavně zemědělské plochy dále také plochy parkovací a obytné plochy.

Zdroje znečištění se dají nadále vymezovat podle původu vzniku na přirozené, pocházející z horninového prostředí (požadové znečištění) a antropogenní⁸, vzniklé působením člověka

² Chemické složení H_2O

³ Půdní částice s větší hustotou než voda

⁴ Neusazené částice s většinou negativním elektrickým nábojem. Tyto částice nejsou viditelné pouhým okem.

⁵ Horní toky disponují koncentrací celkových rozpuštěnými látkami v průměru 70-150 mg/l, zatímco dolní toky 200-400 mg/l. Jedná se o plyny, CaCO_3 a nejrůznější ionty.

⁶ Přirozený výskyt NO_3^- v Latinské Americe

⁷ Point and nonpoint pollution sources

⁸ V práci budou diskutovány zejména antropogenní zdroje znečištění.

v krajině. Vzhledem k tomu, že většina míst na zemském povrchu byla antropogenně ovlivněna, alespoň atmosférickou depozicí polutantů, ve vodních tocích téměř vždy dochází ke kombinaci pozadového a antropogenního znečištění. Znečištěny jsou vody jak povrchové tak podpovrchové, procesem kontinuálním či v důsledku srážkové události (ŘÍHA, 2000).

Na rozdíl od bodových zdrojů, které disponují údaji o složení odpadních vod, jsou nebodové (plošné a difúzní) zdroje velmi nesnadno definovatelné a těžko lokalizovatelné. Dalším rozdílem je úzká spojitost mezi vlivem nebodových zdrojů znečištění na ekosystém a lokálními klimatickými, hydrologickými a jinými environmentálními i antropogenními podmínkami, které podléhají vlivu sezonality a prostorové i časové variability (THORTON, 1999). Plošné zdroje znečištění se mohou dělit podle ŘÍHY (2000) podle původu na zemědělské, průmyslové⁹ a komunální. Jejich zdrojem může být atmosférický spad či splach z povrchu. Nejhojněji zastoupené látky obsažené ve vodách v důsledku nebodového znečištění jsou nutrienty (živiny). Nicméně tyto zdroje mohou podle MATHEWS (2006) zatěžovat prostředí i více závažnými látkami, jako jsou těžké kovy či organické látky, obsažené v půdě v důsledku havarijního úniku. V zemědělsky využívaných krajinách můžeme ve vodním prostředí kromě nutrientů nalézt také pesticidy, těžké kovy a jiné závažně toxické polutanty. Co se týče sezónní variability, větší výkyvy vykazují bodové zdroje hlavně z potravinářských produkcí a z komunálních zdrojů. Na druhé straně daleko větší výkyvy v denní variabilitě vykazují zdroje bodové, jelikož jsou determinovány aktuálním stavem hydro-meteorologických procesů (SALVETTI a kol., 2008). Na rozdíl od bodových zdrojů znečištění, látkový odnos z nebodových zdrojů nemůže být nulový vzhledem k jeho pokračování i v suchých obdobích formou bazálního odtoku.

Zemědělství je podle STEINFELDA a kol. (2006) nejhlavnějším producentem plošného znečištění, které vede k eutrofizaci a v neposlední řadě napomáhá resistenci bakterií na antibiotikální léčbu¹⁰. Většina znečišťujících látek pochází z živočišných odpadů, které mohou mimo jiné obsahovat zbytky léčiv včetně antibiotik a hormonů, hnojiva a pesticidy využívané k efektivizaci a intenzifikaci rostlinné výroby. Procesu eutrofizace napomáhají i sedimenty, které jsou v nadměrné míře erodovány a následně transportovány do recipientu, vodního toku. Jemnozrnné částice způsobují ve vodním toku zvýšený zákal, kvůli kterému je voda méně propustná pro radiaci, a biologické procesy v povrchových vodách jsou zpomaleny.

Zdroje znečištění povrchových vod ze zemědělství mohou být bodového či nebodového charakteru. Na rozdíl od lehce lokalizovatelných bodových zdrojů, které představují zejména intenzivní velkochovy, jsou nebodové zdroje vázány především na pastviny a ornou půdu. Havarijní situací může být průsak zvířecích exkrementů ze skladu do přímého povrchového či

⁹ Splach z průmyslových ploch

¹⁰ Důvodem je užívání antibiotik k zemědělské produkci.

hypodermálního odtoku. Živiny (nutrienty) akumulované v exkrementu zvířat¹¹ nejvýznamněji ovlivňují jakost povrchových vod. Fosfor nemá negativní účinky na lidské zdraví, avšak jeho sorpční potenciál způsobuje zvýšenou akumulaci v sedimentu. V exkrementech hospodářských zvířat se mohou vyskytovat těžké kovy, pocházející z konstrukcí stájí, či přidávané do krmiva¹². Další nebezpečí představuje kontaminace vod mikroorganismy patogenního charakteru, jejichž nejznámějším příkladem jsou koliformní bakterie *Escherichia Coli*, které indikují fekální znečištění a mohou způsobovat řadu onemocnění močových cest i trávicího traktu (BIOTOX, 2009)¹³. Výskyt patogenů vede k vyloučení vody pro pitné i jiné účely. Pro zemědělskou výrobu jsou běžně využívána léčiva (obzvláště antibiotika a hormony), ať už s úmyslem léčby, prevence či ke zvýšení primární i sekundární produkce. Evropská Unie vystupuje proti podobným zásahům do životního prostředí zaváděním ekologických forem zemědělství a snahou o pozitivní zpětnou vazbu mezi zemědělstvím a životním prostředím v rámci Společné zemědělské politiky CAP¹⁴ (EU, 2009). V neposlední řadě představují hrozbu pro životní prostředí pesticidy, které často nejsou biologicky odbouratelné. V přírodním prostředí dochází k jejich bio-akumulaci v rostlinné či živočišné tkáni a následně k bio-magnifikaci při přechodu na vyšší stupeň potravní pyramidy¹⁵. Neopomenutelným vlivem zemědělství na krajinu je zvyšování erozní náchylnosti zemědělských ploch a s tím spojená intenzifikace transportu rozpuštěných i nerozpuštěných látek do recipientu vodního toku. Nejvíce problematickou plodinou pěstovanou v podmínkách střední Evropy kukuřice a převážně rozsáhlé areály kukuřičných monokultur (KOUBOVÁ, 2009). Dalším negativním efektem zemědělství na hydrologický cyklus je kompakce půdy kopyty dobytka či použitím moderních mechanizovaných technologií a tím snížení schopnosti infiltrace srážkových vod. Tento fakt opět vede ke zvýšení přínosu živin do recipientu ve formě nerozpuštěných organických látek, které na svůj rozklad spotřebovávají rozpuštěný kyslík.

Cestou k řešení těchto problémů je lepší politika zemědělské výroby, která klade důraz na bezpečné zacházení s odpady, jejich využití namísto umělých hnojiv a zamezení úniku do podpovrchových či povrchových vod (EU, 2009).

¹¹ Množství N v exkrementu krávy odpovídá množství 20 EO.

¹² Vysoké koncentrace těžkých kovů byly zjištěny u prasečích exkrementů.

¹³ Dalším příkladem patogenů je *Campylobacter*, *Salmonella*, *Clostridium botulinum* atd.

¹⁴ Common Agricultural Policy.

¹⁵ Značné množství pesticidů doprovází například produkci kukuřice.

3.1.2 Problematika nutrientů v přírodním prostředí

Pod pojmem nutrienty se obecně rozumí živiny, tedy látky potřebné pro výstavbu tkání a život organismů (LANGHAMMER, 2006). Pro hydrochemické potřeby postačí rozdělení těchto látek na sloučeniny dvou makrobiogenních prvků dusíku a fosforu (KOZELSKÝ, 2008). Nutrienty neboli živiny jsou považovány na jedné straně za esenciální látky rozvoje biomasy. P_{celk} je dokonce považován za esenciální prvek fungujícího ekosystému (RITTER, SHIRMOHAMMDI, 2001). Dusík je rovněž vyžadován pro růst rostlin¹⁶, jelikož je obsažen jako stavební prvek orgánů, které se podílejí na biochemických procesech, jako je fotosyntéza. Půda obsahuje jak organický tak anorganický dusík. Organický dusík nemohou rostliny využít. Je tedy nutné, aby byl heterotrofními půdními bakteriemi přeměněn na anorganickou formu (mineralizován). Tento proces ideálně probíhá v dostatečně vlhké a teplé půdě v jarních měsících. Plodiny, které tvoří velké podzemní hlízy, potřebují pro svůj růst rovněž velký přísun potáze (K).

Kvůli tomu se nutrienty v nadměrné míře využívá pro efektivizaci zemědělské činnosti a jsou do půdy přidávány ve formě hnojiv na bázi N, P. Dále jsou nutrienty, jsou ve vodě přítomné díky rozkladným procesům rostlinných a živočišných organismů (McDONALD, KAY, 1988).

Podle KOZELSKÉHO (2008) nadměrné koncentrace nutrientů negativně ovlivňují vodní ekosystémy a to zejména z hlediska eutrofizace, toxicity nedisociovaného N-NH₃ pro ryby a zvýšení nákladů na úpravu vody pro pitné účely. Příčinou eutrofizace vodních toků bývá nadbytek tří látek: organického uhlíku, anorganického dusíku a fosfátů. Opakem eutrofizace je oligotrofizace, reakce vodního prostředí na minimální přísun nutrientů či na přísun toxických látek (ZAJIC, 1971). Zvýšené koncentrace fosforu mají dopad spíše na estetickou stránku vodního prostředí. Nadměrné koncentrace umocňují růst rodu algae (řas) a rozklad odumřelých organismů je doprovázen zvýšeným zápachem a zákalem vody (RITTER, SHIRMOHAMMDI, 2001). Zvýšená přítomnost N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, látek, které se do vody dostávají dekompozicí organických odpadů, poukazuje na možné fekální znečištění, které je nebezpečné především, co se týče hygienických vlastností pitné či užitkové vody. Látky o dusičnanovém základu N-NO₃ samy o sobě jedovaté nejsou. Problémem je jejich mikrobiální redukce na zdraví škodlivé dusitany N-NO₂, která probíhá v žaludečních šťávách díky sníženému pH. PH pro tento proces nejvýhodnější je v žaludku kojenců, kteří trpí tzv. syndromem „blue baby“ neboli nemocí zvanou Methemoglobinemia. Nemoc byla poprvé zaznamenána roku 1945 a spojena s novorozenci krmenými z lahve (McDONALD, KAY, 1988). Deficit dusíku je v případě rostlin charakterizován žloutnutím listů (ztrátou chlorofylu). Na druhé straně, nadměrný přísun dusíkatých hnojiv může způsobit rychlý růst méně mocných pletiv a následné snížení odolnosti rostliny vůči škůdcům.

¹⁶ Rostliny nejlépe zpracovávají dusík ve formě N-NH₄

Vzhledem k tomu, že nutrienty jsou látky přírodního původu a v normální míře žádoucí v každém živém ekosystému, je problematické s nimi nakládat jako se zdroji znečištění. Eliminace nadměrného množství nutrientů z prostředí je možná po uvažování daleko více komplexních opatření, než je tomu v případě bodových zdrojů. Na rozdíl od bodových zdrojů znečištění, které je možné omezit pomocí imisních limitů, jsou zdroje z ploch prakticky nelokalizovatelné a legislativní nástroje k jejich eliminaci velmi omezené (ROSENDORF a kol., 1995). Zemědělská výroba každoročně ohrožuje vodní ekosystémy trvalým přísunem nutrientů, pesticidů a havarijním vypouštěním organických odpadů při nedostatečně zabezpečeném skladování (MERRINGTON, a kol., 2002).

Aby bylo možné uvažovat opatření eliminace negativního vlivu nadměrného přísunu nutrientů do vodních ekosystémů, je nejprve nutné pokusit se o kvantifikaci plošných zdrojů znečištění. Obecně se využívá odhadů vycházejících z přepočtu populace na ekvivalentního obyvatele či stavu hospodářských zvířat na ekvivalentní kus dobytka.

Dále je například možné jednotlivé faktory podílející se na emisní zátěži toku dusíkem vůči sobě vztáhnout podle rovnice (1) upravené podle SALVETTI a kol. (2008) a následně dopočítat.

$$N_{celk} = N_{celk-průmysl} + N_{celk-ČOV} + N_{celk-splaškové vody} + N_{celk-zavlažovací kanály} + N_{celk-podpovrchové vody} \quad (1)$$

Přepočtem na ekvivalentního obyvatele se zabývá řada studií. Hodnota je odvozena pomocí předpokladu průměrné produkce fekálií s průměrnými hodnotami složení a průměrné produkce splaškové vody jedním obyvatelem za jeden den (PITTER, 1999). V 60. letech minulého století byla uvažována hodnota populačního ekvivalentu 54 g BSK₅ na jednoho obyvatele a den. V současné době je uznávána hodnota 60g i když v řadě zemí (USA, Švédsko, Švýcarsko) platí hodnoty až 75g BSK₅. Při přepočtech prováděných v rámci přípravy dat pro model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy bylo využíváno standardních hodnot podle SYNÁČKOVÁ (1996):

1 EO ... 60 g BSK₅ · den⁻¹

1 EO ... 12 g N · den⁻¹

1 EO ... 2-3 g P · den⁻¹

Podle RITTER, SHIRMOHAMMADI (2001) je možné přepočítat stavy základních hospodářsky chovaných zvířat jako:

Skot...570 g BSK₅ · den⁻¹

2080 g CHSK_{Cr} · den⁻¹

30 g N-NH₄ · den⁻¹

33 g P_{Celk} · den⁻¹

Prase...190 g BSK₅ · den⁻¹

512 g CHSK_{Cr} · den⁻¹

18 g N-NH₄ · den⁻¹

11 g P_{Celk} · den⁻¹

Brojler...14 g CHSK_{Cr} · den⁻¹

0.27 g P_{Celk} · den⁻¹

Pro většinu přirozených krajinných pokryvů¹⁷ platí velmi nízké hodnoty ztráty nutrientů do vodního toku. Jakmile však dojde k přeměně přirozeného pokryvu na antropogenně využívaný pokryv¹⁸, objem přímého odtoku se zvýší na úkor infiltrace, detence, intercepce i evapotranspirace a tudíž i ztráty živin do vodních toků způsobené odnosem rostlinných a živočišných zbytků z povrchové vrstvy půdy jsou daleko větší. I kdyby skončila antropogenní činnost a krajina byla ponechána sukcesy, nebylo by možné obnovit původní společenstva. (LIPSKÝ, 2005). Rovněž je zřejmé, že ani v budoucnu nebude možné zmenšit podíl ploch využívaných pro zemědělství či zástavbu, jelikož jsou potřebné pro stále se rozvíjející společnost. Otázkou tedy zůstává, jak zadržet vodu v krajině a s ní i zamezit nežádoucímu nadměrnému přísunu živin do vodních toků. Jedním z diskutovaných návrhů je uchování či vysazení břehové vegetace, která by mohla nejen zbrzdit přímý povrchový odtok, ale také odebírat živiny z nenasycené půdní zóny (MAILLARD, 2008). Na důležitost změny krajinného pokryvu pro potřeby snížení přínosu živin z nevodových zdrojů je nutné pohlížet i z hlediska vzdálenosti od vodního toku. Nejšetrněji obhospodařované a nejvíce přírodě blízké pokryvy by měly být v břehové oblasti. Aplikaci tohoto poznatku můžeme nalézt v nitrátové směrnici¹⁹.

¹⁷ Území České Republiky by podle mapy rekonstruované vegetace mělo být z 99% zalesněno (MIKŠIČKA, R., 1968)

¹⁸ Zemědělská půda, itravilán, extravilán, průmyslové areály...

¹⁹ Zákon 103/2003 Sb. Nařízení vlády o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech.

3.1.3 Procesy ovlivňující změny jakosti povrchové vody v toku

Na změny kvality vody v korytě toku působí trojice vzájemně propojených procesů. Jedná se o procesy biologické, fyzikální a chemické. Jsou nastartovány při kontaminaci vody a s narůstajícím časem pozměňují charakter a množství transportovaných či sedimentovaných látek. Pro modelování kvantitativního i kvalitativního hlediska transportu látek v toku hrají tyto procesy klíčovou roli.

Fyzikálním procesem je advekce neboli pohyb látek ve směru proudění. Je charakterizována průměrnou profilovou rychlostí v_p . Disperze popisuje difuzi látek v toku, ať už se jedná o molekulární difuzi popsanou Brownovým pohybem při ustáleném proudění či o difuzi turbulentní²⁰, neboli hydrodynamickou, která ve většině případů převažuje. Bezprostředně po vnosu látky do vodního toku dochází k vertikální disperzi, později dochází k příčné a nejdéle trvá podélná disperze (ŘÍHA, 2000).

Pro potřeby jednorozměrných modelů se využívá pouze převládající složky, podélné disperze, která je popsána součinitelem disperze D_L , který je odvozen buď empiricky, nebo na základě integrálních vztahů. Pro případovou studii modelování kvality vody v povodí Olšavy je koeficient disperze nahrazen souhrnným parametrem koeficient degradace D_x látky v čase t . Důležitým parametrem disperze je směšovací délka, za kterou dojde k úplnému promíšení látky ve vodě. Jako orientační hodnota bývá uváděno 100 až 200 násobek hloubky vody v toku. Látka však může degradovat pod meze detekce ještě dříve, než dojde k jejímu úplnému promíšení. *Vlivem disperze dochází ke snižování maximálních koncentrací látky v toku* (ŘÍHA, 2000).

V neposlední řadě boční přítok může ředit či zvyšovat koncentrace látek v toku. Boční přítoky přinášející znečištění jsou pro kvalitářské účely nazývány jako zdroje znečištění²¹. Dočasným uložením látky na dně či březích toku dochází k sedimentaci látek, které mohou být při extrémních hydrologických situacích znovu vyplavovány a transportovány (ŘÍHA, 2000).

Chemické a biologické procesy jsou pro potřeby modelování zjednodušovány předpokladem chemické a biologické rovnováhy vodního prostředí. Jejich důsledkem je kromě objemové změny transportovaných látek hlavně jejich změna kvalitativní. Patří k nim sorpce a desorpce²², oxidačně redukční reakce, hydrolyza, biodegradace a jiné (ŘÍHA, 2000).

Látky lze dle reakce s okolním prostředím dělit na konzervativní, které nepodléhají objemovým změnám a nekonzervativní, které díky interakci s okolím a jinými látkami

²⁰ Promíchávání vody při překonání nerovnosti koryta

²¹ Bodové/plošné/difusní (bodové/nebodové)

²² Důsledkem jsou objemové změny transportované látky

podléhají hmotnostním a objemovým změnám. Tyto změny může způsobit sedimentace a sorpce na sedimentární prostředí nebo chemické a biologické procesy. Nekonzervativní látky podléhají reakcím o rychlosti závislé na koncentraci látky. Pokud se tato závislost zanedbává (reakce nultého řádu), dochází ke konstantnímu poklesu množství látky s časem nezávisle na její koncentraci. Toto zjednodušení je však pro skutečné potřeby přílišné. Exponenciální úbytek dané látky s časem vyjadřuje rovnice reakce prvního řádu (TACHECÍ, 2009).

$$\ln c = \ln c_{(x0)} - K_1 \cdot t \quad (2)$$

Kde:

c ... Koncentrace látky

$c_{(x0)}$... Počáteční koncentrace

K_1 ... Rychlostní konstanta reakce

t ... Doba, za kterou dojde ke změně koncentrace

3.2 Modelování změn kvality povrchových vod

Integrovaný přístup k udržitelnému využívání vodních zdrojů předpokládá koordinaci iniciativ v oblasti vody, využití území a dotčených subjektů ve snaze maximalizovat ekonomické výnosy bez ohrožení rozvoje živých ekosystémů (KJELDS a kol., 2009)

Pro úlohu modelování plošných zdrojů znečištění byly uvažovány modely bilančního stavu znečištění v síti vodních toků. Další skupinou jsou modely zabývající se řešením havarijních situací. Mohou postihnout časové fluktuace znečištění v krátkém časovém úseku (ŘÍHA, 2000).

V současné době je pocíťována potřeba integrovaného přístupu k vodnímu hospodářství, ve kterém se propojují environmentální i ekonomické zájmy. V Číně v provincii Xi'an studie prokázaly, že rostoucí urbanizace jsou již na limitní hranici uchovatelnosti přirozené funkce vodních ekosystémů tolik potřebných pro zásobování veškerých lidských aktivit vodou (HONGMING HE a kol. 2008). Projekty ustanovující autoritu, která spravuje danou oblast podle konceptů udržitelného rozvoje, začaly vznikat v 70. letech 20. století. Jedná se o koordinaci lidských činností, jako je průmyslová výroba, zemědělství, doprava, turismus a rekreace, ekologie, výstavba a zajištění infrastruktury v rámci celého povodí. Příkladem jsou iniciativy ve spojených státech, kde jedna autorita koordinuje rozvoj celé oblasti²³. Další příklady podobných organizací je možné nalézt ve Walesu (GB), kde se jedná o územně menší avšak funkčně komplexnější agentury. Dalšími zeměmi, kde fungují kontrolní orgány povodí, jsou Nový Zéland, Francie, Kanada a z rozvojových zemí je nutné zmínit snahy Nigérie, Indie a Filipín (MITCHELL, 1990). V České Republice fungují státní podniky povodí Labe, Ohře, Odry, Vltavy a Moravy, které by měli zajišťovat podobnou funkci. Jejich vliv na územní a strategické plánování je však značně omezený na environmentální a hydrologické oblasti.

Matematického modelování v operativní i prognostické hydrologii je využíváno již od druhé poloviny minulého století. Rozvoj softwarových produktů pro hydrologickou problematiku byl značně omezen vývojem výpočetní techniky v druhé polovině 20. století. Do současnosti zaznamenal svět řadu technologických pokroků a v dnešní době především díky výpočetní technice je možnost matematického modelování ve všech vědeckých oborech daleko rozšířenější. Matematické modely v současné době počítají mnohonásobně náročnější operace s nesrovnatelně větším objemem datových vstupů. Softwarové produkty významných výzkumných institucí, jako je US E.P.A., USDA a mnoho jiných, jsou v současnosti volně dostupné prostřednictvím sítě internet. Při takovémto přebytku informací se stává čím dál tím složitější orientace v této široké škále nabídek a možností. V následující kapitole bude

²³ Tennessee Valley Authority (TVA)

nastíněn proces orientace na poli hydrologického modelování a budou vyjmenovány ty z modelů, které jsou v současnosti využívány pro vodohospodářské úkoly.

Obecně rozlišujeme dva typy hydrologických modelů:

– Kvantitativní (model srážko-odtokových procesů – Rainfall-Runoff)

Vývoj těchto modelů byl nastartován již počátkem minulého století. Velký rozvoj hydrologického modelování byl zaznamenán ve Spojených státech na počátku 70. let 20. století v souvislosti s rozvojem výpočetní techniky. Výzkumný hydrologický institut armády Spojených států Amerických²⁴ byl v čele tohoto vývoje s hydrologickými modely řady HEC (DONIGIAN, 1995)

– Kvalitativní (model jakosti vody, model látkového odnosu z povodí - Load)

Důležitost matematického modelování se projevuje s přibývajícími objemy znečištění ve vodních tocích. *Náročná průmyslová výroba je producentem stále většího množství v přírodě se nevyskytujících a zdraví velmi nebezpečných látek* (THORTON, 1999). Vývoj modelů kvalitativního hlediska vody byl přesto v minulosti vždy až za modely kvantitativními²⁵. Mezi pilotní pokusy patří modely vyvíjené americkou výzkumnou institucí EPA²⁶. Až v posledních letech se započalo se systematickým vývojem kvalitativních modelů hlavně pro potřeby evaluace zatížení vodního prostředí polutanty ze zemědělské činnosti a následné vypracování tzv. „chemického plánu zemědělské výroby“²⁷ a později ukazatele denního maximálního látkového odnosu, TMDL²⁸, který zahrnuje jak bodové, tak nebodové zdroje znečištění (DONIGIAN, 1995). Vývoj byl podnícen mimo jiné i zavedením mezinárodních environmentálních programů udržitelného rozvoje pod záštitou OSN implementovaných do národních legislativ. Příkladem takového programu je MAB: Program UNESCO „Člověk a biosféra“ (UNESCO, 2009). Program MAB byl jedním z prvních popudů pro zvýšení zájmu o životní prostředí. Byl založen v roce 1970 na konferenci UNESCO a v jeho zájmu je integrace environmentálních otázek do národních legislativ. Je zde nastíněn koncept udržitelného rozvoje pro zachování lepší planety budoucím generacím. Celosvětově jsou vyhlašovány biosférické rezervace, v nichž jsou stanovena speciální pravidla hospodaření s přírodními zdroji. Na území ČR je vyhlášeno 6 rezervací, jednou z nich je i BR Bílé Karpaty.

Na národní úrovni jsou propojeny vědecké organizace se státoprávními úřady pro vytvoření jednotné politiky životního prostředí. Pro zvýšení rozhodovací schopnosti

²⁴ U.S. Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center in Davis, CA.

²⁵ Srážko-odtokové modely zaměřené na protipovodňovou ochranu a zásobování vodou.

²⁶ Environmental Protection Agency – Environmental Research Laboratory in Athens

²⁷ Optimalizace množství využívaných chemických látek v zemědělství (hlavně pesticidů a fertilizérů)

²⁸ Total Maximum Daily Loads

podobných komisí je nutné definovat dopady jednotlivých opatření. Právě pro jejich zjištění je využíváno stále hojněji matematických modelů (THORTON, 1999).

Z počátku 80. let minulého století narazil vývoj modelů na nedostatečné datové základny. Bylo tedy nutno vylepšit monitorovací systémy a obohatit je o jednotlivé parametry kvality vody. Proto v literatuře této doby nalezneme spíše ojedinělé projekty lokálního zaměření pod záštitou velkých environmentálních agentur.²⁹

Na rozdíl od terénního výzkumu, pomocí kterého je možné s určitou přesností zmapovat jednu konkrétní lokalitu, matematické modely umožňují komplexní pohled na celé povodí (DONIGIAN, 1995). V současné době je tento komplexní obraz kvality vody v území a modelování pravděpodobnostních scénářů vývoje upřednostňován před prostým popisem stavu a vývoje do současnosti. Pro tyto potřeby jsou vyvíjeny modely, které počítají s bodovými i nebodovými zdroji znečištění. Dále je nutno zahrnout jak kvalitativní, tak kvantitativní parametry polutantů. Bez těchto předpokladů nemůže být vyvinut kvalitní model, schopný věrohodně predikovat budoucí scénáře.

Mezi ekonomické dopady udržitelného rozvoje je kromě přímých nákladů na výstavbu ČOV a využití technologií pro snížení přísunu polutantů do toku nutno zahrnout i nepřímé ztráty způsobené emisními limity a omezenými možnostmi antropogenních aktivit v bezprostřední blízkosti vodního toku. Z tohoto důvodu je kladen důraz na vývoj kvalitních bilančních modelů jakosti vody, které umožňují evaluovat zátěž toků polutanty z nejrůznějších zdrojů v rámci vodohospodářského plánování (BISWAS, 1981).

Matematické modely jakosti vody jsou v současné době nejefektivnějším nástrojem pro operativní rozhodování i pro možnosti plánování. „*Identifikací a analýzou rozsahu a intenzity všech významných i potenciálních zdrojů znečištění, modelovým vyhodnocením jejich účinku a variantní simulací stavů po zavedení nápravných opatření vzniknou základní předpoklady pro řešení otázek zlepšení jakosti povrchových vod a tím i životního prostředí v daném regionu*“ (ŘÍHA, 2000). Matematické modely napomáhají k porozumění vztahů, které doprovázejí celý hydrologický proces v konkrétním území. Bez konkrétní znalosti lokálních parametrů týkajících se jednotlivých fází srážko-odtokového procesu nelze pochopit aktuální ani predikovat potenciální stav ekosystému (SINGH, 1995). Výhody matematického modelování pro potřeby vodohospodářského plánování v oblasti kvality vody plynou z integrovaného náhledu na funkci povodí jako celku s přihlédnutím ke všem aktivitám probíhajícím v povodí (KJELDS a kol., 2009).

²⁹ EPA: Modelování v Chesapeake Bay

3.2.1 Modely kvality vody

V moderní operativní i prognostické hydrologické praxi jsou běžně využívány matematické modely jako jeden ze základních podkladů většiny rozhodnutí v oblasti vodohospodářského či environmentálního plánování po celém vyspělém světě. Vzhledem k velké variabilitě dílčích povodí a jejich specifickým fyzicko-geografickým a socioekonomickým vlastnostem je variabilita a množství matematických modelů zabývajících se kvalitou vody značná. Není tedy možné zvolit pouze jeden univerzální model, který by vyhovoval potřebám všech povodí světa (BISWAS, 1981).

Model kvality vody je soubor matematických rovnic vyjadřujících fyzikální, biologické a chemické procesy probíhající ve vodním toku. Látková bilance je počítána podle množství vstupujících látek do vodního toku³⁰, jejich přeměny v rámci úseku a transport do navazujícího úseku za daný čas. Transport látky probíhá buď advekcí u vodních toků či disperzí u vodních nádrží a estuárií s malou rychlostí proudění. Znalost přeměny nutrientů vedoucí k eutrofizaci a procesy biochemických rozkladů organických látek a využívání rozpuštěného kyslíku (DO) jsou dostačující pro potřeby vyvíjených modelů kvality vody. Problematika těžkých kovů či jiných látek poukazujících na specifické znečištění je značně složitější. Pro takové požadavky bývají vyvíjeny tzv. modely na míru.

Vyvíjení modelů je považováno za vědeckou i, s nutnou mírou nadsázky, za uměleckou činnost, jelikož tvůrce modelu kromě obecných principů zahrnuje i značnou dávku vlastní kreativity.

Obecně lze modely rozdělit na deterministické a stochastické, kdy deterministické modely pracují s veličinami určenými parametry a stochastické se zabývají veličinami náhodnými s pravděpodobnostním rozdělením výskytu (JENÍČEK, 2009). Tyto modely počítají s určitou mírou náhodnosti chemických a biologických procesů (BISWAS, 1981). Hydrologické procesy jsou z podstatné míry ovlivněny chodem meteorologických prvků, které jsou vysoce nepředvídatelné již v krátkých časových horizontech. Procesy ovlivňující jakost vody jsou však determinovány konkrétními parametry danými pro určitou lokalitu, tudíž míra náhodnosti není tak vysoká. Dalším obecným dělením jsou vymezeny modely stacionární (steady-state), kdy je daná veličina v čase určitým způsobem ustálena³¹ a modely nestacionární (dynamické), kdy je kvalita i kvantita dané veličiny s časem proměnná³² (THORTON a kol., 1999). Steady-state modely jsou hojně využívány hlavně pro dlouhodobé plánování v povodí větších rozměrů, zatímco složitější dynamické modely jsou vhodné například pro událostní epizodické erozní modely plošného odtoku.

³⁰ Bodové a nebodové zdroje znečištění

³¹ Viz kapitola 1.1.1 In: PRÁŠKOVÁ, Z., 2007: *Základy náhodných procesů II*. Praha: Karolinum. 151 s.

³² Model eutrofizace

Většina modelů pouze rozvíjí jednoduché rovnice sestavené Streeterem a Phelpssem roku 1925 pro predikování koncentrací BSK₅ a DO³³ ve vodním toku měnicích se podle přínosu organického materiálu. Další modely využívají jednoduché rovnice exponenciálního rozpadu prvního řádu. Je možné zkoumat konzervativní či nekonzervativní látky, modelovat rychlost jejich sedimentace či použít složitější multiparametrální modely vyvinuté pro komplexní predikování koncentrací většího množství látek v toku a jejich vzájemných interakcí. Tyto modely však vyžadují daleko rozsáhlejší objem dat a značné zkušenosti (BISWAS, 1891).

Pro výběr vhodného modelu je nutné analyzovat problém podle několika kritérií. Mezi ně patří mimo jiné velikost území, dostupnost a kvalita aktuálních dat nebo požadovaná přesnost výsledků. V obrázku č. 1 jsou znázorněny jednotlivé úrovně, na kterých by mělo v rozhodovacím procesu docházet k výběru vhodných a eliminaci nevhodných modelů.



Obrázek č. 1: Typologie současně využívaných modelů kvality vody podle různých úrovní výběru
Poznámka: Upraveno podle COX, (2003).

Vzhledem k tomu, že každé území a povodí jako jeho součást má specifické a odlišné geografické podmínky, je obtížné najít model, který by plně vyhovoval. Pro složitější úlohy tedy bývají vyvíjeny modely nové. Díky tomu v současné době nalezneme celou řadu více či méně komplexních modelů. Národní environmentální agentury však nejčastěji využívají již zavedené a osvědčené modely, jako je např. stacionární³⁴ 1D model QUAL2E, který je

³³ Dissolved Oxygen – rozpuštěný kyslík

³⁴ Steady State

v současné době nejvíce využíván po celém světě také díky jeho volné dostupnosti (SALVETTI a kol., 2008) a díky menšímu objemu vyžadovaných dat (BISWAS, 1981). Dále jsou využívány komplexní modely řady BASINS či modely řady MIKE vyvinuté pro Evropská i mimoevropská povodí (COX, 2003). Na druhé straně stojí podrobnější modely vyvíjené akademickými institucemi pro specifické účely malých povodí. Obecně jsou upřednostňovány jednodušší modely, které uvažují konzervativní transport látek či kinematiku prvního řádu. Takové modely nastíní procesy, které probíhají po vnosu látky do vodního prostředí hlavně z kvantitativního pohledu. Je zde však opomenut vliv biochemických procesů jako je fotosyntéza, nitrifikace, denitrifikace a nejrůznější oxidačně-redukční reakce, které jsou bezpochyby uplatňovány po celou dobu existence látky ve vodním prostředí. Pro složitější procesy jsou vyvíjeny modely mnohem náročnější na vstupní data, které však poskytují výstupy spíše odpovídající realitě v konkrétním prostředí. Problematika aplikace takto vyvinutých modelů je zřejmá. Modely, které na určitém místě fungují bez problémů, mohou na jiném místě poskytovat naprosto mylné výsledky, jelikož jsou vyvíjeny na základě empirických poznatků v konkrétním ekosystému, který je vždy jedinečný. Klíčem k úspěšné aplikaci modelu je následná interpretace, která nemůže být správná bez bližší znalosti zkoumaného území.

Modely jakosti vody nejobecněji rozdělujeme podle COX (2003) podle počtu dimenzí na 1D, 2D, 3D podle charakteru popisu proudění a to:

1D jsou nejčastěji aplikované na vodní tok, kde se uvažuje pouze podélná složka proudění. Modely uvažují dokonalé promíšení látky ve vertikálním i horizontálním směru

2D jsou nejčastěji aplikované na širší vodní tok či mělkou vodní nádrž, kde se uvažuje podélná a příčná složka proudění pouze v horizontálním směru. Modely se zabývají distribucí látky v příčném profilu

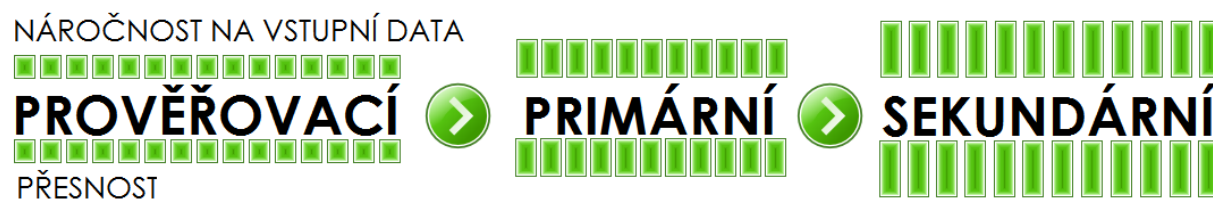
3D jsou nejčastěji aplikované na hlubokou vodní nádrž, kde se uvažuje podélná i příčná složka proudění v horizontálním i vertikálním směru. Modely produkují komplexní analýzy šíření látky jak v horizontálním, tak i ve vertikálním směru.

Dále je důležitým parametrem, zda se jedná o proudění stacionární či nestacionární. Tento parametr výrazně ovlivňuje transport rozpuštěných i nerozpuštěných látek.

Podle DONIGIAN, 1995 je nutné rozdělit modely i podle náročnosti na vstupní data a podle detailnosti výsledků na „Prověřovací“³⁵, které poskytují rychlé nastínění hlavních dominujících problémů v povodí, aniž by však blíže zkoumaly interakce mezi nimi (Obr. 2); Primární, které poskytují detailnější pohled na problematiku a kvantifikaci jevů s jistou přesností, aniž by uvažovaly s heterogenní podmínky uvnitř dílčích povodí (nebo jinak vymezených plošek); Sekundární, které poskytují komplexní a detailní územní analýzy tam,

³⁵ Překlad z Anglického originálu „screening“

kde nefungují primární modely. Tyto nejpřesnější modely popisují prostorovou variabilitu a vztahy v jednotlivých dílčích povodích (ploškách) nebo mezi nimi.



Obrázek č. 2 : Výběr modelu na jednotlivých úrovních podle DONIGIAN, A., S., a kol., 1995 In: SINGH, V., P., 1995

ŘÍHA, 2000 rozděluje matematické modely jakosti vody podle následujících kritérií. Podle charakteru proudění vymezuje 3D modely v hlubokých nádržích, kde je výrazná teplotní stratifikace, 2D modely pro mělké nádrže s pomalým prouděním a 1D modely šíření znečištění ve vodním toku s předpokladem dobrého promísení v příčném profilu. Podle charakteru povodí vymezuje modely urbanizovaných povodí, modely sítí vodních toků³⁶ a modely plošného a difúzního znečištění³⁷. Podle časoprostorové změny rozlišuje modely postihující časové fluktuační³⁸ a modely bilančního stavu, které disponují časově proměnnými hodnotami průměrných (Q_{270}) a nepříznivých (Q_{355}) průtoků a neproměnnými hodnotami zdrojů znečištění³⁹.

Ačkoliv je k dispozici celá řada modelů, s různým stupněm přesnosti a měřítka, problémem je přesnost vstupních dat. S komplexností modelu samozřejmě stoupá náročnost na vstupní data. Obecně je nutné si uvědomit, že hladinu přesnosti modelu musíme přizpůsobit hladině přesnosti datových podkladů⁴⁰. Je například nevhodné aplikovat velmi přesné a složité řídicí rovnice modelu na kvalitářská data, která jsou měřena v lepším případě jednou měsíčně, a jedná se vždy o aktuální stav. Touto hodnotou bývá hrubě nahrazována hodnota měsíčních průměrů. Zprostředkovat detailnější, souvislý a několikaletý monitoring je však v našich podmínkách nemožné a pro modely bilance kvality vody zbytečné⁴¹.

Hydrologické modely jsou rozdělovány rovněž podle prostorového rozdělení zkoumaného území na tzv. celistvé (lumped), například modely řady HEC, semi-distribované, kdy je území rozděleno na plošky odpovídající fyzicko-geografickým podmínkám (MIKE BASIN, SWAT) a na distribuované, kdy jsou plošky pravidelného tvaru určeného uživatelem (AGNPS) (JENÍČEK, 2009). Tabulka č. 1 poukazuje na další možný způsob dělení modelů kvality vody a to podle měřítka prostorové úrovně. V tabulce č. 1 jsou stručně popsány modely kvality vody dostupné v literatuře.

³⁶ Využívá se k modelování stavu na závěrovém profilu říční či stokové sítě

³⁷ Bilanční modely – bilance živin v povodí

³⁸ Modely havarijního stavu

³⁹ Používají se průměrné měsíční hodnoty (pokud nejsou k dispozici, dá se využít ročních průměrů)

⁴⁰ Ať už se jedná o neúplnost dat či problematické vyhodnocení.

⁴¹ Takovéhoho monitoringu se využívá u krátkodobých modelů například havarijního stavu.

Tabulka č. 1: Rozdělení modelů plošného znečištění podle LANGHAMMERA (2005)

Prostorová úroveň	Plocha území	Typ území	Časové měřítko	Metody	Použití	Náročnost vstupních dat	Typ modelu
Makro	100 - 1000 km ²	Velká uzavřená povodí regionálního významu	Dlouhý nepřerušovaný časový úsek	Zjednodušené metody stanovení rizikových oblastí, eroze, plošného odtoku; Bilanční výpočty	Vymezení erozně ohrožených oblastí, Bilanční výpočty plošného znečištění	Nízká až Střední	Regresní modely
Mezo	1 - 100 km ²	Povodí drobných a středně velkých vodních toků	Kombinace	Rovnice USLE a její modifikace; Kvantitativní empirické výpočty	Výpočet látkového odnosu z dílčích mezipovodí a zemědělských ploch	Střední až Vysoká	Empirické modely
Mikro	< 10 km ²	Povodí drobných vodních toků; Jejich části; Jednotlivé svahové systémy	Simulace jednotlivých událostí	Fyzikálně založené metody; Hydrodynamická kontinuální simulace	Srážko-odtokové procesy, látkový odnos při dílčích srážkových událostech	Vysoká	Fyzikálně založené modely

Instituce	Název	Popis	Typ	Dostupnost
U.S. EPA United States Environmental State Agency	CORMIX	modelování kvality vody v zóně míšení u zaústění jednotlivých bodových zdrojů	2D	volně
	AQUATOX	Vliv polutantů na biotu a zoobentos		
	QUALZE	Transport látek včetně vedení tepla, bilance O, N, P a degradace organických látek, nemá hydraulický modul. Povodí je automaticky rozděleno na dílčí plochy stejné velikosti	1D	
	QUALZE-UNCAS	Umožňuje provádět důležitosti analýzy, analýzy chyb 1. řádu a simulace Monte Carlo	1D	
	QUAL2K	Modernizovaná verze QualZE. Rozdílem je změna uspořádání dílčích ploch povodí na heterogenní plošky specifikované uživatelem	1D	
	BASINS	Komplexní environmentální studie jakosti vody, jako podklad analýzy mohou sloužit výsledky modelů QUALZE, TOORROUTE, PLOAD, HSPF či SWAT; Zahrnuje aplikaci GIS	komplexní	
	SWMM	Modelování povrchového odtoku včetně transportu sedimentů převážně v zastavěných územích. Vhodný spíše pro kvantitativní účely	komplexní	
	P-ROUTE	Zjednodušený výpočet koncentrace látek ve vodě při nízkých a středních průtocích	1D	
	WASP	Neustálé proudění, hydraulický modul a modul pro transport látek, komplexní	1-3D	
	WASP7	Doplňk o rovnice eutrofizace a kinematiky prvního řádu		
	EXAMS	Model vhodný pro detailní simulaci samočistících procesů v toku či nádrži. Využívá diferenciálních rovnic pro popisání chemických procesů v toku či nádrži	1-3D	
	HSPF	Neustálé proudění, hydraulický modul, komplexní kvalitativní rozbor konvenčních i toxických látek	1D	
SMPTOX3	Simulace toxických látek, jejich transportu a změn po vstupu do vodního prostředí		nedostupný	
Hydraulics Research Wallingford UK	SALMON-Q	Hydrodynamický modul i modul komplexní analýzy transportu látek ve vodním toku	1D	nedostupný
IIASA a IWEP International Institute for Applied Systems Analysis; Institute for Water and Environmental Problems	DESERT	Integrovaný nástroj pro vodohospodářské plánování v oblasti kvality vody. Proudění a transport látek řešen metodou konečných diferencí, Optimalizace nákladů a výnosů	komplexní	pro výuku a výzkum
	STREAMPLAN	Jednoduchý model proudění a transportu látek vyvinutý pro optimalizaci vodního hospodářství podle principu udržitelného rozvoje	komplexní	volně pro vědu a výzkum
DHI	MIKE 11	Původně hydrodynamický model rozšířen o řadu modulů, například modul pohybu splavenin, kvality vody a ekologie	1D, 2D	komerční
	MIKE SHE	Model vhodný pro detailní analýzy transportu látek. Komplexní hodnocení hydrologického cyklu i jakosti vody. Sekundární model vyvinutý pro malá povodí	2D	komerční
	MIKE BASIN	Bilanzní model s hydraulickým i kvalitativním modulem vyvinutý pro komplexní analýzy v měřítku středních až velkých povodí, plně integrovaná aplikace GIS	1D	komerční
	MOUSE	Simulace proudění a transportu látek ve stokové síti urbanizovaného území		komerční
USACE WES US Army Corps of Engineers Waterways Experimental Station	CE-QUAL-R1	Numerický hydrologický model pro analýzy kvality vody v rezervoáru	1D	volně
	CEQUALW2, CEQUALICM	Průpracovanější modul kvality vody, komplexní analýzy transportu látek v neustálém proudění	2D	
	HEC2Q	Kvalitativní nadstavba řady hydraulických modelů HEC	1D	
	CASC2D	Model založený na vyhodnocení srážkových událostí a jejich odezvy v odtokovém procesu a látkovém odnosu	1D, 2D	shareware
VUT FAST Brno	ZNEC 201	Nestacionární transport látek řešený metodou konečných prvků. Jednoduchý model pro bilanci bodových zdrojů znečištění	1D	pro výukové účely
USDA-ARS US Department of Agricultural Research Services	AGNPS	Údlostní model simulující povrchový odtok z různých ploch. Transport látek podle různé Land use řešen rovnicí USLE. Zahrnuje hydrologický, erozní modul a modul pro látkový odnos	1D	volně
	AnnAGNPS	Bilanzní model pro dlouhodobé období. Transport sedimentů řešen rovnicí MUSLE	1D	
	SWAT	Erozní model látkového odnosu z půdy do recipientu. Transport sedimentů řešen rovnicí MUSLE		
	CREAMS	Údlostní model změn jakosti vody při různých způsobech hospodaření v zemědělské krajině	1D	
	NLEAP	Údlostní model pro příslus nížin z půdy podle jednotlivých typů hospodaření		
KINEROS	Údlostní erozní model látkového odnosu do vodního toku, hydraulický modul. Popisuje celý odtokový proces jak kvalitativně tak kvantitativně. Metoda nahrazující CH křivky	1D		
USDA ve spolupráci s TAES University of Texas	EPIC	Určení vlivu eroze na pěstovanou půdiny a znečištění vody. Model je velmi náročný na vstupní data		volně
Purdue University, Indiana	ANSWERS	Údlostní deterministický model transportu sedimentů	1D	nedostupný
	ANSWERS-2000	Denní hydrologická bilance a bilance železa	1D	nedostupný
SRN	SWIM	Kvalitativní procesy v tocích pro povodí střední Evropy velkých rozměrů vytvořené na základě modelů SWAT a MATSALU		komerční
Environmental Modeling Systems (AQUAVED)	WMS	Komplexní analýzy hydrologických, hydraulických i jakostních poměrů. Model je kompatibilní s hydrologickým modelem HEC-RAS		komerční
	SMS	Hydraulický modul i modul transportu polutantů	2D	nedostupný
System Engineering, Inc.	WARMP	Modelování kvality vody v systému u povodí a reakce na změny vstupních parametrů	1D	komerční

Tabulka č. 2. Stručná charakteristika vybraných celosvětově využívaných modelů kvality vody.

Poznámka: Upraveno podle: RÍHA, J., 2000, BORAH, D., K., BERA, M., 2003, DONIGIAN, A., S., IMHOFF, J. C., AMBROSE, R., B., 1995 a internetových zdrojů jednotlivých hydrologických institucí

Poznámka: Zeleně označené jsou modely vyhovující požadavkům práce, které byly uvažovány do užšího výběru.

3.2.2 Výběr vhodného modelu

Cílem práce je sestavení funkčního modelu současného stavu jakosti vody v povodí Olšavy. Funkční model současného stavu poslouží k bilancování látkového odnosu a porovnání s platnou legislativou. Pro řešení takové bilanční analýzy kvality vody v povodí o rozloze 502 km² je vhodné uvažovat jednorozměrné (1D) modely. Hydraulika by měla být odvozena na základě jednoduchých vztahů. Cílem práce není vytvořit podrobný hydraulický model říční sítě, ale spíše komplexní hydrologickou analýzu jak kvalitativního, tak kvantitativního rázu. Hydraulické parametry budou tedy podléhat do značné míry generalizaci na základě rovnice kontinuity (zákon zachování hmoty) a pohybové rovnice (zákon zachování hybnosti) a proudění bude považováno za stacionární. Takové proudění je podle ŘÍHY, J., 2000 charakterizováno pouze průměrnou profilovou rychlostí v_p [m·s⁻¹] podle vztahu (5)

$$Q = v_p \cdot A \quad (3)$$

Kde:

Q... Průtok [m³·s⁻¹]

A... Plocha průtočného profilu, jejíž změna se po směru proudění zanedbává [m²]

Pro transport látek počítaný v rámci modelu kvality vody by rovněž měly být procesy do značné míry schematizovány. Model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy nemá za cíl detailně popsat distribuci látek příčnou ani vertikální disperzi v průtočném profilu, ani chemicky analyzovat procesy degradace jednotlivých látek. Pro takovou analýzu by bylo vhodné zvolit území řádově menších rozměrů. Jedná se o analýzu stávající situace pro možnosti bilancování účinku změny vstupních podmínek. Transport látek by měl být řešen buď jako konzervativní, kdy bude platit, že změna hmotnosti látky v úseku odpovídá rozdílu hmotnosti látky při vstupu a výstupu, nebo pomocí kinematiky prvního řádu na základě koeficientu exponenciálního rozpadu a doby zdržení dané látky v úseku.

Model by v neposlední řadě neměl vyžadovat vysoce podrobná vstupní data, jelikož se jedná o rozsáhlé území, v rámci kterého je možné zanedbat některé lokální nehomogenity. Na druhé straně tomuto požadavku bude přizpůsobena i kvalita a podrobnost výsledků, která rovněž nesmí být očekávána příliš detailní.

Bilanční modely slouží k vyhodnocení vlivů jednotlivých zdrojů znečištění na systém vodních toků. Zhodnocení je možno využít při navrhování nápravných opatření a celkově ke zlepšení dlouhodobého stavu ekosystému. Z důvodu nedostatečně podrobných datových podkladů, hlavně v oblasti odběrů a vypouštění uživateli vodního toku, bilanční modely neumožňují analyzovat krátkodobé změny stavu jakosti vody.

Z dostupných modelů ať už volně distribuovaných či komerčně nabízených byly vybírány v prvním kroku bilanční deterministické fyzikálně založené modely vhodné pro simulaci kvality povrchové vody v rámci velkých územních celků a umožňující 1D simulaci konzervativního transportu látek vodním tokem. Mezi nejužívanější volně distribuované

modely patří QUAL2E a jeho modernější verze QUAL2K (EPA). Modely jsou semi-distribuované, nepodchycují tedy významně vliv nebodových zdrojů a jejich heterogenní rozmístění v krajině. Dalšími vhodnými nástroji Enviromental Protection Agency jsou modely BASINS, WASP7 a HSPF. Systém BASINS na rozdíl od WASP7, HSPF a QUAL2K má integrovaný systém ArcGIS a může produkovat jednoduše interpretovatelné grafické výstupy. Modely EPA jsou vyvíjeny v podmínkách Severoamerického kontinentu a i přes široké využití po celém světě mohou rozdílné podmínky střední Evropy zneprěsnit jejich výsledky. Dále byly uvažovány Rakouské modely DESERT a STREAMPLAN, jejichž využití je ale méně ověřené a dostupnost omezená. Vhodným modelem se zdá být i produkt USDA, volně dostupný AnnAGNPS, který je však poměrně náročný na vstupní data. Jedná se především o erozní model, který je pro požadovaný úkol příliš podrobný. Model ANSWERS-2000 není volně k dispozici a výsledky by pravděpodobně byly zaměřeny spíše k hydrochemickým oborům. Modely WARMF a DWSM byly v literatuře spíše jen zmíněny, jejich využití je tedy rovněž sporné. Zbývají komerční modely Dánského Hydrologického Institutu MIKE11 a MIKE BASIN, jejichž aplikace je zajímavá i díky jejich využití pro Plánování v oblasti Povodí ČR na základě legislativy EU. Byl zvolen model MIKE BASIN, vzhledem k jeho jednoduchosti, uživatelské srozumitelnosti a požadovanému měřítku jak v případě vstupních dat, tak v případě požadované podrobnosti výstupů. Nespornou výhodou modelu MIKE Basin je jeho plná integrace do prostředí GIS, která umožňuje snadnou přístupnost pro editování jakýchkoliv prostorových informací. Díky tomu je MIKE Basin uplatňován při vodohospodářském plánování v měřítku celého povodí (DHI, 2003).

3.3 MIKE Basin

„Před stavbou modelu v jakémkoliv modelovacím prostředí je nutno stanovit obecné principy a pravidla, které budou respektovány při konceptualizaci problému a stavbě konkrétního modelu“ (TACHECI, P., 2009).

3.3.1 Popis principů nástroje MIKE Basin

Upraveno podle uživatelské příručky MIKE Basin, DHI (2009)

MIKE BASIN 2008 propojuje hydrologické modelování s prostředím GIS nástroje ArcGIS 9.2 a představuje tak vhodný nástroj pro mnoho úloh z oblasti využívání vodních zdrojů, regulace a manipulace na objektech v měřítku povodí. Zvolený přístup se snaží poskytnout jednoduché a intuitivní ovládání, ale přesto dávat odpovídající a relevantní výstupy pro plánování a management v rámci povodí. Důraz je kladen na propracovanou vizualizaci výstupů modelování v čase i prostoru, což umožňuje porozumění i ne odborníkům a přispívá k vytváření názorové shody ve sporných otázkách.

Dále je programovací kód MIKE BASIN přístupný v prostředí COM/.NET, kde mohou být pozměněny všechny vstupy, výstupy a alokace. Takto může být MIKE BASIN upravován či integrován do externích modelovacích systémů. Příkladem mohou být ekonomické či ekologické modely, pre- a post-procesory či na míru vytvořené rozhodovací systémy.

MIKE BASIN pracuje se schematizací toků pomocí systému uzlů a úseků toku mezi nimi. Uzly schematizují soutoky, odběry, nádrže a uživatele vody. Uživatelské prostředí GIS ArcView bylo rozšířeno tak, aby bylo možno snadno říční síť schematizovat, editovat a s modelem pracovat. MIKE BASIN představuje kvazi-ustálený model bilance vody, který však umožňuje také zjednodušenou simulaci postupu povodňové vlny úsekem toku. Schematizace kvality vody předpokládá konzervativní šíření, případně lze také modelovat rozpad⁴² během transportu. Popis příspěvku podzemní vody využívá jednoduché schematizace rovnicí lineární nádrže.

Základními stavebními prvky modelu jsou:

Vodní úseky (River Reach), Uzlové body toku (River Nodes), Uživatelé (Water Users), Závlahové soustavy (Irrigation Scheme), Hydrologická povodí (Catchment), Nádrže (Reservoir), Jezerá (Reservoir), Vodní elektrárny (Hydropower).

Vlastnosti jednotlivých stavebních prvků a jejich vzájemné interakce jsou definovány průběžně uživatelem či souhrnně makrem. Všechny informace související s konfigurací stavebních bloků jsou definované obrazovou editací v prostředí ArcMap. Říční síť a hranice povodí mohou být importovány z existujících GIS vrstev, vymezeny z DEM (Digitálního

⁴² Neboli rozklad (decay rate)

modelu terénu) nebo načrtnuty schematicky. Výpočetní modul MIKE BASIN řeší vodní bilanci a ukládá dílčí výsledky pro každý časový krok. Časový krok vstupních dat může být odlišný od kroku simulací a dokonce se může lišit v jednotlivých časových řadách. MIKE BASIN je jednak simulační, jednak optimalizační model se zabudovaným nelineárním výpočtem. Konceptem optimalizace je generalizace a MIKE BASIN je schopen optimalizovat podle jakéhokoliv zadání. Společně s modulem WQ (kvality vody) může MIKE BASIN simulovat ustálený reakční transport nejdůležitějších látek, které ovlivňují kvalitu vody⁴³.

3.3.2 Stručný přehled stavebních prvků MIKE BASIN

Říční úseky

Říční úseky mohou být do modelu přidávány několika způsoby: lze je (1) načíst z již existujících map GIS, (2) odvodit z digitálního modelu terénu nebo (3) digitalizovat ručně.

Pokud je třeba, jsou k dispozici tři různé způsoby výpočtu postupivosti (transformace) průtokové povodňové vlny v jednotlivých říčních úsecích: (1) translační vlna, (2) lineární nádrž, (3) metoda Muskingum. Do modelu lze zahrnout klínovou a prismatickou retenci, průsaky a jiné ztráty na okamžitých průtocích a lze provést orientační výpočet průběhu hladiny pomocí předdefinované Q-h křivky. Pro potrubí a uzavřené kanály je možno specifikovat časově proměnné průtočné kapacity.

Povodí

Model umožňuje zahrnout libovolný počet hydrologických povodí. Obdobně jako u říční sítě, i povodí mohou být do modelu načteny (1) přímo z map (vrstev GIS), (2) odvozením rozvodnice z digitálního modelu terénu, nebo je lze (3) přidáním uzlů do říční sítě v místech, kde dochází ke změně povodí, schematicky reprezentovat.

Plošný odtok z povodí je simulován konceptuálním hydraulickým modelem lineárních nádrží, který počítá s jednou nebo dvěma nádržemi⁴⁴. Do odtokového modelu povodí lze volitelně integrovat i další vazby podzemní vody⁴⁵.

Modelovací nástroj MIKE BASIN zahrnuje NAM, konceptuální srážko-odtokový model pro simulace odtoku z povodí, je založen jako funkce obsahu vody ve čtyřech specifických nádržích tvořících integrovaný systém. Jsou-li vstupní data neúplná, lze chybějící hodnoty průtoků takto dopočítat na základě časové řady srážkových dat a potenciální evapotranspirace.

⁴³ Těmito látkami jsou BSK₅ (BOD), N-NO₃, N-NH₄, P_{Celk} (P_{Tot}), E-Coli, N_{Celk} (N_{Tot}) a uživatelem definovaná takzvaná „divoká karta“

⁴⁴ Pro rychlou a pomalou odtokovou odezvu

⁴⁵ Např. infiltraci, čerpání podpovrchových zdrojů uživateli apod.

Uživatelé

Za uživatele lze považovat takový subjekt, který odebírá, využívá, vypouští a jakkoli jinak nakládá s povrchovou nebo podpovrchovou vodou. Příkladem mohou být závlahy, čističky odpadních vod, průmysl či domácnosti. Spotřeba vody je reprezentována časovými řadami, přičemž odběr lze v modelu provádět z říčních uzlů, nádrží nebo podzemních rezervoárů. Každý uživatel může využívat pro svůj odběr více zdrojů a stejně tak jeden zdroj může zásobovat více uživatelů. Vypouštění vody uživatelem lze provádět do libovolného počtu říčních uzlů nebo může být vypouštěná voda infiltrována do podzemní vody. Zvláštní postavení mezi uživateli mají závlahy a hydroelektrárny, které jsou do modelu zadávány jako samostatně vyčleněné stavební prvky s řadou vlastností a parametrů.

3.3.3 Modelování kvality vody v prostředí MIKE BASIN

MIKE BASIN umožňuje simulovat kvalitu vody povrchových i podzemních vod s přísunem látek z bodových i nebodových zdrojů. V následujícím textu jsou popsány základní řídicí rovnice modelování kvality vody v prostředí MIKE Basin a modulu WQ.

- Spotřeba kyslíku na degradaci organických látek:

$$\frac{dBSK_d}{dt} = -k_{d3} \cdot BSK_d \quad (4)$$

- Nitrifikace:

$$\frac{dNH_4}{dt} = Y_d \cdot k_{d3} \cdot BSK_d - k_4 \cdot NH_4 \quad (5)$$

- Denitrifikace:

$$\frac{dNO_3}{dt} = k_4 \cdot NH_4 - k_6 \cdot NO_3 \quad (6)$$

- Bilanci kyslíku je možno vyjádřit:

$$\frac{dDO}{dt} = k_2 \cdot (c_s - DO) - k_{d3} \cdot BOD_d - Y_1 \cdot k_4 NH_3 - \frac{(R + B - P)}{d} \quad (7)$$

- Celkový fosfor, počet E.coli a uživatelem definovaná látka „divoká karta“ podléhají procesům kinematiky prvního řádu (exponenciální rozpad).

$$\frac{dX}{dt} = -k_X \cdot X \quad (8)$$

Kde:

k_{d3} ... koeficient degradace BSK_d při 20°C [1/d]

BSK_d ... množství BSK_d (denní)

Y_d ... obsah N v organických látkách [mg N-NH₄/ mg BSK]
 k_4 ... koeficient nitrifikace při 20°C [1/d]
 NH_4 ... množství N-NH₄
 k_2 ... koeficient re-aerace při 20°C [1/d]
 c_s ... koncentrace kyslíku při nasycení [mg O₂/l]
 y_1 ... relativní množství kyslíku vytvořené během nitrifikace [O_{2(g)}/N-NH_{4(g)}]
 R ... spotřeba kyslíku respirací [O_{2(g)}/m²/d]
 \underline{B} ... spotřeba kyslíku sedimentem [O_{2(g)}/m²/d]
 P ... spotřeba kyslíku fotosyntézou [O_{2(g)}/m²/d]
 d ... hloubka vody [m]
 k_x ... koeficient degradace pro látku X
 X ... množství látky v toku [g/s]

Všechny koeficienty k jsou závislé na teplotě, která je do modelu zadávána jako časová řada průměrných měsíčních hodnot.

V mnoha případech může být transport celkového fosforu uvažován jako konzervativní, pak je možné určit degradační konstantu jako nulovou.

Hodnota koeficientu k_2 je vypočtena pomocí empirické O'Connors-Dobbinsovy rovnice:

$$k_2 = 3,9 \cdot \sqrt{v \cdot d^3} \quad (9)$$

Kde:

v ... rychlost proudění [m/s]
 d ... hloubka [m]
 k_2 ... koeficient re-aerace [1/den]

Rovnice kinematiky prvního řádu jsou řešeny numericky pomocí rovnic Runge-Kutta pátého řádu. Součet probíhá od nuly do zbytkového času v úseku toku nebo v nádrži. Numerické řešení může být nepřesné pro průtok na velmi malých úsecích toku, o čemž informuje zpráva o varování, která se objeví bezprostředně po doběhnutí simulace.

Vzhledem k tomu, že model MIKE BASIN je stacionární (steady-state), může predikovat změny koncentrací rozpuštěného kyslíku (DO) pouze přibližně. Pro bilanční model povodí Olšavy byla zvolena možnost nezahrnout DO do simulací kvality vody.

Reakční rychlosti (koeficienty degradace) jsou obecně vzato závislé na teplotě podle vztahu:

$$R(T) = R_{20} \cdot RateCorr^{(T-20C)} \quad (10)$$

Kde:

$R(T)$... faktor pro teplotu T (°C)
 R_{20} ... koeficient rychlosti degradace při 20°C
 $RateCorr$... korekční faktor

Výchozí hodnota pro RateCorr je 1.07, takže koeficient degradace při teplotě vody 30°C je přibližně dvojnásobný než při teplotě 20°C. Teplotní korekce je aplikována na všechny koeficienty v rovnicích popisujících kvalitu vody.

3.3.4 Zdroje znečištění

Zdroje znečištění jsou obecně děleny na bodové a nebodové. Toto rozdělení není však v realitě jasné. V rámci modelu MIKE Basin je modelování nebodových zdrojů velmi flexibilní a může postačit také jako modelování difúzních zdrojů znečištění. Nebodové zdroje musí být specifikovány jako vlastnosti povodí. Nástroj Load Calculator je běžným nástrojem pro zpracování dat, který stanovuje okrajové podmínky pro celý model, přičemž vyhodnocuje existující datové vrstvy GIS (Land Use, populace, stavy hospodářských zvířat apod.).

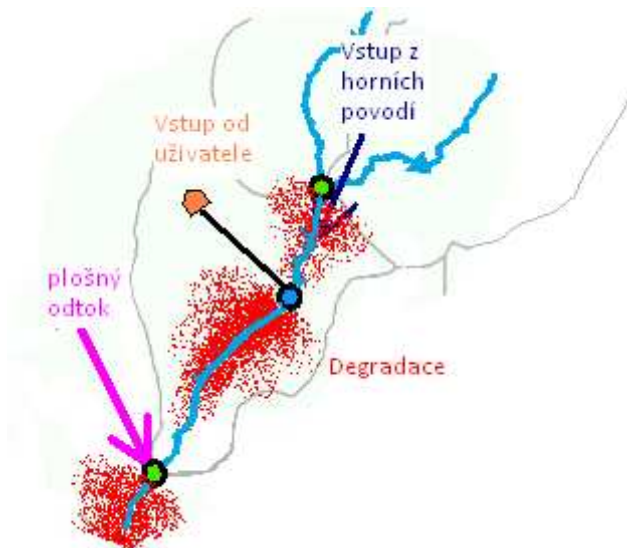
Bodové zdroje znečištění jsou modelovány pomocí uzlových bodů uživatelů. Okrajové podmínky (vypouštěné koncentrace nebo látkový odnos) jsou specifikovány v dialogu vlastností uživatele vody. Výsledkem simulace v uzlových bodech uživatelů vody jsou koncentrace naměřené ve vypouštěné vodě. Specifikovaná koncentrace se objeví jako součást výsledků simulace.

3.3.5 Rozpad uvnitř povodí pro nebodové zdroje

Jelikož MIKE BASIN modeluje síť vodních toků, odběry a vypouštění jsou přidávány a odebírány pouze v uzlových bodech uživatelů vody nebo uzlových bodech povodí (nebodové zdroje). Rozpad je poté modelován od uzlového bodu pro daný navazující úsek toku. Jelikož je tento postup vyvinut pro striktně místně určené bodové zdroje, pro nebodové představuje nerealistické skokové změny v povodí. V realitě samozřejmě znečištění vstupuje do toku po celé jeho délce.

Pro modelování difúzního vstupu látek do povodí je vhodné zadat jaká část látky se zdrží v úseku a to do dialogu vlastnosti Kvality Vody. Jestliže je doba zdržení zadána jako T , látka produkovaná nebodovým zdrojem podléhá rozpadu v čase fT , kde f je část doby zdržení. Při předpokladu homogenního rozptýlení vstupu látek po celé délce toku je vhodné zvolit hodnotu $f = 0.5$. Doba zdržení je zadávána pro každý úsek časovou řadou podle vztahu (28).

Obrázek č. 3: Schéma vstupů znečištění modelu MIKE Basin

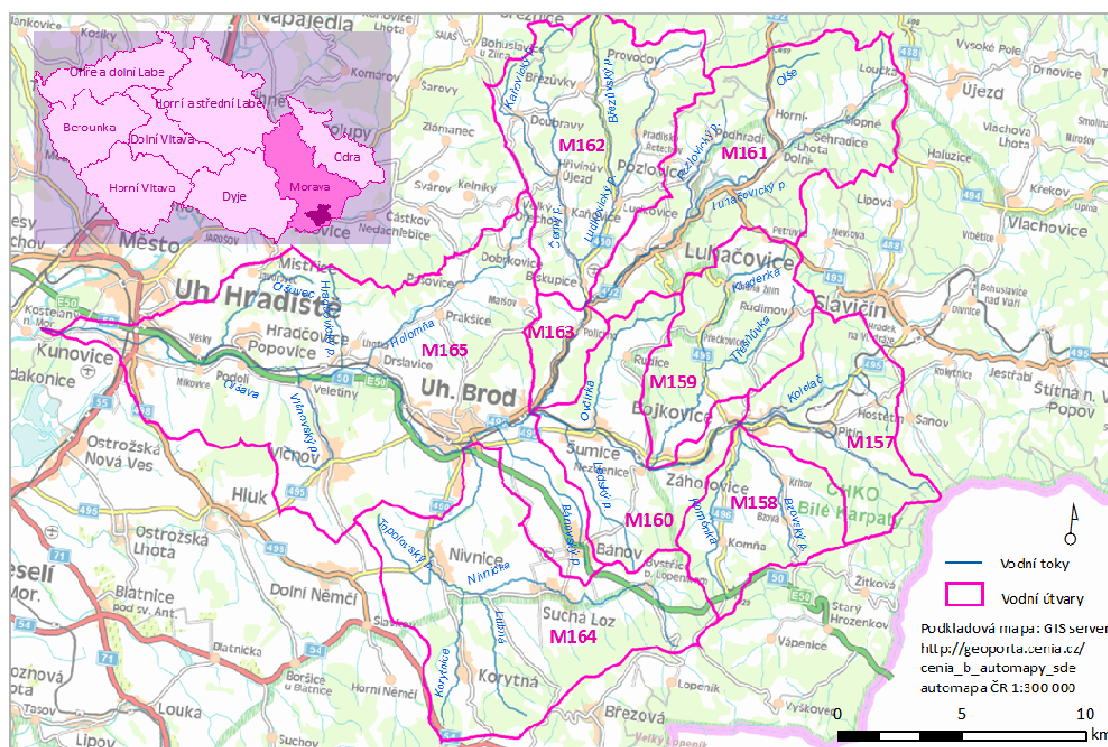


části f celkové doby zdržení T . Rozpad probíhá u všech látek ve směru toku do dolních profilů povodí podle určené doby zdržení pro jednotlivé úseky.

Rozpad látky je započítán až v koncovém bodě úseku ačkoliv probíhá po celé jeho délce (Obr. 3). Rovnice jsou řešeny odděleně pro každý úsek a rozpuštěnou látku. Pro detailnější modelování přísunu z plošných zdrojů znečištění a rozpadu látek, je zapotřebí modelovat v rámci malých povodí, aby byly vstupy z nebodových zdrojů přidávány rovnoměrně a neakumulovaly se v uzlových bodech povodí. V povodí jsou vstupy znečištění z nebodových zdrojů rozloženy během

3.4 Modelové území

Podrobná charakteristika modelového území byla zpracována v předcházející bakalářské práci na téma Analýza vývoje kvality vody v povodí Olšavy obhájené v roce 2007 (KAIGLOVÁ, 2007). V následujících kapitolách jsou proto obsaženy pouze nejdůležitější poznatky, které mají přímou či nepřímou vazbu na procesy v území ovlivňující kvalitu vody v povodí a její změny.



- | | | |
|---|--|--|
| M157 Olšava po soutoku s tokem Koménka | M160 Olšava po soutoku s Luhačovicským p. | M163 Luhačovický p. po ústí s Olšavou |
| M158 Koménka po ústí do toku Olšava | M161 Luhačovický p. po Ludkovicčím p. | M164 Nivnicka po ústí s Olšavou |
| M159 Kladeňka po ústí do toku Olšava | M162 Ludkovicčím p. po ústí s Luhačovicčím p. | M165 Olšava po ústí do toku Morava |

Obrázek č. 4: Regionální vodohospodářské zařazení území povodí Olšavy s vyznačenými vodními útvary vymezenými podle VÚV

3.4.1 Základní fyzicko-geografická charakteristika území

Povodí Olšavy se nachází v jihovýchodní části České republiky. Spadá pod povodí Moravy a pod úmoří Černého moře. Podle publikace Hydrologické poměry ČSSR náleží do hydrologického povodí Morava od Dřevnice po Olšavu⁴⁶ a je rozděleno na 9 vodních útvarů (Obr. 4).

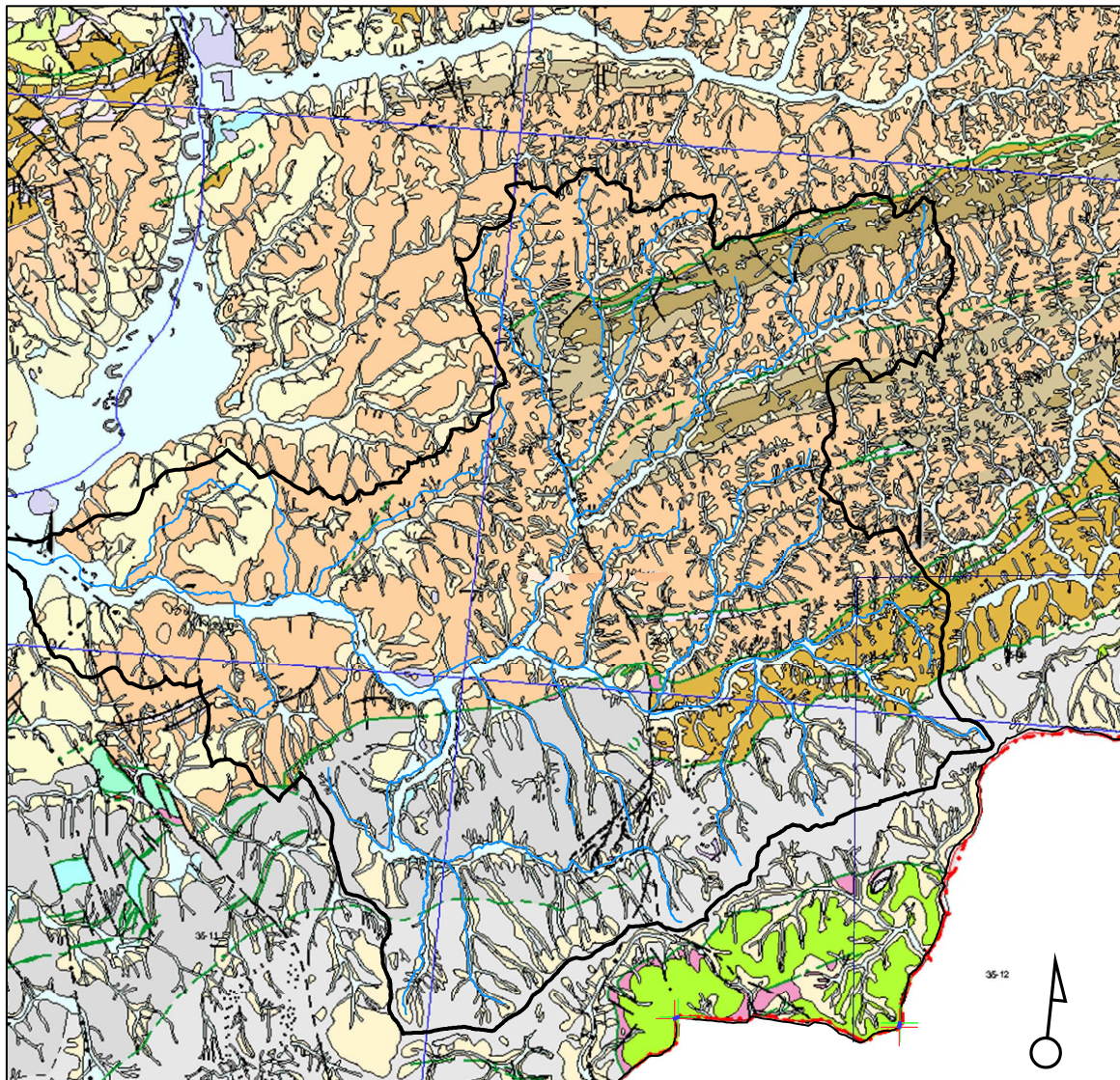
Území Vnějších Západních Karpat je obecně tvořeno svrchno-křídovými a oligocenními písky a jílovci, které zaznamenávají pozůstatky mořských transgresí (DEMEK, 1987), (Obr. 5). Menší plochy zaujímají také vápence jurského stáří. Vyznačuje se projevem horizontální i vertikální litologie s výraznou příkrovovou stavbou (CZUDEK, 1997). Příčinou příkrovové struktury je horizontální tlak na flyšové sedimenty a jejich nasouvání na platformu Českého masivu od konce paleogénu. Flyšová stavba, která se začala budovat na okraji varijské platformy v pozdní křídě, umocnila procesy diferenciální eroze (BUČEK a kol., 1984).

Vývoj modelace údolí započal ve středním miocénu, konkrétně v období spodního badenu. Jejich intenzivní modelace však započala až v pliocénu a pleistocénu, kdy také započala sedimentace povodňových hlín, které spolu se štěrkopískem v podloží tvoří základní sedimentární materiál údolí povodí Olšavy (CZUDEK, 1997).

Geomorfologické tvary jsou především kvartérního stáří (BUČEK a kol., 1984). Rozvodnicové hřbety úzkého a oblého charakteru, jsou podle CZUDKA (1997) pozůstatky zarovnaných povrchů vyzdvižených vertikálními tektonickými pohyby v neogénu. Díky relativně bohatým dešťovým srážkám nalezneme na ostře modelovaných svazích povodí Olšavy vysoký erozní potenciál (Obr. 6). Na březích Olšavy na středním a dolním toku nalezneme dobře vyvinuté říční terasy často pohřbené zvrstveným suťovým svahovým materiálem. U Popovic dosahují nejsvrchnější terasy relativní výšky 40-50 m (CZUDEK, 1997).

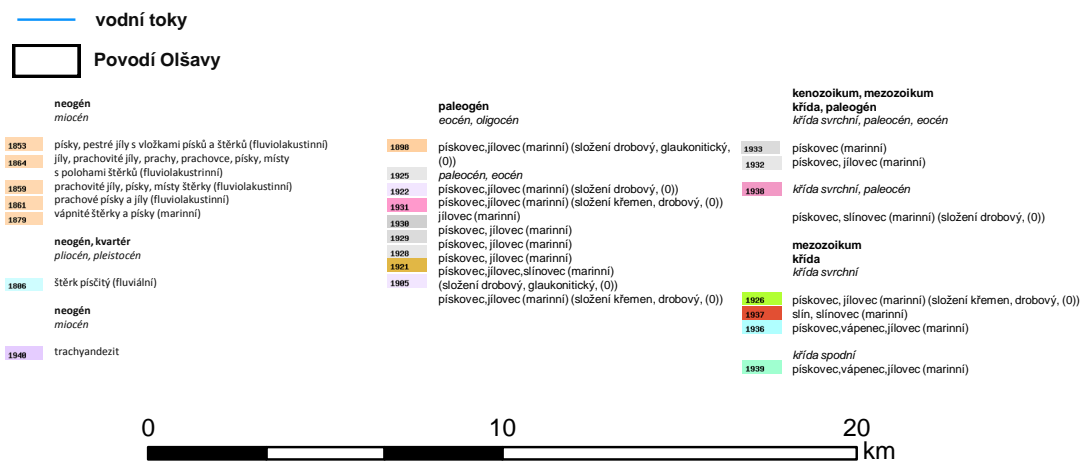
V současné době je v povodí zřetelná vodní a větrná eroze způsobená odlesněním. S tímto faktem korespondují i nejvyšší hodnoty odnosového potenciálu v rámci ČR až 207 kt-rok⁻¹ (JURČA a kol., 1997). Půdy jsou řazeny mezi „extrémně ohrožené erozí“ (KLIMENT, LANGHAMMER, 2006). V roce 1987 odnos orné půdy podle CZUDKA (1997) dosahoval 4,8 mm.

⁴⁶ HP 36-44-45-552-232



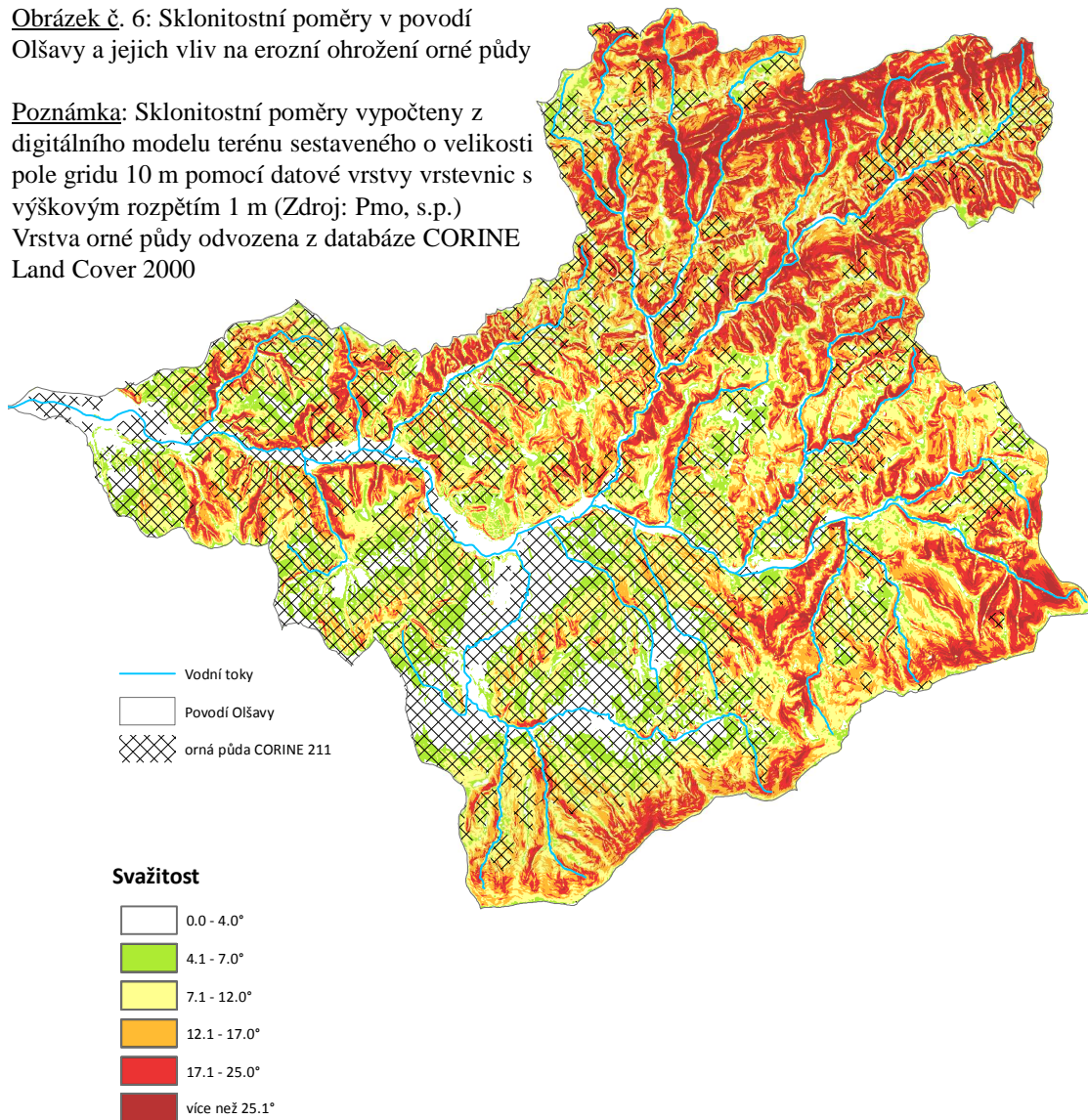
Obrázek č. 5: Geologická mapa povodí Olšavy a okolí

Poznámka: Upraveno podle geologické mapy 1:100 000 spravované ČGS Geofond

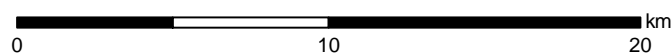


Obrázek č. 6: Sklonitostní poměry v povodí Olšavy a jejich vliv na erozní ohrožení orné půdy

Poznámka: Sklonitostní poměry vypočteny z digitálního modelu terénu sestaveného o velikosti pole gridu 10 m pomocí datové vrstvy vrstevnic s výškovým rozpětím 1 m (Zdroj: Pmo, s.p.)
Vrstva orné půdy odvozena z databáze CORINE Land Cover 2000



Z celé plochy povodí má 27% ploch menší sklon než 7°, který je ještě vhodný pro zemědělství na většině území. 22% území vykazuje svažitost 7-14%, pro kterou již existují podle nitrátové směrnice restrikce v oblastech definovaných jako zranitelné. 51% celého území povodí Olšavy disponuje sklonem větším než 12°, který je pro zemědělství nevhodný. Na svazích se sklonem 12° a větším nalezneme i přesto 4% orné půdy kategorie CORINE 211 (nezavlažovaná orná půda), která je do značné míry ohrožena erozí.



Klima oblasti je mírné až teplé (Obr. 7). Na spodním toku území zasahuje do nejteplejší oblasti v ČR, Dolnomoravského úvalu (ČHMÚ, 2007). Nejvyšší průměrná roční teplota je na soutoku s Moravou (8,7 - 9,4°C) a nejnižší (7°C) u pramene v Bílých Karpatech. Klima je kontinentální s většími sezónními výkyvy, kdy letní maxima přesahují 35°C⁴⁷ a zimní minima klesají pod -30°C⁴⁸. Nejchladnějším měsícem je leden a nejteplejším červenec (QUITT, 1984). Tabulka č. 3 zobrazuje průměrné měsíční teploty během roku.

Tabulka č. 3: Průměrné měsíční a roční teploty [°C]

STANICE	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok
Luhačovice	-6	-2,6	0,8	9,7	13,6	18,2	22,6	16,6	15,7	11,1	6,2	3	9,1

Poznámka: Zdroj dat: ČHMÚ, upraveno podle KAIGLOVÁ, 2007

Srážky dopadající na území Olšavy jsou ve srovnání se zbytkem ČR nadprůměrné. Největší část úhrnů spadne v teplejším období duben až září (57 - 64%). Nejdeštivějším měsícem je červenec. Množství srážkových dnů se liší mezi nížinatou východní částí, kde dosahuje 140 dnů a hornatým západem, kde jsou srážky zaznamenány po 160 dnů za rok. Srážkový gradient je patrný i z obrázku č. 7. Průměrná hodnota úhrnu srážek za rok se pohybuje v rozmezí 625 mm (nížiny na východě) a 925 mm (vyšší polohy na západě)⁴⁹. Průměrné měsíční úhrny jednotlivých srážkoměrných stanic spadajících do povodí Olšavy jsou uvedeny v tabulce č. 4.

Tabulka č. 4: Průměrné měsíční a roční úhrny srážek na srážkoměrných stanicích ČHMÚ [mm]

STANICE	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok
Uherské Hradiště ⁵⁰	57	51	59	86	94	34	14	129	22	43	62	26	724
Bojkovice ⁵¹	59	62	77	96	103	29	6	142	15	30	80	31	729
Luhačovice	68	63	85	91	112	48	5	124	20	29	82	33	761
Nivnice	62	45	87	86	112	40	40	146	14	21	74	27	724

Poznámka: Zdroj dat: ČHMÚ, upraveno podle KAIGLOVÁ, 2007

⁴⁷ Absolutní maximum bylo naměřeno v Napajedlech, hodnota 37°C dne 5. 8. 1947 (MACKOVČIN, P., 2002)

⁴⁸ Absolutní minimum bylo naměřeno ve Vizovicích, hodnota -33°C dne 10. 2. 1929 (MACKOVČIN, P., 2002)

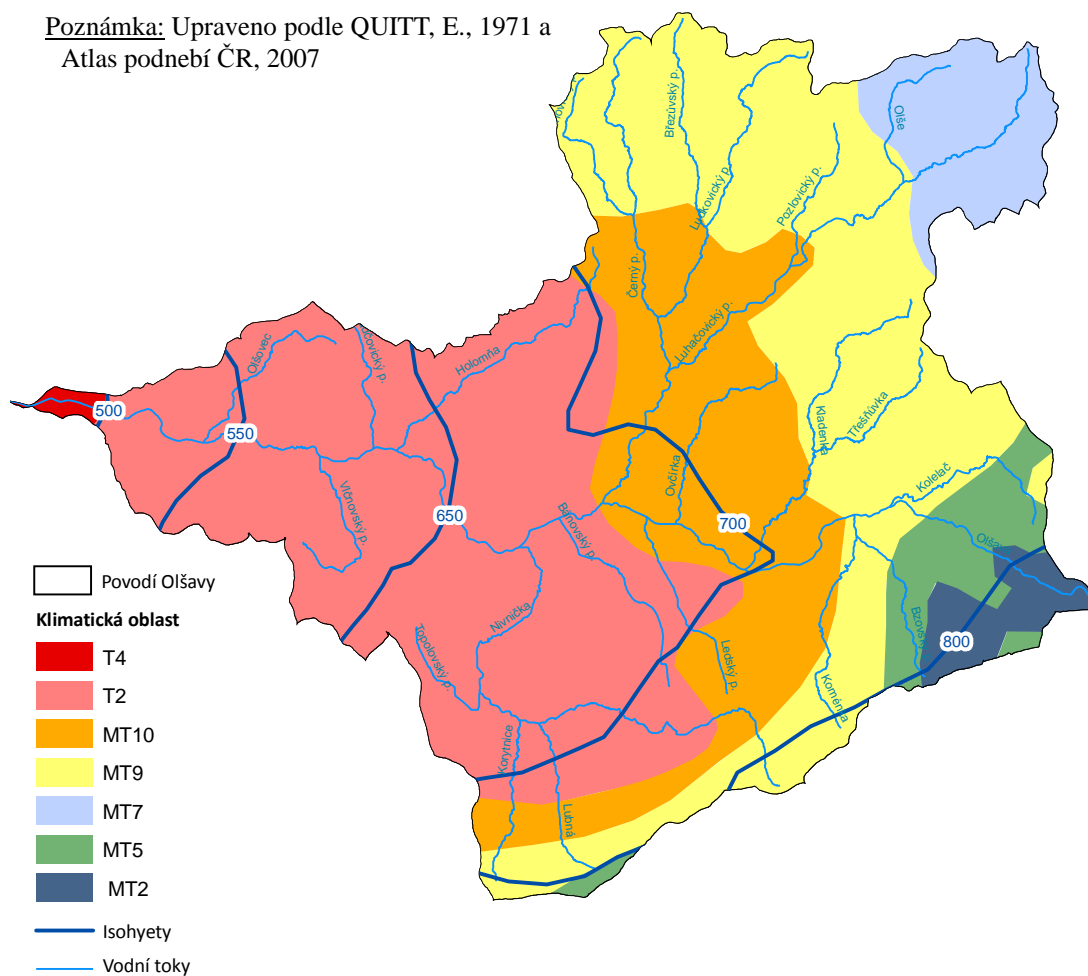
⁴⁹ Absolutní maximum bylo naměřeno v Luhačovicích roku, hodnota 1098 mm roku 1915 (MACKOVČIN, P., 2002)

⁵⁰ Nejnižší položená srážkoměrná stanice

⁵¹ Nejvýše položená srážkoměrná stanice

Obrázek č. 7: Klimatické poměry v povodí Olšavy

Poznámka: Upraveno podle QUITT, E., 1971 a Atlas podnebí ČR, 2007



	Teplá		Mírně teplá				
	T2	T4	MT2	MT5	MT7	MT9	MT10
Průměrná T°C v lednu	-2.5	-2.5	-3.5	-3.5	-2.5	-3.5	-2.5
Průměrná T°C v červenci	18.5	19.5	16.5	16.5	16.5	17.5	17.5
Počet dní s teplotou nad 10°C	160-170	170-180	140-160	140-160	140-160	140-160	140-160
Srážky ve vegetativním období [mm]	350-400	300-350	450-500	350-450	400-450	400-450	400-450
Srážky v zimním období [mm]	200-300	200-300	250-300	250-300	250-300	250-300	200-250

0 10 20 km



V hlubokých údolích Bílých Karpat, jejichž svahy bývají porostlé lučními porosty, jsou vhodné podmínky pro vznik místních inverzí (QUITT, 1984). Zatímco na vrcholech Bílých Karpat převládá proudění vzduchu severovýchodního směru, na středním toku převládají směry jižní a na dolním toku při ústí vítr opět nejčastěji vane ze severovýchodu (ČHMÚ, 2007).

V horských oblastech Bílých Karpat se půdy k zemědělství využívají již od 16. století, kdy došlo k tzv. valašské kolonizaci (BUČEK a kol., 1984). Zbytky zarovnaných povrchů na rozvodnicích a synklinální údolí byly odlesněny, zastavěny či rozorány, a retenční schopnost půd spolu s jejich protierozní odolností byla značně oslabena. V nivách se začaly hromadit úrodné povodňové hlíny. Na oblasti niv dolních a středních toků je silně vázána zemědělská činnost. Vyskytují se zde úrodné černozemě a hnědozemě, které jsou však ohroženy větrnou a vodní erozí (MACKOVČIN, 2002) viz Obrázek č. 8.

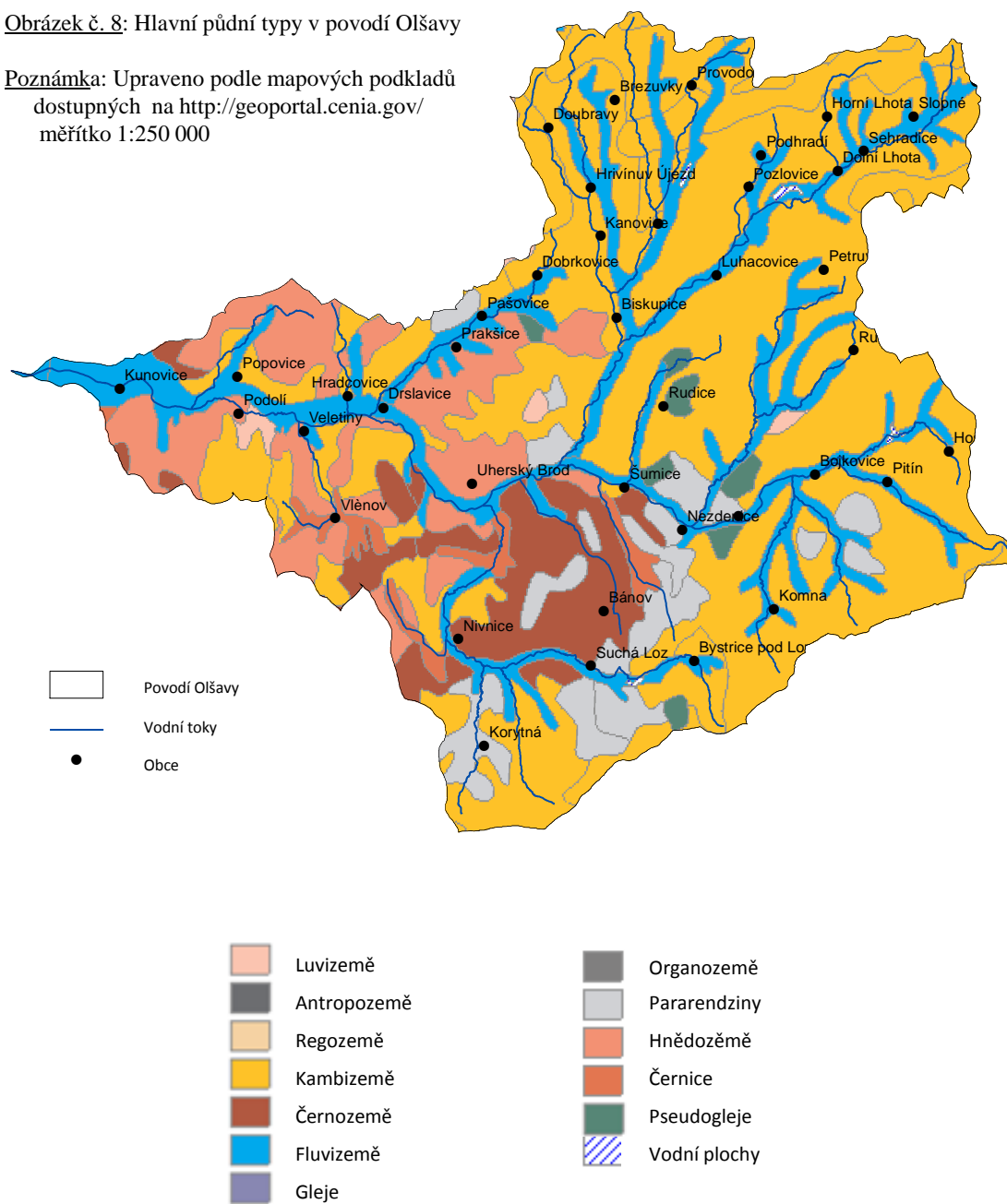
Zřídka se na území Bílých Karpat vyskytuje pseudoglej. Flyše Bílých Karpat jsou hojně pokryty rendzinou (kambizemní i typická) spolu s kambizemí a hnědozemí, které jsou na území celého povodí nejdominantnější. Hnědozem je často vyvinuta na spraších. Jihovýchodně a severovýchodně od Uherského Hradiště se nachází hnědozem luvizemní. Jižně od Uherského Hradiště nalezneme i černozem černicovou. Černozem je vyvinuta i u ústí Olšavy do nivy řeky Moravy. Niva Olšavy je pokryta fluvizemí (MACKOVČIN, 2002). Nivní půdy nalezneme i v úzkém pásu lemujícím dolní toky nejvýznamnějších přítoků (Obr. 8).

Řeka Olšava a celé její povodí se nachází v oblasti hnědozemí, která je velmi vhodná pro zemědělskou činnost. *Obsah humusu v těchto půdách je sice menší než u černozemí, ale jeho složení je pro pěstování stále příznivé* (TOMÁŠEK, 2003). Paradoxně je nejurodnější území nejvíce negativně ovlivněno činností člověka, který je zatěžuje hustou zástavbou, průmyslovou, těžební či zemědělskou činností (BUČEK a kol., 1984). Půdy ve východní části povodí jsou kyselejší, což by se dalo vysvětlit souvislejším lesním pokryvem Bílých Karpat a jejich podhůří (KRÁM, 2005).

Na území Olšavy se vyčleňuje 5 vegetačních stupňů, viz Obrázek č. 9. Obrázek č. 10 poukazuje na potenciální charakter vegetace, kdyby bylo území zanecháno přirozené sukcesy. *„Potenciální přirozená vegetace představuje rostlinný pokryv, který by se vytvořil v určitém území a v určité časové etapě za předpokladu vyloučení jakékoliv další činnosti člověka. Zahrnuty jsou však nevratné změny způsobené člověkem až do doby konstrukce mapy, zatímco u vratných změn prostředí, jako například eutrofizace vod či znečištění ovzduší se předpokládá jejich zánik s přerušením činnosti člověka“* (CENIA, 2010).

Obrázek č. 8: Hlavní půdní typy v povodí Olšavy

Poznámka: Upraveno podle mapových podkladů dostupných na <http://geoportal.cenia.gov/> měřítko 1:250 000



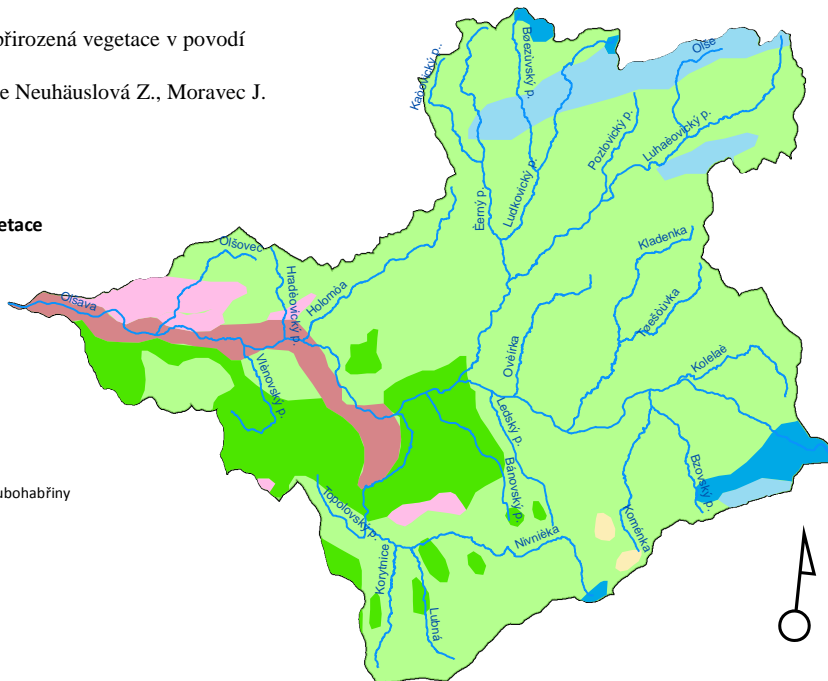
0 10 20 km



Obrázek č. 9: Potenciální přirozená vegetace v povodí Olšavy

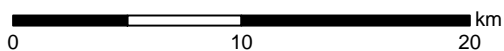
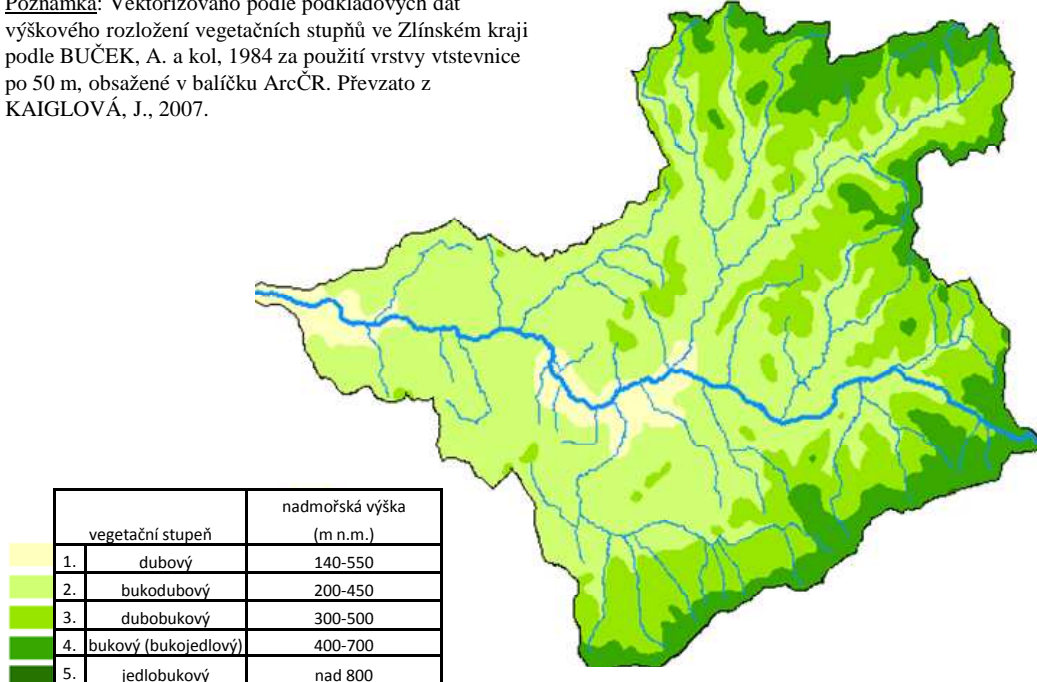
Poznámka: Upraveno podle Neuhäuslová Z., Moravec J. 1997.

Potenciální přirozená vegetace



Obrázek č. 10: Vegetační stupně v povodí Olšavy

Poznámka: Vektorizováno podle podkladových dat výškového rozložení vegetačních stupňů ve Zlínském kraji podle BUČEK, A. a kol., 1984 za použití vrstvy vtstevnice po 50 m, obsažené v balíčku ArcČR. Převzato z KAIGLOVÁ, J., 2007.



Nejvíce zalesněné je území na severozápadě povodí. I když právě zde původní rozsáhlý lesní pokryv do značné míry zdevastovala valašská a kopaničářská kolonizace. Největší podíl na všech lesích vykazují lesy listnaté (61%), kde nejpočetnějším druhem je buk lesní (*Fagus sylvatica*). Příměsí tvoří dub zimní (*Quercus petraea*) a habr obecný (*Carpinus betulus*). Dnešní složení lesů je však výsledkem dlouhodobého působení člověka a jeho hospodářské činnosti v území. Přírodní zalesněná území pokrývají typické karpatské dubohabřiny. Odlesněná území, člověkem nevyužívaná, jsou útočištěm teplomilných travin, mezi kterými není ojedinělá ostřice nízká (*Carex humilis*), hadinec nachový (*Echium russicum*), zlatovlásek obecný (*Linosyris vulgaris*) či len chlupatý (*Linum hirsutum*) (MACKOVČIN, 2002).

V území se nacházejí rozsáhlejší celky komplexní ochrany přírody, které v sobě zahrnují řadu přírodních památek a přírodních rezervací. Jedná se o přírodní park Prakšická vrchovina (44800 ha), který chrání biodiverzitu teplomilných doubrav a lučních společenstev, CHKO Bílé Karpaty, který má za úkol chránit biodiverzitu i krajinný ráz charakterizovaný roztroušenou zástavbou a mozaikou krajinného pokryvu a PP Olšava (3,43 ha), kde spadají pod ochranu 2 km přirozených meandrů toku. Od 15. 4. 1996 náleží území CHKO Bílých Karpat statut biosférické rezervace UNESCO.



Obrázek č. 11: Břeh Olšavy v úseku chráněném v rámci PP Olšava

Zdroj: Převzato z Google Earth (<http://panoramio.com/>, citováno 3. 7. 2010)

Páteřním tokem povodí Olšavy je vlastní řeka Olšava a její největší pravostranný přítok Luhačovický potok. Řeka Olšava je podle hydrologických poměrů tokem III. řádu. Pramení u Šanova v nadmořské výšce 585 m n. m. V Dolnomoravském úvalu u Kostelan v nadmořské výšce 178 m n. m. se tok vlévá zleva do Moravy a spadá tedy do úmoří Černého moře. Řeka odvodňuje SV svahy Bílých Karpat a JV svahy Vizovické vysočiny. Jedná se o vodohospodářsky významný tok. Hlavními pravostrannými přítoky jsou Kolelač, Ovčírka, Kladenka, Luhačovický potok, Holomňa, Ledský potok a Olšovec. Zleva se do Olšavy vlévá po směru toku nejprve Brzovský potok, pak Koménka, Ledský potok, Bánovský potok, Nivnička a Vlčnovský potok (SVP⁵² 1953, PHP, POP⁵³ povodí Moravy, 2009). Pro potřeby modelu MIKE Basin byly vybrány významné přítoky a přítoky, na kterých je evidován

⁵² Státní vodohospodářský plán republiky Československé vznikl podle zákona 11/1955 Sb., o vodním hospodářství. Slouží jako první souhrnné dílo o využití vodních zdrojů ČSSR.

⁵³ Plán oblasti povodí Moravy vznikl podle zákona 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů. Vychází jako nejnovější souhrnné dílo plánování v oblasti vodního hospodářství v ČR.

uživatel vody (Tab. 5). Ostatní přítoky byly ve výpočtu zanedbány, jelikož byly zahrnuty v jednotlivých bilančních profilech.

Tabulka č. 5: Vybrané hydrologické parametry významných toků v povodí Olšavy

Název	Řád	Délka [km]	Plocha povodí [km ²]	Qa [m ³ /s]	q [l/s/m ²]	Qmes _{max} [m ³ /s]	Qmes _{min} [m ³ /s]	Podíl antropogenně upravených částí koryta %
Olšava	III	43,6	520	2,5	4,81	6,07	0,76	77,7
Holomňa	II	11,4	27,5	—	—	—	—	—
Nivnička	II	20,2	82,3	0,4	4,86	1,16	0,15	29,3
Luhačovický potok	II	23,5	143,1	0,8	5,59	2,21	0,28	30,0
Ludkovický potok	I	12,3	62,5	0,4	5,60	0,50	0,06	15,3
Kladenka	II	13,2	32,7	0,2	6,42	0,58	0,07	12,8
Koméňka	II	8,7	29,6	0,2	6,76	0,50	0,06	—
Kolelač	II	7,8	17,2	0,1	5,8	0,34	0,02	—

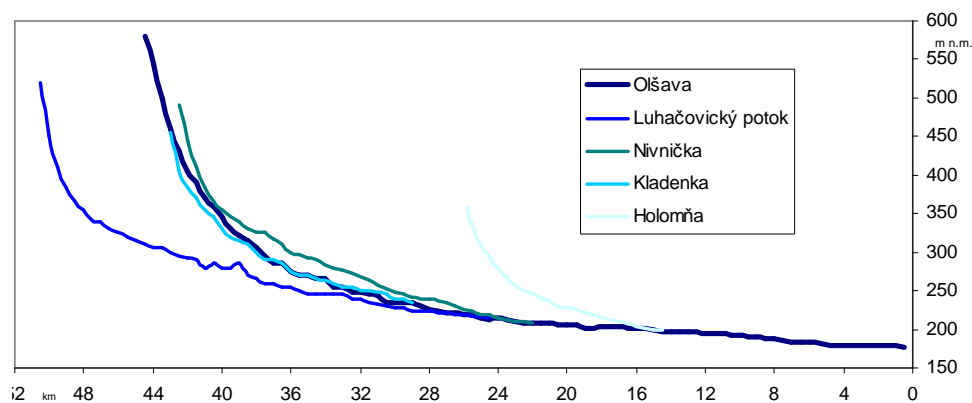
Poznámka: Upraveno podle datových vrstev VÚV, PMo s.p., Hydrologických poměrů ČSSR, POP Morava.

Nivnička⁵⁴ pramení východně od Bystřice pod Lopeníkem v nadmořské výšce 570 m n. m. a ústí v Uherském Brodě jako levostranný přítok Olšavy v nadmořské výšce 208 m n. m. Jedná se o vodohospodářsky významný tok, na jehož horním úseku se nachází malá vodní nádrž Ordějov. Luhačovický⁵⁵ potok pramení SV od obce Slopné v nadmořské výšce 385 m n. m. Soutok s Olšavou, do které se vlévá jako pravostranný přítok u obce Újezdec, se nachází v nadmořské výšce 216 m n. m. Ludkovický potok pramení v katastrálním území Na Lhotách v nadmořské výšce 445 m n. m. a ústí zprava do Luhačovického potoka u obce Biskupice v nadmořské výšce 235 m n. m. Jedná se o vodohospodářsky významný tok (ŠTEFÁČEK, 2010). Podélné profily nejvýznamnějších přítoků a samotného toku Olšavy jsou znázorněny obrázkem č. 12. Je patrný velký sklon koryt horních toků, který zřetelně koresponduje s geomorfologickými podmínkami v povodí (Obr. 6).

V povodí Olšavy se nacházejí tři významnější vodní díla. Jedná se o vodárenskou nádrž Bojkovice na toku Kolelač, vodní nádrž Luhačovice, která slouží hlavně k rekreačním a protipovodňovým účelům a vodní dílo Ludkovice, které má rovněž vodárenské využití (Tab. 6).

⁵⁴ Jindy nazývaná Bystřička, Nivničanka, dříve nazývaná Korečnice

⁵⁵ Jindy nazývaný Šťávnice na dolním toku a Horní Olšava na horním toku



Obrázek č. 12: Podélný profil nejvýznamnějších toků povodí Olšavy
Zdroj: KAIGLOVÁ, 2007

Povodí Olšavy má vějířovitý tvar, totiž koeficient tvaru povodí K (11) má hodnotu 0,27. Tento tvar povodí je podle nepříznivým z hlediska povodní, jelikož kulminační vlny jednotlivých toků se setkávají v jednom bodě a podobném čase (TRUSINA, 2006).

$$K = \frac{A}{L^2} \quad (11)$$

Kde:

A... Plocha povodí [km²]

L... Délka toku Olšavy [km]

Dalším parametrem určujícím vztah přítoků a páteřního toku je koeficient asymetrie, který lze vypočítat podle rovnice:

$$K = \frac{|P_P - P_L|}{P_P + P_L} \quad (12)$$

Kde:

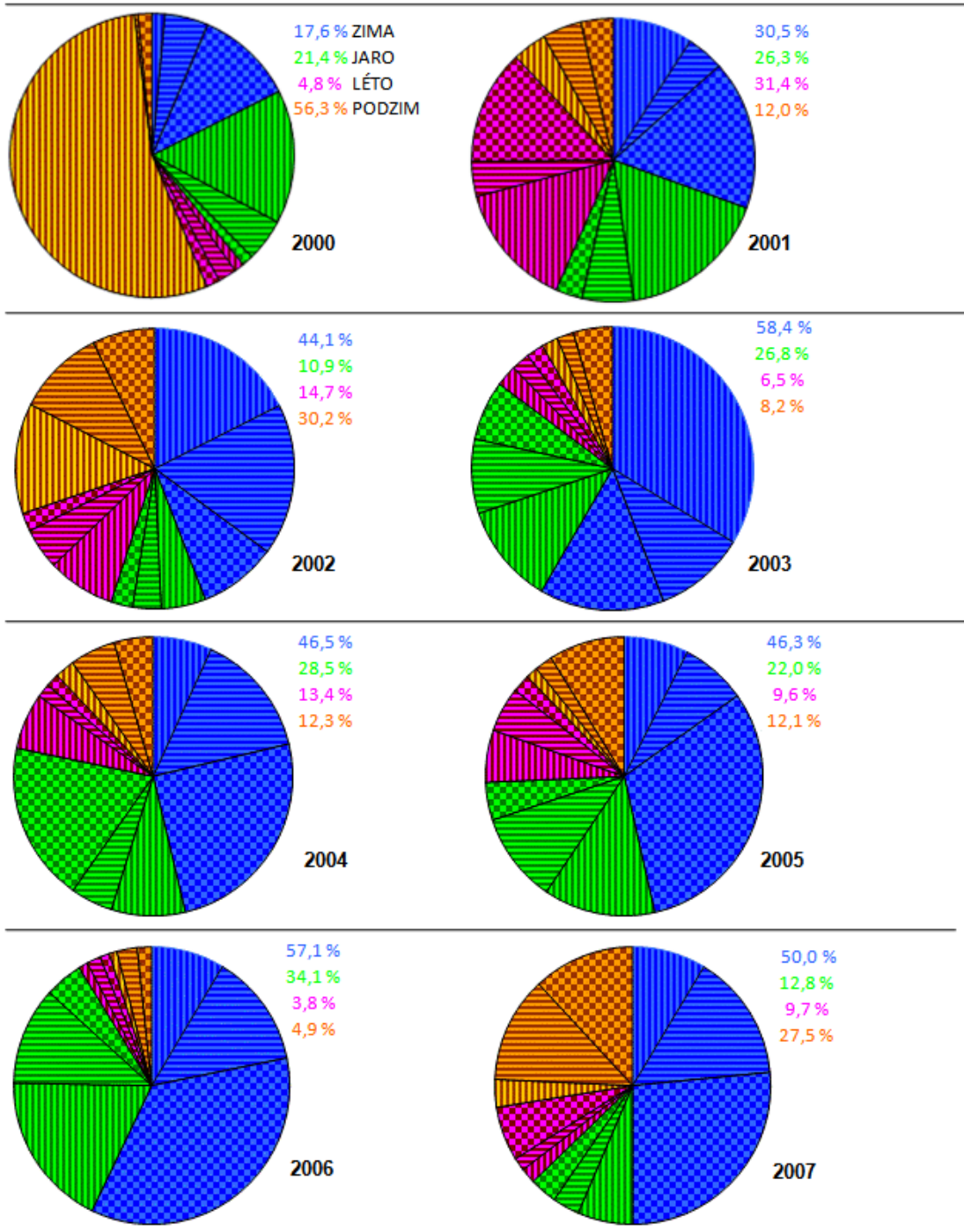
P_P ... Plocha povodí pravostranných přítoků

P_L ... Plocha povodí levostranných přítoků

Koeficient byl odvozen z mapových podkladů poskytnutých VÚV, T. G. M. Jeho hodnota 0,20 prokazuje převahu pravostranných přítoků.

Pro model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy byly uvažovány časové řady jednotlivých dostupných průtokových profilů. Časový interval, ve kterém je zahrnuto nejvíce dat, je mezi roky 2000 – 2007. Obrázek č. 13 poukazuje na sezónní rozkolísanost průměrných průtoků v rámci jednotlivých let. Interval zahrnuje jak roky s vyrovnaným režimem odtoku (2001), tak toky s režimem značně nevyrovnaným (2000, 2003, 2006). Co se týče vodnosti jednotlivých období, nejvýraznější bývá zimní období.

Obrázek č. 13: Hodnocení jednotlivých roků podle vyrovnanosti sezónního odtokového režimu
Poznámka: Pro sestavení grafů byl uvažován kalendářní rok stejně jako při sestavení modelu současného stavu povodí Olšavy



■ XII ■ I ■ II ■ III ■ IV ■ V ■ VI ■ VII ■ VIII ■ IX ■ X ■ XI

Hodnota více než 50% značí značně nevyrovnaná režim, 30-50% mírně nevyrovnaný a 20-30% poukazuje na vyrovnaný režim odtoku během roku.

Tabulka č. 6: Základní technické údaje významných vodních nádrží v povodí Olšavy

	Jednotka	VN Bojkovice	VN Ludkovice	VN Luhačovice
Tok		Kolelač	Ludkovický potok	Luhačovický potok
Staničení	km	1.5	6.25	14.4
V provozu od	rok	1966	1968	1930
Provozovatel		PMO	PMO	PMO
Plocha povodí	km ²	13.79	13.1	44.77
Hladina stálého nadržení	m n.m	312	277.5	275
Stálý objem	m ³	40 780	85 140	255 000
Maximální zátopová plocha	ha	15,4	12,43	40
Retenční objem	m ³	154 000	106 653	1 579 000
Užitkový objem	m ³	770 000	498 228	846 000
Celkový ovladatelný objem	m ³	810 780	584 368	216 700
Objem maximálního nadržení	m ³	964 780	690 003	2 700 000
Q ₁₀₀	m ³ /s	36	35	68
Délka hráze v koruně	m	198	181,16	240
Výška hráze nad terénem	m	16	15.15	17.47
Kapacita koryta pod nádrží	m ³ /s	6	6.7	10

Zdroj dat: Povodí Moravy s.p.

Největší město v povodí, Uherský Brod, je zásobováno vodou z vodárenské nádrže Bojkovice na vodárenském toku Kolelač. Podstatná část vody je také převáděna z toku Moravy nad ústím Olšavy z odběrného profilu Kněžpole. Voda převedená z Moravy je rozváděna z Uherského Brodu dále na sever do obce Luhačovice. Podstatnou část zásobení lázeňského města však zabezpečuje vodní nádrž Ludkovice (SVP⁵⁶, 1975). Dalším významným zdrojem jsou podpovrchové kolektory v oblasti kvartérních fluvialních uloženin řeky Moravy.

Podstatná část toku Olšavy, byla v minulém století regulována. Pouze na dolním a horním toku je možno nalézt původní koryto. Regulaci koryta podlely i části významných přítoků Olšavy Nivničky, Luhačovického potoka a Ludkovického potoka. Tok byl regulován hlavně v zastavěných oblastech, které jsou nejvíce ohroženy vyššími stavy vody. Největší povodňové ohrožení připadá části toku Olšava mezi soutoky s Luhačovickým potokem a Nivničkou nad Uherským Brodem (Povodňová komise města Uherský Brod, 2007). Malé vodní nádrže na horních tocích mají schopnost při vyšších stavech zadržet velké množství nadbytečné vody a výrazně regulují odtokový režim. *Vodní nádrže mohou zhoršovat jakost vody tím, že zhoršují kyslíkovou bilanci toku a zadržují nerozložitelné škodlivé látky déle v toku* (SYNÁČKOVÁ, 1996). Na druhou stranu je jejich přínosem kromě retenčního potenciálu také napomáhání samočisticím procesům, neboť čím déle je voda zadržována v krajině, tím déle může probíhat proces samočištění (KAIGLOVÁ, 2007).

⁵⁶ Směrný vodohospodářský plán vznikl podle zákona 138/1973 Sb., o vodách.

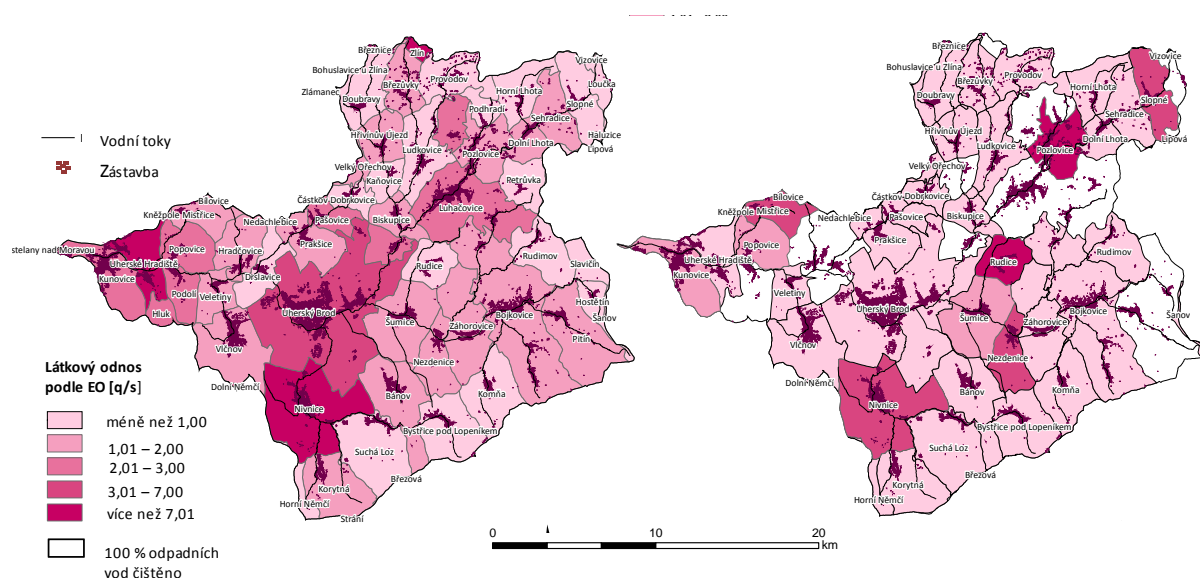
3.4.2 Základní socio-ekonomická charakteristika modelového území

Povodí Olšavy náleží do Zlínského kraje. Je zahrnuto v bývalých okresech Uherské Hradiště a Zlín. Je rozčleněno do území 64 obcí. Střední hodnota hustoty zalidnění 123 obyvatel·km⁻² je v celostátním srovnání průměrná. Rozmístění obyvatelstva je nerovnoměrné. 65% sídel má méně než 1000 trvale žijících obyvatel (MOS, 2010). Pouze 37.6% obyvatel je napojeno na systém ČOV a v některých obcích do 1000 (Strání, Újezdec, Nezdenice) obyvatel stále není zaveden systém vodovodů a kanalizací (Tab. 7). V obci Kunovice, která má nad 5000 obyvatel jsou teprve rozpracovány plány výstavby ČOV, která bude zajišťovat základní čištění odpadních vod primárním a sekundárním způsobem.

Tabulka č. 7: Podíl obyvatel napojených na ČOV a VaK v obcích, které zasahují do povodí Olšavy
Zdroj dat: Obecná a městská statistika 2010

Kategorie obcí, obce	počet	průměrný počet obyvatel	podíl obyvatel na celkovém počtu ve zkoumaných obcích %	napojení na VaK %	napojení na ČOV %
do 1000 obyvatel	41	583	20.4	64.9	18.9
do 2000 obyvatel	11	1233	11.6	65.1	65.5
do 5000 obyvatel	7	3613	21.6	85.0	85.8
Kunovice	1	5154	4.4	60.4	0.0
Luhačovice	1	5500	4.7	100.0	111.3
Uherský Brod	1	17424	14.9	84.4	97.9
Uherské Hradiště	1	26280	22.4	98.0	98.0
Celkem	63	117098		69.0	37.6

Rozložení produkce splaškových vod obyvateli (Obr. 14) vychází z přepočtu na ekvivalentního obyvatele, při uvažování průměrné produkce 60g BSK₅ (SYNÁČKOVÁ, 1996). Výpočet byl proveden ve dvou variantách- jako hodnota celkové potenciální produkce, vycházející z celkového počtu obyvatel (Obr. 14a) a jako výpočet pravděpodobné úrovně zátěže pro počet obyvatel po odečtení podílu čištění odpadních vod (Obr. 14b). Lze předpokládat, že hodnoty v této variantě představují objem znečištění, který vstupuje do vodních toků ve formě difúzních zdrojů.



Obrázek č. 14: Přepočtení znečištění podle ukazatele BSK₅ na ekvivalentního obyvatele (EO).

a. Výpočet pro všechny obyvatele, b. Přepočtení populace po odečtení podílu čištění odpadních vod na EO.

Největší zatížení splaškovými odpadními vodami přestavuje město Uherský Brod. Důležitým fenoménem je „druhé bydlení“ a lázeňství, díky kterým sezónně několikanásobně narůstá počet obyvatel a nároky na čištění odpadních vod. Při návrhu systému ČOV pro postižené obce je nutné s tímto faktem počítat. Počty účastníků „druhého bydlení“ jsou však nestálé a těžko zjistitelné. V rámci tabulky vodovody a kanalizace spravované Českým statistickým úřadem jsou odhadovány počty účastníků druhého bydlení pro stanovení kapacity kanalizační sítě či ČOV. Celkově je uvažováno navýšení počtu obyvatel účastníky druhého bydlení téměř o 2550 obyvatel a to zejména v obcích Horní Němčí, Prakšice, Kostelany nad Moravou, Loučka, Hluk a Petrůvka (CZSO, 2002).

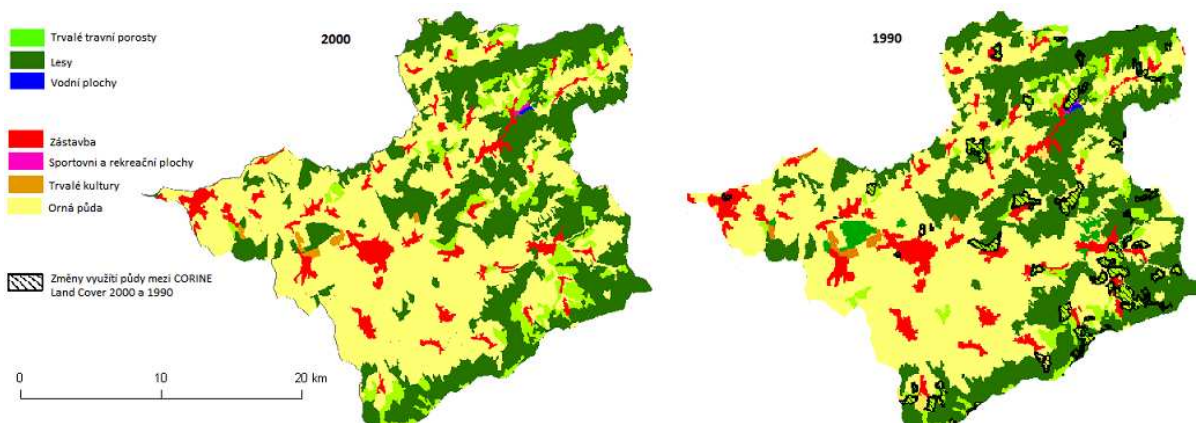
Zkoumané území povodí Olšavy protíná silnice mezinárodního významu E50⁵⁷, která spolu s mezinárodní železnicí lemuje po značné délce tok Olšavu (KAIGLOVÁ, 2007). Komunikace představují problém v podobě liniového zdroje znečištění, který se projevuje buď trvalým přínosem v podobě difuzního zdroje, nebo jako potenciální zdroj havarijního znečištění.

Antropogenní transformace území jsou zaznamenány již od paleolitu (BUČEK a kol, 1984). Jejich exponenciální nárůst v dnešní době je však nezpochybnitelný. Jedná se o celé pole působení člověka těžbou počínaje⁵⁸, přes budování sídel a infrastruktury po rozsáhlé úpravy vodních toků. Od roku 1990 území prochází značnou restrukturalizací a příznivými změnami využití krajinných ploch (Obr. 15). Jedná se hlavně o roztroušené změny zemědělsky využívaných areálů na lesní společenstva v oblastech horních a středních toků,

⁵⁷ směr Brno - Uherský Brod – Uherské Hradiště – Trenčín – Žilina - Košice

⁵⁸ V obci Komňa je těžen stavební kámen.

které ve své souhrnné ploše zahrnují zhruba 2830 ha (Odhadnuto v prostředí GIS podle obrázku č. 15).



Obrázek č. 15: Změny Land Use podle CORINE Land Cover. Data: CENIA 2007, upraveno podle KAIGLOVÁ, 2007

Střední a dolní tok Olšavy a Nivničky spadají do území s rozsáhlou zemědělskou činností. Plochy povodí Olšavy spadají či hraničí s nejúrodnějším regionem ČR, Dolnomoravským úvalem, kde se pěstuje zejména zelenina (okurky) a ovoce (jablka). Oblast je vhodná také pro pěstování obilovin, cukrové řepy a brambor (Atlas ČR, 1995)⁵⁹. Podle GERGELA a kol (1994), dochází od roku 1990 ke změně zásadního nahlížení na zemědělskou výrobu ze strategie exploatace území pro pěstování nejvýnosnějších plodin na udržitelné hospodaření s ohledem na životní prostředí. V povodí se nacházejí sídla Uherský Brod a Uherské Hradiště, které jsou doprovázeny průmyslovými areály v bezprostřední blízkosti toku. Horní část povodí vykazuje roztroušenou zástavbu a mozaikovitě střídání luk, polí a trvalých kultur. Oblast je vhodná pro pěstování ovsa, kukuřice na zrno a řepy⁶⁰. V současné době podle zemědělské politiky ČR většinu vhodných plodin nahrazuje naše nejvýznamnější olejnina řepka olejná. Živočišné výrobě dominuje chov prasat a drůbeže (ZAS Nivnice). Nechybí však ani velkokapacitní kravíny (ZD Olšava Sehradice, Zevos, Zálesí a.s.). Sklonitostní poměry zapříčiňují náchylnost svahů k erozi, viz Obrázek č. 6. Kvůli ztrátám cenné ornice je pro zemědělskou výrobu nutné často přistupovat k větším úhrnům hnojení minerálními hnojivými na bázi N a P (STEINFELD a kol., 2006).

Průmysl je lokalizován do větších sídel a do blízkosti vodních toků. Podél celého toku Olšavy nalezneme řadu velkých průmyslových podniků⁶¹, které díky množství a charakteru vypouštění odpadních vod výrazně ovlivňují chemismus toků a celkovou jakost vod. Podrobnější charakteristice jednotlivých zdrojů znečištění se věnuje text následující kapitoly.

⁵⁹ Oblast bramborářsko-řepařská, bramborářská, bramborářsko-ječná

⁶⁰ Oblast řepařsko-pšeničná a řepařsko-ječná

⁶¹ ZEVETA GROUP Bojkovice, areál České zbrojovky a.s. s navazující průmyslovou zónou, Slovácké strojírny a.s. Uherský Brod, Colorlak a.s. Uherské Hradiště, ALIMA a jiné

3.4.3 Bodové Zdroje znečištění povrchových v povodí Olšavy

V povodí řeky Olšavy se nachází značné množství bodových zdrojů znečištění středního a menšího rozsahu regionálního významu. Jen některé z nich se ale evidují v rámci databáze Integrovaný Registr Znečištění (IRZ). Jedná se o zdroje většího rozsahu a v povodí Olšavy se jich celkem nachází 46. ČOV v povodí Olšavy nejsou opatřeny třetím stupněm biologického čištění vody, který zahrnuje odbourávání nutrientů z vody. Zátěž nutrienty (hlavně fosforem) představuje v povodí Olšavy největší problém.

Nejvýznamnějším průmyslovým zdrojem znečištění recipientu Olšava jsou českomoravské mrazírny ALIMA. V roce 2004 vypustily téměř 200 tisíc m³ vody, která byla silně organicky znečištěná. Průměrná koncentrace BSK₅ 43 mg·l⁻¹ a nižší podíl CHSK/BSK₅ (1,7) naznačuje, že se z velké části jedná o biologicky rozložitelné látky. Vypouštěné vody jsou čištěny podnikovou ČOV. Dalším významným průmyslovým zdrojem znečištění je podnik Česká zbrojovka a.s. s působištěm v Uherském Brodě. Rozsáhlý areál se rozprostírá na pravém břehu Olšavy a do recipientu vypouští na staničení 18,8 km a 20,6 km. Koncentrace BSK₅ dosahuje 17,5 mg·l⁻¹ a podíl CHSK/BSK₅ (3,8) naznačuje, že struktura organických látek je od mrazíren ALIMA velmi odlišná. Zde převládají látky biologicky nerozložitelné. Dá se předpokládat, že Česká zbrojovka je zdrojem těžkých kovů v povodí. Důležitými zdroji jsou uherskobrodský pivovar Janáček, kde se projevuje znečištění organickými látkami, typickými pro potravinářský průmysl a společnost Zeveta Bojkovice a.s., která je zaměřena na strojírenskou výrobu a zatěžuje řeku těžkými kovy a specifickým znečištěním typickým například pro povrchovou úpravu kovů či ropnými látkami. Dalším významným zdrojem znečištění je společnost Slovácké strojírny a.s., která vypouští do recipientu Nivnička při ústí do Olšavy.

Nejvíce zdrojů znečištění patří do kategorie SVK⁶² – Uherské Hradiště, VaK – Zlín nebo ČOV. Jedná se o vodovody a kanalizace, které jsou v lepším případě zakončeny čistírnou odpadních vod. Mezi prvními třemi zdroji je ČOV Uherský Brod s 2315 tis. m³ za rok, ČOV Luhačovice s 1393 tisíci m³ za rok a ČOV Bojkovice s 347 tisíci m³ za rok. Z rozboru ČOV Luhačovice je patrné velké zatížení celkovým fosforem, jehož koncentrace dosahují hodnoty 2,2 mg·l⁻¹. Ve vodních tocích je kladen velký důraz na nízké koncentrace P_{celk.} Tohoto stavu lze docílit minimalizováním přidávání sloučenin fosforu do pracích a čisticích prostředků nebo omezením jeho používání v zemědělství (PITTER, 2002). Z poměru CHSK/BSK₅ (8,3) v případě ČOV Luhačovice je zřejmá absolutní převaha biologicky nerozložitelných látek, které dále ovlivňují jakost vody v celém povodí dolní Moravy.

V seznamu bodových zdrojů znečištění v povodí Olšavy je z podniků zabývajících se zemědělskou výrobou evidován pouze podnik ZD Olšava Sehradice, který vypouští své

⁶² SVK... Slovácké vodárny a kanalizace a.s.

VaK...Vodovody a kanalizace

odpadní vody do recipientu Luhačovický potok na jeho horní části. Jedná se o komplex farem a zemědělských výrobních ploch rozkládajících se na celkové ploše o něco větší než 1000 ha. Největším producentem znečištění v rámci tohoto komplexu je velkokapacitní kravín. Dalšími zjištěnými zemědělskými podniky jsou ZAS⁶³ Nivnice, který disponuje 1600 ks prasat a 1500 ks skotu a zabývá se produkcí obilovin, píce, olejin a kukuřice, ZEMASPOL, zabývající se výrobou skotu (875 ks) a rostlinou výrobou (obiloviny, olejniny, pícniny), Agrokomples Kunovice, zabývající se výrobou skotu (123 ks), prasat (130 ks), rostlinnou výrobou (obiloviny, olejniny, pícniny), Agrofiniš (chov skotu – 129 ks), ZOD⁶⁴ Poolšaví (rostlinná výroba), ZS Pitín (125 ks skotu), Zevos Kunovice (7000 ks prasat, rostlinná výroba – krmiva), ZD Nezdenice (100 ks skotu, rostlinná výroba – luskoviny), Zálesí Luhačovice (1000 ks skotu, rostlinná výroba – obiloviny, olejniny) a ZEAS Bánov (680 ks skotu v rámci normálního i ekologického chovu). Z obou podniků a z jiných menších, které se v území hojně nacházejí, se dá předpokládat silné znečištění nutrienty, které jsou ve vodách nežádoucí, jelikož způsobují eutrofizaci a zamezují rozvoj požadované oligotrofie vod (PITTER, 2002).

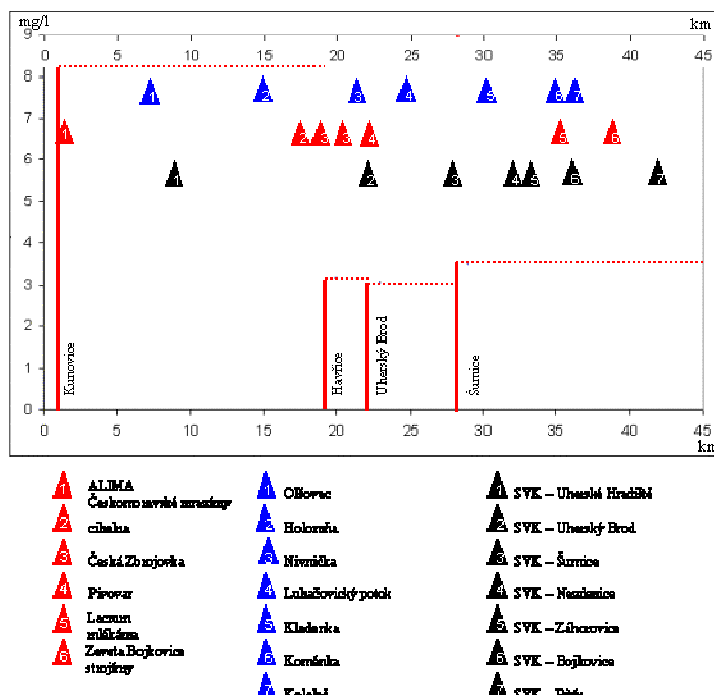
3.4.4 Vývoj jakosti vody v povodí Olšavy od 70. let po současnost

Touto problematikou se blíže zabývala bakalářská práce na téma Analýza vývoje kvality vody v povodí Olšavy. V následující kapitole budou shrnuty nejzajímavější výsledky, které posloužily jako podklad rozhodování výběru vhodného modelu pro modelování současného stavu kvality vody v povodí.

Podle BUČKA a kol (1984) se kvalita vody obecně směrem po toku zhoršuje. Toto tvrzení bylo potvrzeno za použití dostupných časových řad parametrů kvality vody v podélném profilu toku Olšava (KAIGLOVÁ, 2007). Nejmenší koncentrace byly naměřeny na profilu Bojkovice, zatímco v Kunovicích (závěrovém profilu), jsou koncentrace několikanásobné (Obr. 16).

⁶³ ZAS = zemědělská akciová společnost

⁶⁴ ZOD = zemědělské obchodní družstvo

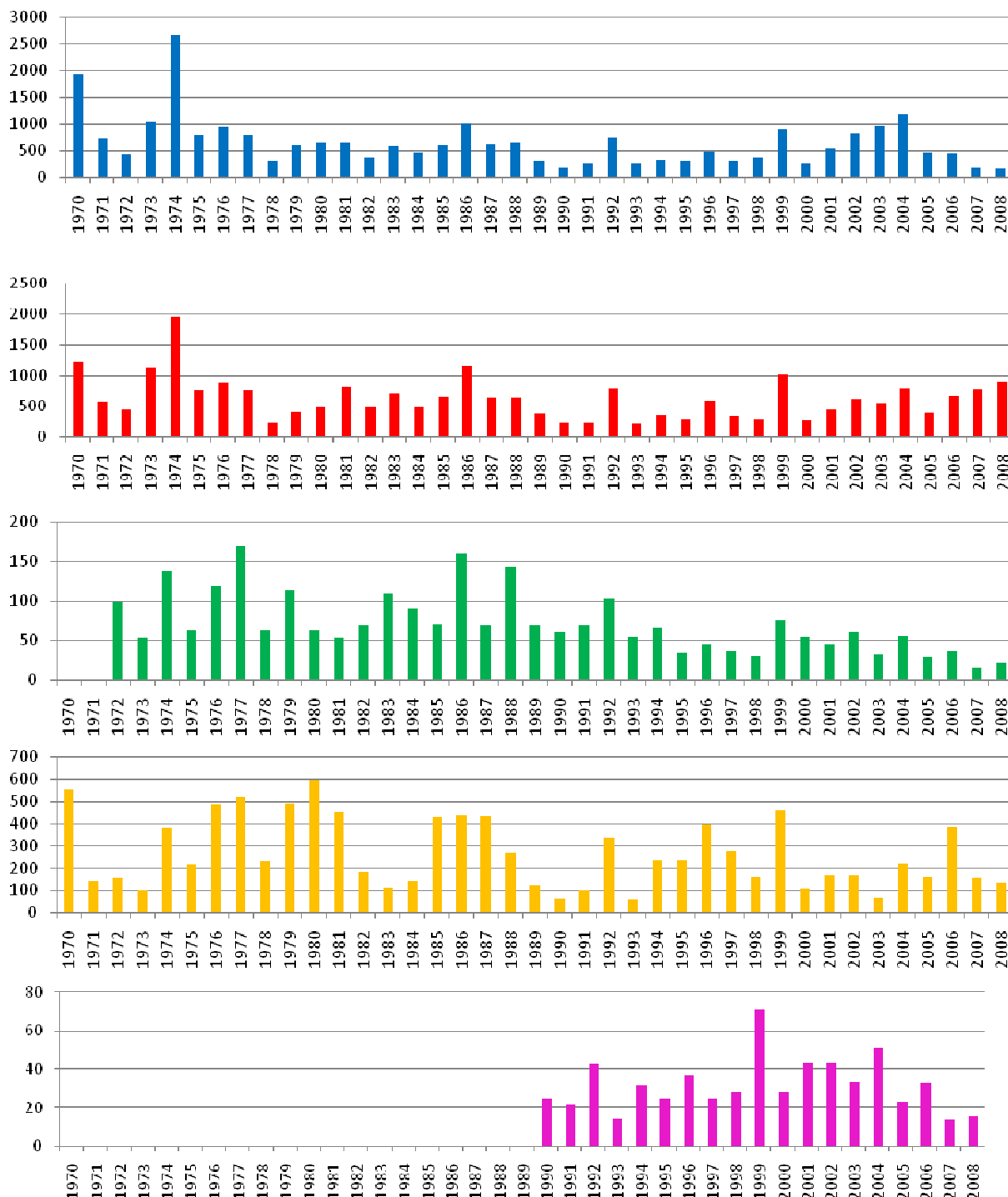


Obrázek č. 16: Schéma rozložení koncentrace BSK5 v roce 2005 na toku Olšava
Poznámka: převzato z KAIGLOVÁ, 2007; zdroj dat: Povodí Moravy s.p., ČHMÚ

Vývoj kvality vody v povodí Olšavy má dlouhodobě stagnující charakter (LANGHAMMER, KLIMENT, 2006). V první polovině 19. století bylo považováno povodí Olšavy za jedno z nejvíce zaostalých území ČSR. Krajinný ráz byl převážně zemědělský. Po druhé světové válce na počátku 60. let minulého století započalo období relokace těžkého průmyslu do zkoumané oblasti. Pozůstatkem tohoto počínu zůstávají stále fungující podniky Česká Zbrojovka a Slovácké Strojírny. Na počátku 70. let minulého století byly zaznamenány vysoké koncentrace ukazatelů kyslíkového režimu ($37 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ CHSK}_{\text{Cr}}$ a $34 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ BSK}_5$ v roce 1973), které dokazují vyšší podíl organického zatížení toků způsobený pravděpodobně právě rozvojem průmyslové výroby v oblasti. Již během 80. let docházelo k omezení výroby a v transformačním období 90. let minulého století došlo k výrazné restrukturalizaci těžkých odvětví na specializovanou výrobu lehkých strojů, automobilových komponentů či vybavení pro sportovní střelbu. Od roku 2000 byl zaznamenán opětovný nárůst znečištění spojený se znovu nastolením stagnující výroby a nedostatečným čištěním odpadních vod (Obr. 15). Jedná se hlavně o ukazatel CHSK_{Cr} , jehož látkový odnos od roku 2005 soustavně stoupá. Látkový odnos $888 \text{ t} \cdot \text{rok}^{-1}$ zaznamenaný v roce 2008⁶⁵ převyšuje hodnoty $625 \text{ t} \cdot \text{rok}^{-1}$ vypočtené pro roky 1987 a 1988 těsně před koncem období socialistického režimu, kdy bylo předpokládáno velké zatížení povrchových vod znečištěním. Od roku 1999 byl rovněž zaznamenán výrazný nárůst v ukazateli BSK_5 , na extrémní hodnoty $964 \text{ t} \cdot \text{rok}^{-1}$ v roce 2003 a $1175 \text{ t} \cdot \text{rok}^{-1}$ v roce 2004. V ukazateli N-NH_4 byl zaznamenán celkový pokles a hodnoty koncentrací i látkového odnosu jsou vyhovující. Problematičtější se zdají být ukazatele N-

⁶⁵ posledním rok, pro který jsou k dispozici datové zdroje

NO₃ a P_{celk}, jejichž koncentrace zařazují výslednou kvalitu vody v povodí Olšavy do IV. a V. třídy (KAIGLOVÁ, 2007).



Obrázek č. 17: Vývoj látkového odnosu v profilu Kunovice od 70. let minulého století po současnost podle nejvýznamnějších ukazatelů seshora, BSK₅, CHSK, N-NH₄, N-NO₃, P_{celk}

Poznámka: Hodnoty jsou uvedeny v t·rok⁻¹

Zdroj dat: ČHMÚ

Hlavním negativním dopadem socialistického zemědělství bylo rozorávání mezí, tvorba rozsáhlých celin souvislé orné půdy, pěstování monokultur, orba po spádnici a nadměrné

využívání minerálních hnojiv na bázi N, P, či pesticidů, herbicidů, insekticidů a jiných látek toxických ve vodním prostředí. V roce 1984 byla definitivně zakázána výroba PCB a používání DDT (KAIGLOVÁ, 2007). Přestože se prokazatelně snížil přísun minerálních hnojiv na bázi nutrientů na zemědělské plochy ať už z důvodů ekologických či ekonomických, výraznější pokles dusičnanů ve vodním prostředí, které charakterizují zemědělskou výrobu, se neprojevil. Je zřejmé, že dusičnany jako konečná forma rozkladu dusíkatých látek procesem nitrifikace v půdě přetrvávají a budou toky zatěžovat i nadále (JÁNSKÝ, JUDOVÁ, 2005). Bylo statisticky prokázáno, že koncentrace dusičnanů ve vodním toku je přímo úměrná podílu zemědělsky využívaných ploch v povodí (MORENO a kol., 2005). V povodí Olšavy lze i v současné době, kdy dochází ke změnám krajinného pokryvu ve prospěch méně erozně náchylných pokryvů nalézt řadu pozemků oraných po spádnici se sklonem nad 12°. Podstatná část území spadá pod zranitelné oblasti popsané nitrátovou směrnicí 91/676/EHS. Do nevyhovující V. třídy kvality vody podle normy ČSN 75 7221 spadají koncentrace ukazatele celkový fosfor. Vysoké koncentrace P_{celk} jsou v toku velmi nežádoucí z důvodu negativního působení na trofii vodního ekosystému a proto by mělo být prvořadou prioritou jejich odstranění (PITTER, 2002).

V povodí Olšavy byl zaznamenán nárůst podílu obyvatel napojených na ČOV. Stav ale stále není vyhovující Rámcové směrnici o vodách Evropské Unie WFD 2000/60/ES, podle které by měly mít obce nad 2000 obyvatel vyřešený systém čištění odpadních vod a obce nad 5000 obyvatel vypouštějící odpadní vody v citlivých oblastech musí mít zajištěný III. stupeň čištění založený na odstranění nutrientů.

Co se týče znečištění těžkými kovy, situace dosáhla uspokojivého stavu. Časové řady jsou však zatíženy množstvím systematických chyb a havarijních extrémních koncentrací. Například v roce 1995 byl na řece Olšavě naměřen únik PCB. Na profilu Kunovice měla látka koncentrace $25 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Znečišťovatel však nebyl odhalen (ROZKOŠNÝ, 2004).

Příznivý vývoj kvality vody byl zaznamenán na všech tocích kromě Holomni, kde stále přetrvává začlenění do IV-V. nevyhovující kategorie co se týče všech ukazatelů a Luhačovického potoku, kde V. třídy kvality vody dosahuje ukazatel P_{celk} (KAIGLOVÁ, 2007).

4. Aplikace modelu MIKE Basin na povodí Olšavy

Základním konceptem modelování v nástroji MIKE Basin je snaha o nalezení ustáleného řešení pro každý časový krok a díky tomu se jedná o model vhodný pro nalezení typické hodnoty množství vody v pomalu se měnícím systému. Filosofí programu MIKE Basin je zachovat modelování jednoduché a intuitivní, ale stejně tak zachovat hluboký náhled do problematiky plánování a vodního hospodářství (ERSHADI a kol., 2005).

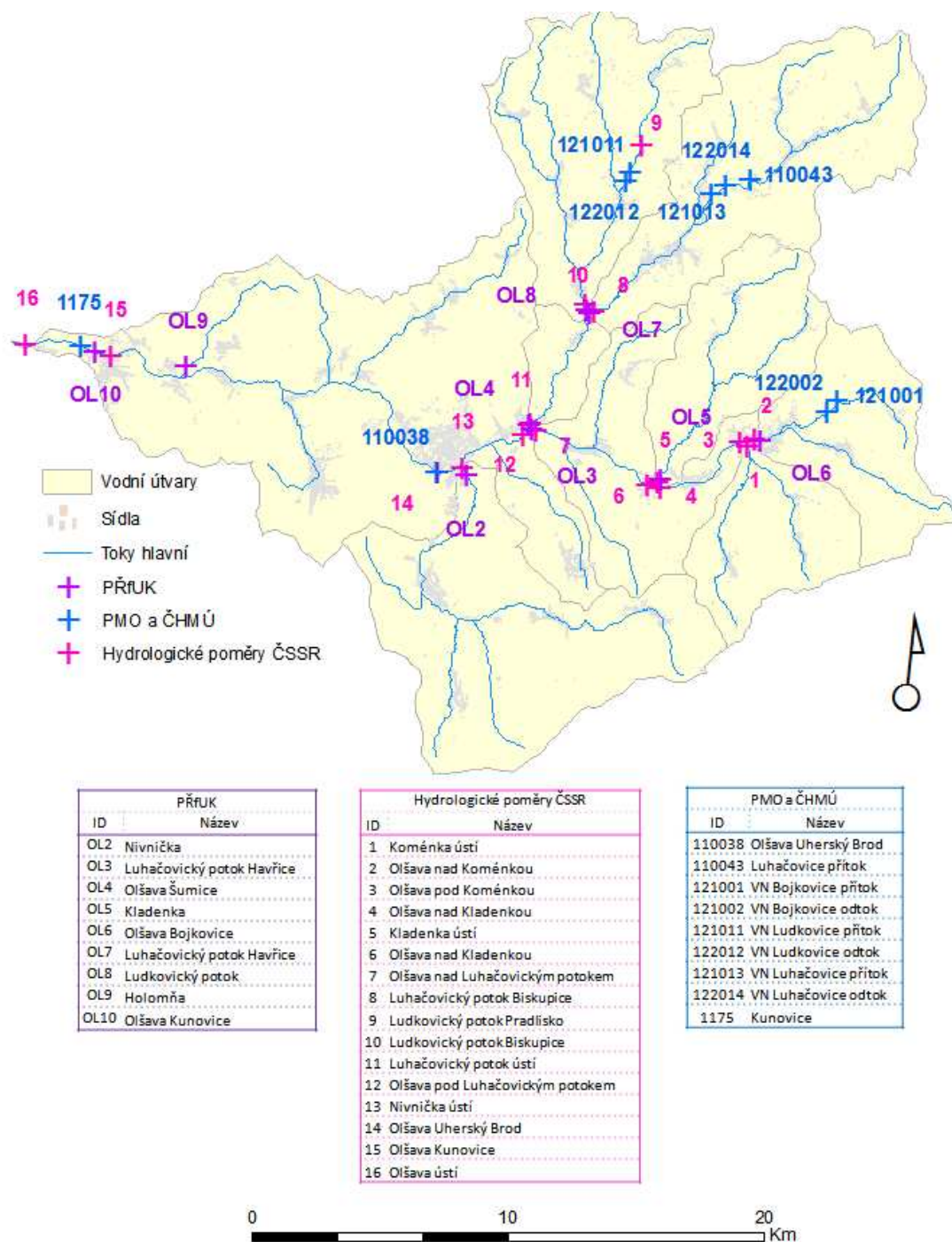
4.1 Použitá data a jejich zpracování

Data, pro naplnění modelovacího nástroje MIKE Basin, byla poskytnuta podniky ČHMÚ, Povodí Moravy, s.p., ZVHS, DHI a.s. a Pöyry Environment a.s. Tato data byla uvažována za kompatibilní vzhledem k podobným metodám vyhodnocování vzorků a srovnatelnému časovému kroku. Pro kalibraci a doplnění neznámých hodnot byla využita data vyhodnocená z výstupů terénních měření koncentrací a průtoků v rámci katedry Fyzické geografie a geoekologie Univerzity Karlovy jako součásti projektu COST 634 On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion (ESF, 2006-2008). Vzhledem k podrobnosti těchto datových vstupů bylo nutné zahrnout do procesu zpracování dat několik zjednodušujících předpokladů. Tato míra zjednodušení byla v kontextu řešeného úkolu uvažována jako přijatelná.

Pro vyhotovení modelu současného stavu bylo zvoleno období osmi let mezi roky 2000 a 2007. Období zahrnuje jak málo vodné tak vodné roky a díky delšímu intervalu byl eliminován vliv extrémních událostí či chybných měření. Jedná se o časový interval, ve kterém jsou také zastoupeny větší části časových řad téměř všech kvalitářských profilů a pro které jsou známy měření průtoků. Pro ohodnocení roční variability v průtocích a koncentracích byl ustanoven časový krok 1 měsíc, charakteristický rok je tedy popsán 12 charakteristickými hodnotami. Je nutné si však uvědomit, že model neposkytne simulaci dynamického jevu, ale 12 ustálených bilancí koncentrací a průtoků v průběhu charakteristického roku.

4.1.1 Zpracování dat průtoků

V povodí Olšavy je k dispozici 8 profilů (Obr. 18), kde je víceméně soustavně měřen průtok a 19 profilů disponujících časovými řadami monitoringu kvality vody (Tab. 11). Bohužel 6 z průtokových profilů se nachází na horních tocích vždy před a po vodním díle Bojkovice (tok Kolelač), Luhačovice (Luhačovický potok) a Ludkovice (Ludkovický potok). Zbývající dva profily jsou umístěny na konci obce Luhačovice⁶⁶ a ve středu obce Uherský Brod.



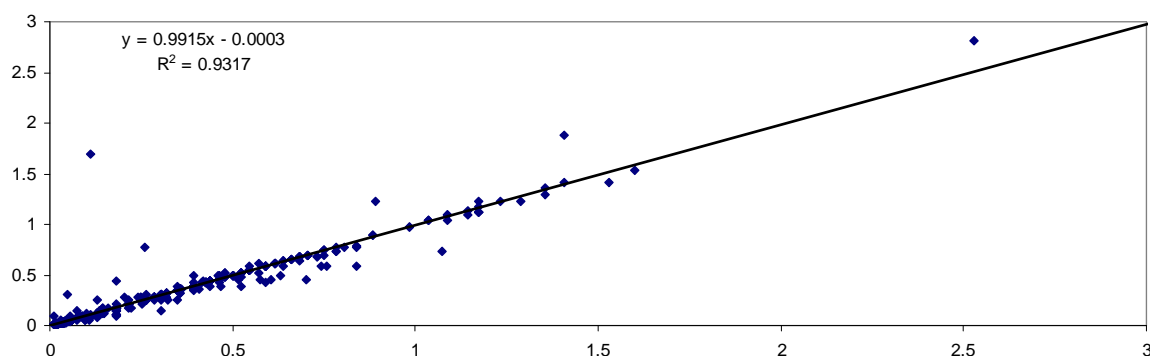
Obrázek č. 18: Profily měření průtoků v povodí Olšavy

⁶⁶ Poslední dům v obci po směru toku

▪ Doplnění neúplných časových řad korelací

Profil v Luhačovicích disponuje pouze 726 hodnotami měření ze zvoleného časového intervalu 2000-2007⁶⁷. Bylo tedy nutné chybějící hodnoty doplnit podle lineárně regresních vztahů. Jako nezávislá proměnná byla zvolena kompletní průtoková časová řada Uherský Brod (profil 110038). Dalším profilem, který bylo vhodné doplnit, jsou Kunovice. Jedná se o závěrový profil povodí Olšavy, který je umístěn zhruba 1 km od ústí řeky Olšavy do dolního toku řeky Moravy. Vzhledem k poloze a funkci závěrového profilu bylo vhodné zjistit měsíční a dlouhodobé průměrné průtoky, pomocí nichž budou ověřovány bilanční vztahy v povodí. Ke korelaci bylo využito kvalitářského profilu 1175 Olšava – Kunovice, kde byly uvedeny hodnoty průměrných denních průtoků ve dnech odběrů vzorků kvality vody. V tabulce č. 8 jsou zaznamenány korelační koeficienty a rovnice regresních přímek, kterých bylo použito při doplňování průtoků. Obrázek č. 19 vystihuje úzkou pozitivní závislost mezi profilem 110038 a 110043.

Obrázek č. 19: Příkladná korelace dvou závislých proměnných. Na ose x jsou hodnoty nezávislé proměnné průměrné denní průtoky v profilu 121013 a na pořadnici y jsou hodnoty průměrných denních průtoků profilu 110043 jako závislé proměnné.



Tabulka č. 8: Korelační koeficienty a rovnice přímky lineární regrese využitě pro zpracování průtokových časových řad korelováním.

X	Y	r	Rovnice regrese
110043	121013	0.94	$y = 0.9915x - 0.0003$
110038	1175 (100)	0.93	$y = 1.1884x + 0.0298$

Tímto postupem bylo možné doplnit pouze takové časové řady, které disponovaly více hodnotami. U ostatních kvalitářských profilů, které obsahovaly informaci o denním průměrném průtoku, nebyla prokázána silná regresní závislost na některé ze známých časových řad sousedících profilů. Bylo tedy nutné využít jiných postupů, popsanych v následujících kapitolách.

⁶⁷ V celém intervalu je zahrnuto 2921 hodnot

▪ **Bilanční stanovení průtokových poměrů podle publikace Hydrologické poměry**

Dalším možným postupem je zjištění bilančních poměrů v dlouhodobých časových horizontech. V případě některých profilů bylo využito vzájemného porovnávání průměrných dlouhodobých průtoků Q_a . Hodnoty Q_a byly získány z publikace Hydrologické poměry ČSSR (ZÍTEK, J., 1965). Při následné práci bylo uvažováno značné zjednodušení a zkrácení způsobené předpokladem, že odtokové poměry, které na území povodí Olšavy panovaly v letech 1930-1960 panují v méně pozměněné míře i v dnešní době. Toto zjednodušení může vnést do výsledků systematickou chybu, se kterou je nutné počítat. Vzhledem k faktu, že pro vyhodnocení látkového odnosu v kvalitářských profilech nejsou k dispozici dané průměrné denní průtoky, bylo nutné v prvním kroku simulace bilance odtokových poměrů zvolit tento způsob. V tabulce č. 9 jsou uvedeny poměrné koeficienty, které jsou výsledkem porovnání jednotlivých Q_a profilů uvedených v publikaci Hydrologické Poměry ČSSR.

Tabulka č. 9: Koeficienty poměrů Q_a v povodí Olšavy mezi jednotlivými profily uvedenými v Hydrologických Poměrech.

Poznámka: Kvůli přehlednosti tabulky byly profilům přiřazené číslice 1-16, které substituují jména uvedená v hydrologických poměrech.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1	1.0	1.3	2.3	2.6	1.2	3.8	4.7	1.7	1.9	1.9	4.4	9.1	2.3	12.2	13.9	13.9
2	0.8	1.0	1.8	2.0	0.9	2.8	3.5	1.3	1.5	1.5	3.3	6.8	1.8	9.2	10.4	10.4
3	0.4	0.6	1.0	1.1	0.5	1.6	2.0	0.7	0.8	0.8	1.9	3.9	1.0	5.2	6.0	6.0
4	0.4	0.5	0.9	1.0	0.4	1.4	1.8	0.6	0.7	0.7	1.7	3.5	0.9	4.7	5.3	5.3
5	0.9	1.1	2.0	2.2	1.0	3.2	4.0	1.4	1.7	1.7	3.8	7.8	2.0	10.5	11.9	11.9
6	0.3	0.4	0.6	0.7	0.3	1.0	1.2	0.4	0.5	0.5	1.2	2.4	0.6	3.2	3.7	3.7
7	0.2	0.3	0.5	0.6	0.3	0.8	1.0	0.4	0.4	0.4	1.0	2.0	0.5	2.6	3.0	3.0
8	0.6	0.8	1.4	1.6	0.7	2.3	2.8	1.0	1.2	1.2	2.7	5.5	1.4	7.3	8.3	8.3
9	0.5	0.7	1.2	1.3	0.6	1.9	2.4	0.9	1.0	1.0	2.3	4.7	1.2	6.3	7.1	7.1
10	0.5	0.7	1.2	1.3	0.6	1.9	2.4	0.9	1.0	1.0	2.3	4.7	1.2	6.3	7.1	7.1
11	0.2	0.3	0.5	0.6	0.3	0.9	1.1	0.4	0.4	0.4	1.0	2.1	0.5	2.8	3.1	3.1
12	0.1	0.1	0.3	0.3	0.1	0.4	0.5	0.2	0.2	0.2	0.5	1.0	0.3	1.3	1.5	1.5
13	0.4	0.6	1.0	1.1	0.5	1.6	2.0	0.7	0.8	0.8	1.9	3.9	1.0	5.2	6.0	6.0
14	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.3	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.7	0.2	1.0	1.1	1.1
15	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.7	0.2	0.9	1.0	1.0
16	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.7	0.2	0.9	1.0	1.0

- 1 = Koménka ústí
- 2 = Olšava nad Koménkou
- 3 = Olšava pod Koménkou
- 4 = Olšava nad Kladenkou
- 5 = Kladenka ústí
- 6 = Olšava pod Kladenkou
- 7 = Olšava nad Luh. p.
- 8 = Luh. p. – Biskupice
- 9 = Ludk. p. – Pradlisko
- 10 = Ludk. p. – Biskupice
- 11 = Luh. p. – ústí
- 12 = Olšava pod Luh. p.
- 13 = Nivnička ústí
- 14 = Olšava Uherský Brod**
- 15 = Olšava Kunovice
- 16 = Olšava ústí

Poznámka:

- Luh.p. ... Luhačovický potok
- Ludk.p. ... Ludkovický potok

Vzhledem ke kvalitě dostupných časových řad průtoků z období 2000-2007 byl pro doplnění hodnot podle poměrných koeficientů zvolen pouze profil 110038 Uherský Brod (14), jelikož 110043 byl z větší části dopočítán na základě 110038 a ostatní známé profily jsou do přílišné míry ovlivněné antropogenně regulovaným režimem vodních nádrží. Profily umístěné nad vodními díly se nacházejí na horních tocích.

Pro zjištění, zda je možné tyto aproximované časové řady použít pro bilanční stanovení látkového odnosu byly profily korelovány s nejbližším či jiným vhodným průtokovým profilem disponujícím časovou řadou známou či doplněnou korelací. Hodnoty profilu 110038 byly vynásobeny příslušnými koeficienty.

Z profilů vypočítaných prvním způsobem nebo odvozených druhým způsobem byla počítána hydrologická bilance pomocí jednoduchých principů sčítání horních profilů za vzniku dolních profilů. Pro tyto odhady bylo použito porovnávání dlouhodobých průměrů Q_a vypočtených pro období 2000-2007. Hlavní pozornost byla zaměřena na oblast soutoku Luhačovického a Ludkovického potoku a na soutok Luhačovického potoku a Nivničky s Olšavou. Jedná se o dva nejvýznamnější přítoky, které se nacházejí na středním a dolním toku řeky Olšavy. Podle základních značně zjednodušených předpokladů by měly vycházet především následující dvě rovnice:

$$Q_a \text{ Luhačovický potok - ústí} = Q_a \text{ Ludkovický potok Biskupice} + Q_a \text{ Luhačovický potok Biskupice} \quad (13)$$

$$Q_a \text{ 110038} = Q_a \text{ Luhačovický potok ústí} + Q_a \text{ Olšava nad Luhačovickým potokem} + Q_a \text{ Nivnička ústí} \quad (14)$$

Rovnice (14) vycházela s odchylkou 7% od naměřených hodnot⁶⁸ v Uherském Brodě. Tato odchylka je s přihlédnutím na polohu jednotlivých profilů přijatelná. V případě rovnice (13) docházelo k odchylce 13%. Aby byl výsledek příznivější, bylo nutné některé koeficienty upravit podle následujícího postupu.

⁶⁸ Odchylka může být způsobena přítokem z mezipovodí či drobnými přítoky, které nebyly započteny do bilance.

▪ Upravení poměrných koeficientů přepočtu průměrných denních průtoků na základě profilu 110038 (Uherský Brod)

Vzhledem k nedostatku dat naměřených odpovědnými institucemi Povodí Moravy s.p., a ČHMÚ bylo vhodné využít výsledků měření, která probíhají v téměř desetileté řadě na PřFUK katedře Fyzické geografie a Geoekologie v rámci projektu COST 634 On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion. Měření průtoků a koncentrací vybraných látek probíhá vždy jednou ročně v měsíci květnu na deseti stanovištích. Jelikož stanoviště z velké části odpovídají stanovištím zmíněným v Hydrologických poměrech či stanovištím kvalitářských profilů Povodí Moravy s.p., ČHMÚ a ZVHS, bylo možné porovnat vůči sobě jednotlivé poměry průtoků (Tab. 10). Pro úpravu výpočtu hydrologické bilance bylo využito profilů OL3 (Luhačovický potok – Havřice), který byl ztotožněn s profilem Luhačovický potok – ústí⁶⁹; OL7 (Luhačovický potok), který se nachází ve stejném místě jako Luhačovický potok – Biskupice⁷⁰; OL8 (Ludkovický potok), jehož poloha je totožná s profilem Ludkovický potok – Biskupice⁷¹.

Tabulka č. 10: Výpočet koeficientu přepočtu průtoků pomocí profilu 110038 upravený o hodnoty terénních měření katedry Fyzické geografie a geoekologie

		A	B	C		D	
Profil	Název	2010 - 18.5.	2009 - 13.5.	2007 - 15.5.	Průměr A:C	Podle HP	Průměr A:D
OL1	Olšava Uherský Brod	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
OL2	Nivnička	0.255	0.373	0.121	0.245	0.191	0.220
OL3	Luhač.p._ Havřice	0.413	0.386	0.317	0.373	0.364	0.368
OL4	Olšava Šumice	0.315	0.534	0.250	0.366	0.746	0.556
OL5	Kladenka	0.150	0.063	0.076	0.097	0.096	0.096
OL6	Olšava Bojkovice	0.203	0.311	0.152	0.222	0.109	0.165
OL7	Luhačovický p.	0.245	0.365	0.289	0.299	0.136	0.218
OL8	Ludkovický p.	0.244	0.144	0.618	0.335	0.159	0.247
OL9	Holomňa	0.128	0.118	0.041	0.096	nejsou hodnoty	
OL10	Olšava Kunovice	1.100	1.100	1.154	1.118	1.136	1.127
		A:B	B:C	A:C			
r =		0.96	0.85	0.93			
Poznámka:							
1) Pro kontrolu podobnosti jednotlivých poměrů v povodí byly vypočteny korelační koeficienty r mezi jednotlivými roky, které byly uvažovány do výpočtu. Byla zjištěna velmi silná závislost, takže možnost rozvržení hodnot pomocí stejného vzorce, je velmi pravděpodobná.							
2) Červeně jsou ohraničeny hodnoty využitě pro následující postupy zpracování dat							
3) HP (Hydrologické poměry ČSSR)							

Pomocí upravených koeficientů byly znovu odvozeny časové řady průměrných denních průtoků na základě profilu 110038. Po dosazení do rovnice (13) vychází odchylka 2%.

⁶⁹ V tabulce č. 8 je nahrazen číslem 11

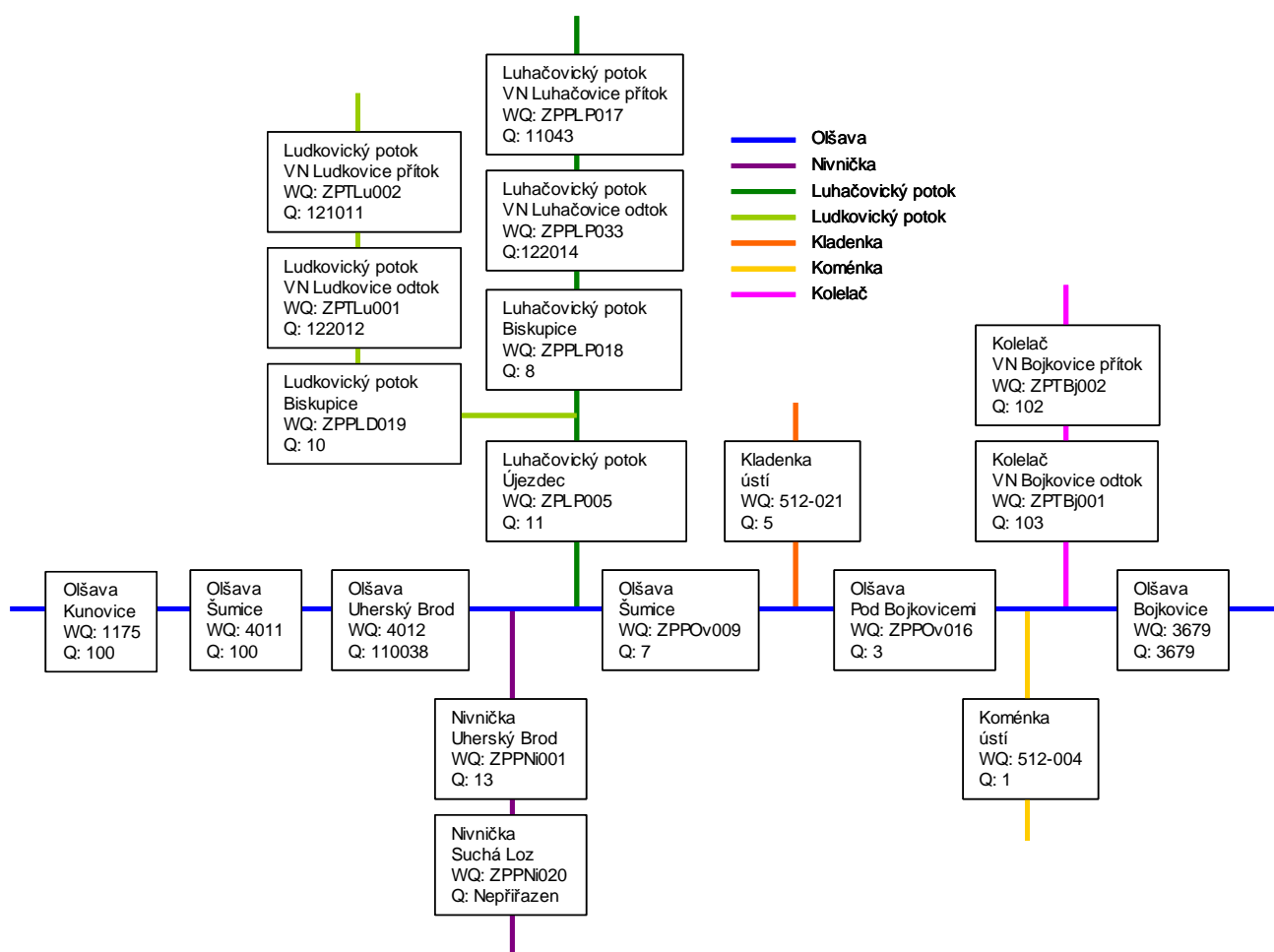
⁷⁰ V tabulce č. 8 je nahrazen číslem 8

⁷¹ V tabulce č. 8 je nahrazen číslem 9

▪ **Přiřazení časových řad průměrných denních průtoků jednotlivým kvalitářským profilům Povodí Moravy s.p., ČHMÚ a ZVHS**

V následujícím kroku bylo nutné přiřazení kvalitářských profilů jednotlivým známým či dopočítaným průtokovým profilům. Bylo postupováno většinou podle nejmenší vzdálenosti, kdy ke každému kvalitářskému profilu připadl nejbližší průtokový profil. Nejprve byly přiřazovány hodnoty odvozené prvním postupem (korelací), až když nebylo možné přiřadit tyto časové řady, byla zvolena jedna z dopočtených časových řad v druhém či třetím postupu.

Obrázek č. 20: Struktura profilů měření kvality vody pro model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy s přiřazenými profily průtoků.

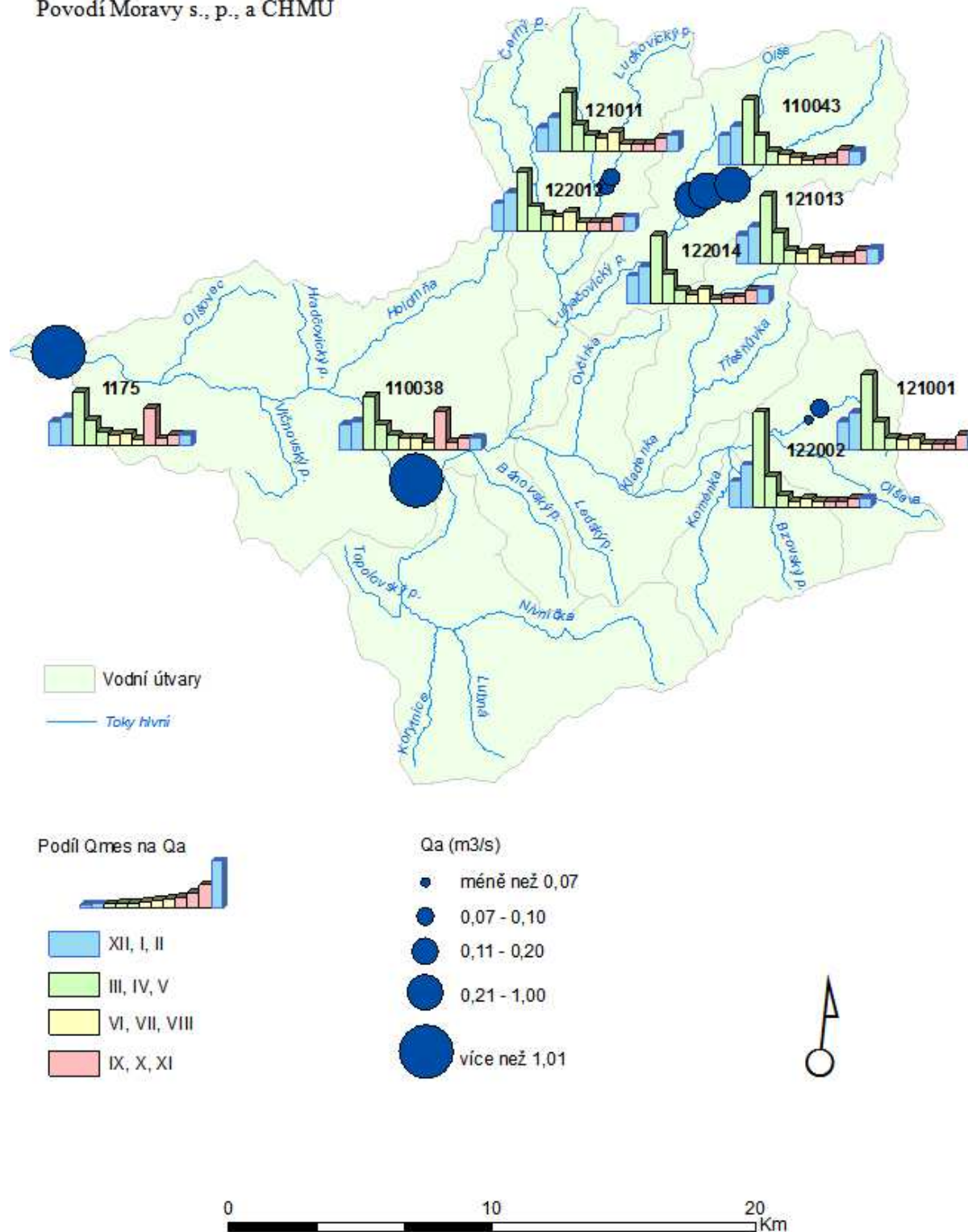


▪ **Výpočet charakteristických hodnot měsíčních průtoků Q_{mes} , Q_{180}**

Na základě dříve popsaných postupů byly dopočteny či odvozeny hodnoty průměrných denních průtoků⁷² pro období 2000-2007. Celkově bylo získáno 25 časových řad, které disponují 2922 hodnotami. Z každé časové řady byly vypočteny měsíční průměry Q_{mes} a hodnoty Q_a . Hodnota Q_{180} , která byla považována za hranici nízkých průtoků, byla odvozena pomocí čáry překročení průtoků sestavené pro celé období 2000 jako hodnota s pravděpodobností překročení 50.74% (KEMEL, KOLÁŘ, 1985). Model MIKE Basin pracuje s časovými řadami, které mají právě dvanáct charakteristických měsíčních hodnot. Hodnoty Q_{180} byly dále využity při výpočtu látkového odnosu z bodových zdrojů znečištění, jehož postup je popsán v následujícím textu. Takto vypočtené hodnoty byly zpracovány pomocí grafů a map pro lepší orientaci a kontrolu viz obrázek č. 21.

⁷² Každý profil disponuje časovou řadu o počtu 2971 hodnot

Obrázek č. 10: Zobrazení charakteristických měsíčních průtoků u vybraných profilů spravovaných podnikem Povodí Moravy s., p., a ČHMÚ



4.1.2 Zpracování dat monitoringu kvality vody

Pro simulaci kvality vody byly zvoleny parametry BSK₅, N-NO₃, N-NH₄, CHSK_{Cr} a P_{celk}. Ačkoliv model MIKE Basin při standardním postupu nabízí jiné ukazatele, zvolené parametry nejlépe vystihují základní vlastnosti povrchových vod a jejich vyhodnocení je běžně prováděno právě v úkolech spojených s bilancováním kvality vody v povodí (TACHECÍ, 2009). Hodnoty ukazatelů jsou rovněž přístupné pro téměř všechny zahrnuté profily a pro celé časové období⁷³.

Tabulka č. 11: Seznam kvalitářských profilů v povodí Olšavy

ID_VHD	Název	Správce	X	Y	Interval monitoringu
ZPNLP033	pod VN Luhačovice	Povodí Moravy s.p.	-514524.01	-1177544.82	2000 – 2007
ZPPLP005	Luhačovický potok – Újezdec	Povodí Moravy s.p.	-521092.68	-1186056.71	2002 – 2007
ZPPLP017	nad VN Luhačovice	Povodí Moravy s.p.	-512725.81	-1177020.41	2006 – 2008
ZPPLP018	Luhačovický potok – Biskupice	Povodí Moravy s.p.	-518954.83	-1181998.05	2007 – 2009
ZPPLD019	Ludkovický potok – Biskupice	Povodí Moravy s.p.	-519285.49	-1181710.28	2007 – 2009
ZPPNi001	Nivnička – Uherský Brod	Povodí Moravy s.p.	-523931.01	-1187992.94	2000 – 2007
ZPPNi020	Nivnička – Suchá Loz	Povodí Moravy s.p.	-520847.95	-1193499.26	2007 – 2008
ZPPOv009	Olšava – Šumice	Povodí Moravy s.p.	-519876.5	-1187045.64	2003 – 2007
ZPPOv016	Olšava pod VN Bojkovice	Povodí Moravy s.p.	-513613.98	-1187064.27	2006 - 2007
ZPTBj001	VN Bojkovice – odtok - Kolelač	Povodí Moravy s.p.	-517788.07	-1177080.05	2007 - 2009
ZPTBj002	VN Bojkovice – přítok - Kolelač	Povodí Moravy s.p.	-517181.01	-1175453.84	2005 - 2009
ZPTLu001	VN Ludkovice – odtok	Povodí Moravy s.p.	-517788.07	-1177080.05	2000 - 2008
ZPTLu002	VN Ludkovice - přítok	Povodí Moravy s.p.	-517181.01	-1175453.84	2000 - 2008
512004	Koménka – ústí	ZVHS	-513029.9	-1187318.00	2002 - 2006
512021	Kladenka – ústí	ZVHS	-516372.7	-1188350.96	2006 - 2008
1175	Olšava – Kunovice	ČHMÚ	-540454.00	-1183258.36	1965 - 2009
3679	Olšava – Bojkovice	ČHMÚ	-512188.55	-1187495.72	1976 - 1999
4011	Olšava – Havříce	ČHMÚ	-526831.02	-1186096.14	2006 - 2009
4012	Olšava - Uherský Brod	ČHMÚ	-524907.58	-1188178.61	2000 - 2005

Poznámka: Šedivě zobrazené řádky náleží profilům, které nebyly uvažovány do modelu současného stavu kvality vody v povodí.

V povodí Olšavy se nachází 19 profilů s měřením kvality vody (Tab. 11), které disponují časovými řadami různého rozsahu. Z tohoto počtu musela být vyřazena časová řada profilu 3679 (Olšava Bojkovice), kde monitoring pokrývá pouze časový interval 1976 – 1999 a tudíž by pro model současného stavu byla nevhodná. Dalším vyřazeným byl profil ZPPNi020 (Nivnička Suchá Loz), kde bylo zahájeno soustavné měření v roce 2007 a bylo by možné pro model současného stavu zvoleného časového intervalu 2000-2007 využít pouze dvanácti hodnot jednoho roku.

⁷³ U ukazatele P_{celk} byly objeveny mezery v datových řadách. Pro výpočet charakteristických koncentrací a koeficientu degradace bylo tedy využito jen menšího množství hodnot.

Pro ověření simulace programem MIKE Basin je nutné disponovat co největším množstvím srovnatelných dat. Model, stejně jako je tomu v případě průtokových dat uvažuje s charakteristickými měsíčními hodnotami (jedná-li se o simulaci v měsíčním chodu). Pro správný chod modelu je nutné odvodit z dat základní měsíční charakteristické hodnoty koncentrací jednotlivých analyzovaných látek v toku **c**, koeficient rozpadu (degradace) těchto látek v čase **k**, a dobu zdržení látky v úseku vodního toku **Tr**. Pro odvození těchto charakteristik existuje řada možností.

Jako charakteristické měsíční koncentrace **c** byly uvažovány hodnoty koncentrací, které odpovídají charakteristickým měsíčním průtokům. Pro toto odvození byla použita následující schematizace.

- **Výpočet látkového odtoku v jednotlivých dnech měření**

$$LO = c \cdot Q \quad (15)$$

Kde:

c...koncentrace dané látky v čase t [mg/l]

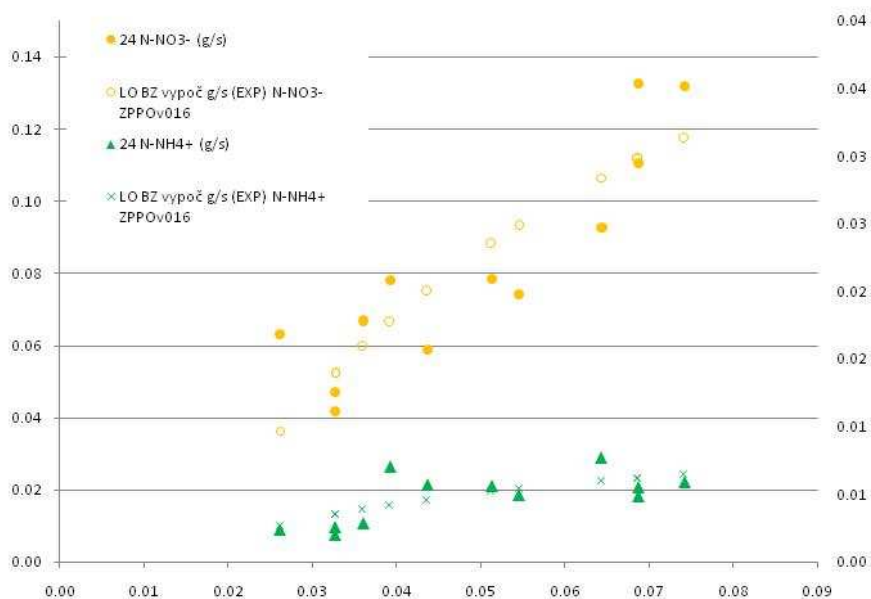
Q...okamžitá hodnota průtoku v čase t [m³/s]

Jednoduchou aproximací pomocí rovnice (15) lze z hodnot odvodit látkový odnos, pomocí něhož je možné lépe porovnávat jednotlivé profily vůči sobě. Pro toto odvození uvažujeme zjednodušení, že průměrný denní průtok dostatečně nahrazuje okamžitou hodnotu průtoku v čase **t**, kdy bylo prováděno měření.

- **Vyhodnocení nízkých průtoků do hodnoty Q₁₈₀.**

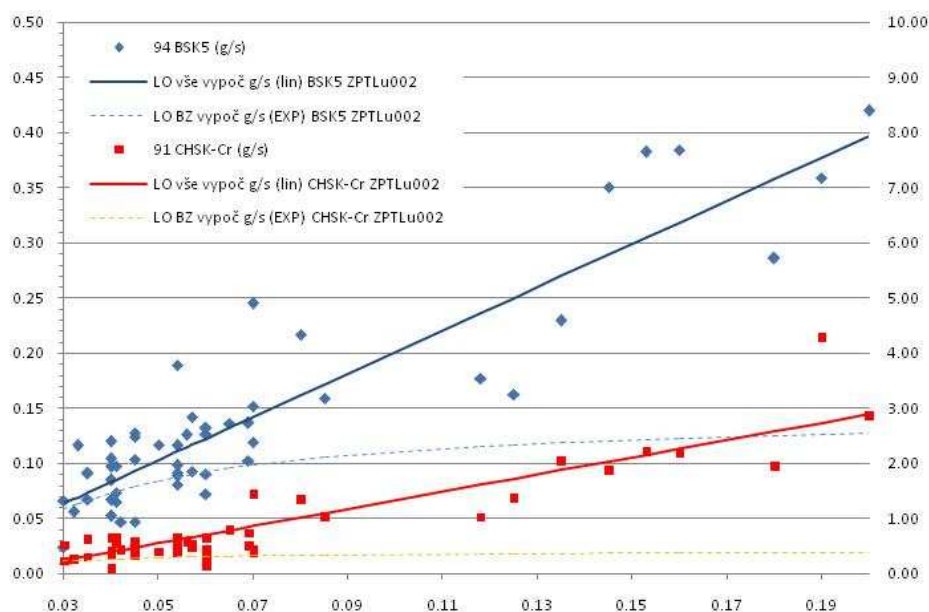
Ze studie VÚV T. G. M. (NESMĚRÁK, 2009) při vyhotovení metodiky zpracování dat potřebných pro sestavení modelů současného stavu v rámci vodohospodářského plánování byly zjišťovány vztahy mezi látkovým odnosem a průtokem. V rámci datových souborů České republiky bylo zjištěno, že za nízkých hodnot průtoku (zastoupených do hodnoty Q₁₈₀) je možné proměnné nelineárně korelovat a to podle rovnice exponenciály (16). Hodnoty látkového odnosu pro charakteristické měsíční průtoky byly odvozeny touto nelineární regresí, viz obrázek č. 22.

Obrázek č. 22: Příklad nelineární regrese při hodnotách průtoku menších než Q_{180} u profilu ZPPOv016



Obrázek č. 23: Příklad lineární regrese při středních hodnotách průtoku v rozmezí intervalu minimálního Q_{mes} a maximálního Q_{mes} u profilu ZPTLu002.

Poznámka: Exponenciála spočtena z hodnot nízkých průtoků do hodnoty Q_{180} leží v celém průběhu pod regresní přímkou



U nízkých průtoků bylo předpokládáno, že na vnosu znečištění do vodního toku se podílejí téměř výhradně bodové zdroje znečištění. Hodnoty koncentrací pro nízké průtoky jsou vyjádřeny exponenciálou konkávního tvaru, jelikož je předpokládáno, že přísun bodových zdrojů do toku je konstantní. Jestliže se zvýší průtok, látkový odnos se relativně sníží vzhledem k procesu ředění a samočištění odpadní vody.

$$LO_{BZ} = B \cdot 10^{\frac{K}{Q}} \quad (16)$$

Kde:

B, K ... koeficienty získané iterační optimalizační metodou součtu nejmenších čtverců odchylek vypočtených hodnot od reálných měření pomocí nástroje Řešitel obsaženého v sadě doplňků pro program MS Excel

▪ Vyhodnocení normálních průtoků

Ze všech záznamů byly uvažovány pouze hodnoty spadající do intervalu mezi nejmenším a největším charakteristickým měsíčním průtokem. Díky tomuto zjednodušení byly z dat vyloučeny extrémní hodnoty připadající pro vysoké průtoky, které v mnoha případech řádově převyšovaly ostatní hodnoty. Podle metodiky VÚV T. G. M. bylo prokázáno, že vztah závislosti hodnot látkového odnosu na okamžitém průtoku je popsán lineární korelací a data pro zbylé charakteristické měsíční průtoky mohou být doplněna pomocí rovnice regresní přímky:

$$LO_{vše} = A \cdot Q + B \quad (17)$$

Kde:

$LO_{vše}$... celkový látkový odnos z mezipovodí

Q ... okamžitý průtok v době měření

A, B...koeficienty získané iterační optimalizační metodou součtu nejmenších čtverců pomocí nástroje Řešitel obsaženého v sadě doplňků pro program MS Excel.

U normálních průtoků byl předpokládán vliv nebodových (plošné a difúzní) zdrojů spolu s vlivem bodových zdrojů znečištění.

▪ Porovnání správnosti dat a výpočtů

Aby korelované hodnoty byly obrazem reality, bylo nutné zaručit, aby exponenciála vytvořena výše popsanou nelineární korelací v celém svém průběhu nepřesáhla ani neprotnula regresní přímku, viz Obrázek č. 4b. Tato zásada vychází z logického předpokladu (18), že jestliže se při hodnotách nízkých průtoků do Q_{180} z největší části projevuje vliv bodových zdrojů, vliv nebodových neboli ostatních zdrojů nastává až po překročení hodnoty Q_{180} . V úseku normálních průtoků tedy látkový odnos tvoří znečištění ze všech zdrojů, které musí být větší nebo rovno znečištění z bodových zdrojů.

$$\begin{aligned} Q < Q_{180} \dots LO_{vše} &= LO_{BZ} \\ Q \geq Q_{180} \dots LO_{vše} &= LO_{BZ} + LO_{NBZ} \end{aligned} \quad (18)$$

Kde:

$LO_{vše}$...celkový látkový odnos

LO_{BZ} ...látkový odnos z bodových zdrojů znečištění

LO_{NBZ} ...látkový odnos z nebodových (plošných a difusních) zdrojů znečištění

▪ **Přepočet na charakteristické hodnoty měsíčních koncentrací**

Získané hodnoty látkového odnosu odvozené podle výše popsanych pravidel pro každou modelovanou látku byly přepočteny podle vztahů (16), (17) na hodnoty okamžitých koncentrací a uloženy do souhrnné databáze vstupních dat pro model MIKE Basin.

▪ **Výpočet koeficientu degradace**

Koeficient degradace **k** (rozkladu) látek ve vodním toku určuje koncentraci látky po průchodu daným úsekem při zohlednění procesu samočištění. Bezprostředně po vstupu látky do vodního prostředí jsou aktivovány samočisticí procesy, zejména oxidace organických látek. V dalším bodě je nutno zmínit procesy denitrifikace, na kterých se podílejí nitrifikační bakterie, sorpce na dnové a břehové sedimenty a další fyzikální či biochemické procesy, které mohou mít za důsledek výrazný pokles koncentrace látky na výstupu z úseku vodního toku. Model MIKE Basin umožňuje několik způsobů, jak pohlížet na transport látky v toku. Nejjednodušší možností je konzervativní transport, při kterém se nepředpokládají žádné látkové změny v průběhu toku. Při simulaci modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy byla zvolena metoda rozkladu látek pomocí kinematiky prvního řádu, která předpokládá rozklad vstupujících látek podle délky úseku **L**, doby zdržení **Tr**⁷⁴ a koncentrace látky při vstupu do vodního toku od uživatele **X**. Hodnoty koncentrací jsou přepočteny pomocí koeficientu degradace látek v toku. Odvozením koeficientu degradace látek ve vodním úseku pro modelování pomocí nástroje MIKE Basin v prostředí povodí ČR se zabýval NESMĚRÁK, (2009) a TACHECI, (2009).

Pro bilancování kvality vody v prostředí MIKE Basin byla zvolena jednoduchá aproximace pomocí diferenciální rovnice kinematiky prvního řádu, která předpokládá snížení koncentrace látky v čase podle určitého koeficientu degradace:

$$\frac{dX}{dt} = -k_x \cdot X \quad (19)$$

Kde:

X ... koncentrace látky na vstupu do vodního toku

t ... čas zdržení v úseku

k_x ... koeficient degradace látky x

⁷⁴ Residence Time [hod]

Pro modelování změny látky v konkrétním úseku toku navrženém pro stavbu modelu současného stavu povodí Olšavy lze nahlížet na proces rozkladu následujícím způsobem uvedeným ve vztahu:

$$X_{(Tr)} = D_{(X)} \cdot X_{(0)} \quad (20)$$

Kde:

$X_{(0)}$...množství látky v toku na začátku sledovaného úseku v čase t_0 [g/s]

$X_{(Tr)}$...množství látky v toku na konci sledovaného úseku v čase t_1 [g/s]

D_x ...míra snížení množství látky podél úseku (degradace) za čas t [-]

Míra snížení množství látky podél úseku D_x je obecně závislá na řadě parametrů a veličin⁷⁵. Způsob výpočtu D_x je určen charakterem konkrétní řešené látky a tím, které reakce jsou do schematizace modelu zahrnuty. V rámci řešeného projektu byly vzhledem k rozsáhlým datovým souborům a velikosti území voleny co možná nejjednodušší aproximace. Pro výpočet parametru D_x pro každý říční úsek (river reach) a pro látky BSK₅, CHSK_{Cr}, N-NH₄, P_{Celk} byla použita rovnice (21), popisující rozpad látky v čase na základě koeficientu degradace.

$$D = e^{-K_x \frac{Tr}{24}} \quad (21)$$

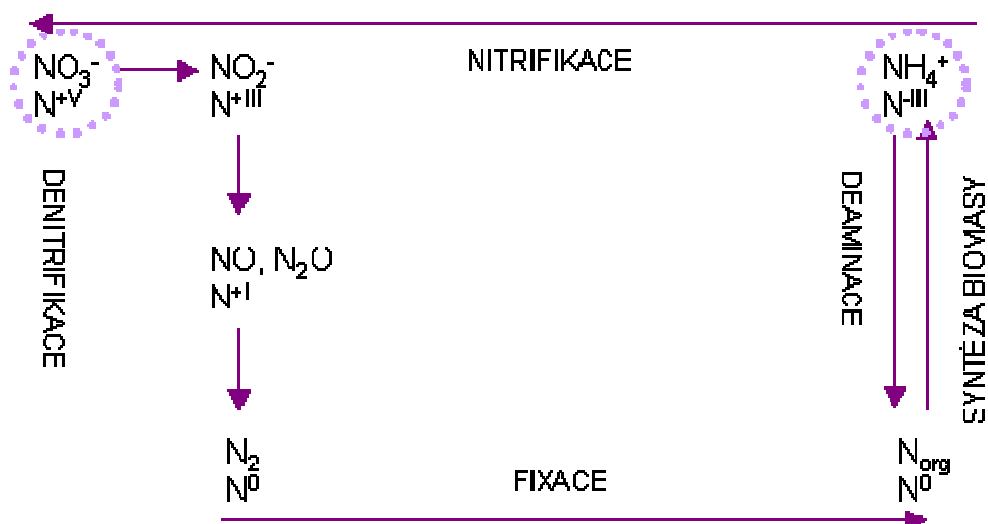
Kde:

K_x ...koeficient degradace látky X při teplotě 20°C za 1 den

T_r ...střední doba dotoku od vstupu látky po výstup ze sledovaného úseku [den]

Pro tuto zjednodušenou schematizaci bylo nutno přijmout řadu předpokladů. Látky vůči sobě nejsou provázány a jsou uvažovány jako samostatné veličiny podléhající rozkladným procesům nezávisle na sobě. Ve skutečnosti je však hodnota N-NH₄, provázaná s ukazatelem množství organických biochemicky oxidovatelných látek BSK₅, jelikož právě některé organické látky inhibují proces rozkladu (oxidace) N-NH₄, odborně nazývaný nitrifikace (PITTER, 1990). V případě dusičnanového dusíku N-NO₃ již nebylo možné proces nitrifikace zanedbat, jelikož oxidace organicky vázaného dusíku či N-NH₄ a přechodného stádia procesu nitrifikace N-NO₂ je hlavním zdrojem N-NO₃ (Obr. 24). Přesto však nesmíme opomenout splach ze zemědělských ploch ošetřených dusíkatými hnojivy jako další významný zdroj N-NO₃.

⁷⁵ Například teplota vody, charakter toku, průtok, atd.



Obrázek č. 24: Procesy biochemické přeměny dusíku v povrchových vodách
 Poznámka: Upraveno podle PITTER, 1990

Diferenciální rovnice rozkladu dusíku ve formě N-NO₃ má potom následující tvar:

$$\frac{dNO_3}{dt} = K_{NH_4} \cdot NH_4 - K_{NO_3} \cdot NO_3 \quad (22)$$

kde:

K_{NH_4} ... koeficient nitrifikace při 20°C [1/d]

K_{NO_3} ... koeficient denitrifikace při 20°C [1/d]

NO_3 ... množství N-NO₃

NH_4 ... množství N-NH₄

Pokud vyjádříme množství látky N-NO₃ na konci určitého úseku toku obdobně jako ve výše uvedené obecné rovnici (20) dostaneme následující vztah:

$$NO_3(t) = D \cdot NO_3(0) \quad (23)$$

Podle NESMĚRÁKA, I., 2009 lze aproximovat (při uvažování procesů nitrifikace i denitrifikace) hodnotu D jako:

$$D = e^{-K_{NO_3} \frac{Tr}{24}} + \frac{NH_{4(Tr)}}{NO_{3(0)}} \cdot R \quad (24)$$

Kde pro **R** pro modelování kvality vody pomocí nástroje MIKE Basin platí vztah

$$R = \left(e^{K_{NH_4} \frac{Tr}{24}} - 1 \right) \cdot \left(a \cdot K_{NH_4} \cdot K_{NO_3}^2 + b \cdot K_{NH_4} \cdot K_{NO_3} + c \cdot K_{NO_3}^2 + d \cdot K_{NO_3} + i \cdot K_{NH_4}^2 \cdot K_{NO_3} + g \cdot K_{NH_4}^2 + h \cdot K_{NH_4} + f \right) \quad (25)$$

Kde:

K_{NO_3} ... koeficient denitrifikace

K_{NH_4} ... koeficient nitrifikace

$NH_{4(t)}$... tok látky N-NH₄ v čase t (na konci úseku)

$NO_{3(0)}$... tok látky N-NO₃ v čase 0 (na počátku úseku)

a, b, c, d, f, g, h, i ... koeficienty polynomu

Rozborem dat pro řešení úkolů modelování kvality vody v rámci ČR byly nalezeny vhodné hodnoty koeficientů polynomu (NESMĚRÁK, TACHECÍ, P., 2009):

$$a = 0.02527, b = -0.06923, c = 0.11363, d = -0.45709, f = 1.0000, g = 0, h = 0, i = 0.$$

Konkrétní způsob výpočtu byl rovněž převzat z metodiky navržené NESMĚRÁKEM, (2009). Jelikož hodnota koeficientu je odlišná v případně bodových a nebodových zdrojů znečištění, je nutné se těmito typům věnovat zvlášť. Pro nebodové zdroje, jak již bylo zmíněno, bylo využito látkového odnosu pro nízké průtoky do hodnoty Q_{180} . V prvním kroku byl vypočten procentuelní zbytek po samočištění podle vztahu:

$$PZS_{BZ} = 10^{K/Q} \quad (26)$$

Kde:

K ... koeficient získaný nelineární korelací závislosti koncentrace látky na příslušném průtoku

Pomocí hodnoty PZS_{BZ} je dále odhadnut průměrný koeficient degradace K_{Tr} pro průměrnou dobu zdržení Tr pro úsek nad profilem měření kvality vody.

$$K_{Tr} = \log \left(\frac{1}{PZS_{BZ}} \right) \quad (27)$$

▪ Výpočet doby zdržení

Pro výpočet podle uvedených rovnic je nutno odhadnout střední dobu zdržení látky v každém úseku. Ta je závislá na řadě veličin popisujících charakter a zejména hydraulické vlastnosti koryta. Pro zjednodušení byly uvažovány pouze základní charakteristiky střední rychlosti proudění vody v_{st} , která v sobě zahrnuje i parametry omočený obvod, hydraulický poloměr či drsnostní parametry, a délka úseku L .

$$Tr = \frac{L}{v_{st}} \quad (28)$$

Kde:

v_{st} ... střední rychlost proudění [$km \cdot hod^{-1}$]

L ... délka úseku [km]

Délka úseku L byla odvozena z mapových podkladů ZABAGED a schematizována pomocí vytvořených vodních úseků (river reach) v prostředí MIKE Basin. Jedinou neznámou v rovnici zůstává střední rychlost proudění v_{st} . Vzhledem k omezené možnosti přiřadit právě jednu hodnotu střední rychlosti proudění celému úseku vodního toku je nutné volit úseky co nejvíce homogenní a hodnotu v_{st} co nejvíce reprezentativní. Pro přehled jsou uvedeny způsoby výpočtu střední rychlosti proudění podle KEMEL, KOLÁŘ, (1985) vyžadující různou náročnost vstupních dat, ze kterých byl vzhledem k rozsáhlosti modelovaného území zvolen způsob druhý a to vzhledem k faktu, že hodnoty charakteristických průtoků Q_{char} se pohybují v oblasti středních a nižších průtoků. Empirický vztah závislosti střední rychlosti proudění na průtoku v daném úseku byl odvozen pomocí rovnice (32). Střední rychlost proudění bylo nutné odhadnout pro skupiny podobných úseků⁷⁶. Hodnoty byly odvozeny na základě terénního měření na reprezentativních profilech OL1 – OL10 v povodí Olšavy v rámci projektu COST 634 On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion. Terénně naměřené profilové charakteristiky a hodnoty střední rychlosti proudění byly vztaženy k charakteristickým měsíčním hodnotám průtoků vstupujících do modelu MIKE Basin, jejichž stanovení je popsáno výše. Plocha průtočného profilu byla rovněž získána terénním měřením.

$$1) \quad v_{st} = f(Q) \quad (29)$$

Pro tento vztah je možno využít předpokladu, že

$$v_{st} = Q \cdot A^{-1} \quad (30)$$

Kde:

A...plocha průtočného profilu [m²]

$$2) \quad \text{Chézyho rovnice}$$

$$v_{st} = c \cdot \sqrt{R \cdot I} \quad (31)$$
$$R = A/O$$

Kde:

c...Chézyho rychlostní součinitel

R...hydraulický poloměr

O...omočený obvod průtočného profilu

I...podélný sklon hladiny

⁷⁶ Jednotlivé hlavní toky byly rozděleny na horní, střední a dolní části, pro každou část byla vypočtena střední rychlost proudění a přiřazena ke všem úsekům vodních toků zahrnutých v dané části.

3) Chézyho-Manningova rovnice

$$v_{st} = \frac{1}{n} \cdot R^{\frac{1}{6}} \cdot \sqrt{R \cdot I} \quad (32)$$

Kde:

n ... Manningův součinitel drsnosti

Manningův součinitel drsnosti byl zvolen 0,022 vzhledem k jemnozrnnému dnovému materiálu a vyrovnanému charakteru z velké části upravených toků.

4) Podle Strickera je Chézyho-Manningova rovnice obohacena o koeficient drsnosti dna koryta, který ve svém výpočtu zahrnuje i velikost zrna substrátu:

$$v_{st} = k_s \cdot R^{\frac{2}{3}} \cdot \sqrt{I} \quad (33)$$

$$k_s = \frac{21,1}{\sqrt[6]{d_s}}$$

Kde:

k_s ... koeficient drsnosti koryta

d_s ... průměr zrna

5) Další podrobnější postupy lze nalézt v obsáhlé řadě hydraulické literatury. V práci však nebyly dále uvažovány.

4.1.3 Zpracování dat uživatelů

Ve zkoumaném povodí je evidováno podle databáze Integrovaného registru znečištění 46 významných případů vypouštění do vodního toku a 9 odběrů vody z vodního toku. Každý záznam disponuje charakteristickými měsíčními hodnotami vypouštěného či odebíraného množství vody. Většina záznamů informuje o koncentracích vybraných látek v jednotkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V některých případech tato informace buď zcela, nebo zčásti chybí. Potom je nutná aproximace kvality vody odvozením od jiného uživatele podobného typu nebo vyloučení uživatele z výpočtu látkového odnosu pro daný úsek.

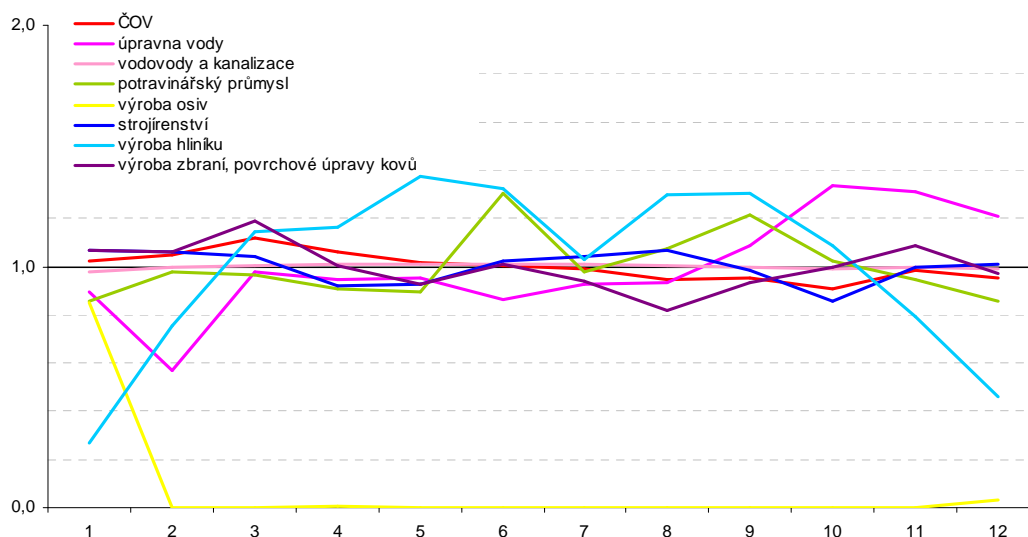
Tabulka č. 12: Rozvrhnutí množství vypouštěné odpadní vody do jednotlivých měsíců v průměrném roce podle kategorií uživatelů zhotovených podle číselníku OKEČ

Kategorie		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	počet												
ČOV	8	1,02	1,04	1,12	1,06	1,02	1,00	0,99	0,94	0,95	0,91	0,98	0,96
koupaliště	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,81	2,22	4,97	0,00	0,00	0,00
Potravinářský průmysl	2	0,86	0,98	0,97	0,91	0,90	1,30	0,98	1,07	1,22	1,02	0,94	0,86
Strojírenství	1	1,07	1,06	1,04	0,92	0,93	1,03	1,04	1,07	0,98	0,86	1,00	1,01
únik	2	0,61	0,68	0,61	1,01	0,90	0,83	0,64	0,34	1,46	2,20	1,61	1,10
úpravna vody	2	0,89	0,57	0,98	0,95	0,95	0,86	0,93	0,93	1,09	1,34	1,31	1,21
Vodovody a Kanalizace	26	0,98	1,00	1,00	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,00	0,99	1,00	0,99
výroba hliníku	1	0,27	0,75	1,15	1,16	1,38	1,32	1,03	1,30	1,30	1,09	0,79	0,46
výroba osiv	1	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Výroba zbraní, povrchové úpravy kovů	2	1,07	1,06	1,19	1,00	0,93	1,01	0,94	0,82	0,93	0,99	1,09	0,97

Jednotlivé záznamy uživatelů byly hodnoceny po skupinách s podobným zaměřením inspirovanými číselníkem OKEČ. Bylo sestaveno 10 skupin, ze kterých nejpočetnější je skupina vodovody a kanalizace a následně ČOV (Tab. 12). V povodí se nacházejí zdroje znečištění pocházející z potravinářského průmyslu, které mohou vodní tok ohrozit organickým znečištěním a strojírenský průmysl spolu s výrobou hliníku a povrchovými úpravami kovů mohou být podstatným zdrojem specifického znečištění, toxických látek či těžkých kovů. Roční variabilitu vypouštění podle jednotlivých skupin znečišťovatelů nastiňuje i obrázek č. 25. Důležitý je sezónní chod vypouštění ČOV, kdy v zimních a jarních měsících je vypouštění co se týče kvantitativního hlediska nadprůměrné naopak v letních měsících podprůměrné.

Obrázek č. 25: Rozvrhnutí množství vypouštěné odpadní vody do jednotlivých měsíců v průměrném roku.

Poznámka: Ze všech charakteristických hodnot měsíčních průměrů vypouštěného množství byla vypočtena střední hodnota (aritmetický průměr). Tato hodnota byla uvažována za 1 (odpovídá 100%) a k ní byly vztaheny charakteristické měsíční hodnoty. Pokud se křivka nachází pod přímkou určenou pořadnicí 1, jedná se o podprůměrné vypouštění, nachází-li se nad hodnotou 1, měsíc, kterému úsek křivky připadá, byl nadprůměrný.



4.1.4 Schematizace nádrží

Pro správnou simulaci nádrží modelovacím nástrojem MIKE Basin je zapotřebí velmi detailního popisu funkce a řídicího systému nádrže. Pro účely diplomové práce a pro bilancování současného stavu kvality vody, kde nejsou nádrže detailně hodnoceny, je možné zvolit ze dvou postupů. Prvním postupem je připojit v místě nádrže uživatele, kterému budou přiřazeny charakteristické hodnoty totožné s vypouštěním z nádrže. Další možností je přiřadit úseku toku, ve kterém se nádrž nachází, dlouhou dobu zdržení řádově týdny až měsíce⁷⁷. Tak se zaručí dostatečná doba potřebná pro samočisticí procesy. Dále je nutné do spodní části daného úseku připojit tzv. schematického uživatele, který bude odebírat množství vody, které vznikne záporným rozdílem přítoku do nádrže a odtoku podle rovnice:

$$SCHE = ODTOK - PŘÍTOK \pm UŽIVATEL \quad (34)$$

Kde:

SCHE ... schematický uživatel

ODTOK ... průtok na výpusti z nádrže

PŘÍTOK ... průtok na přítoku do nádrže

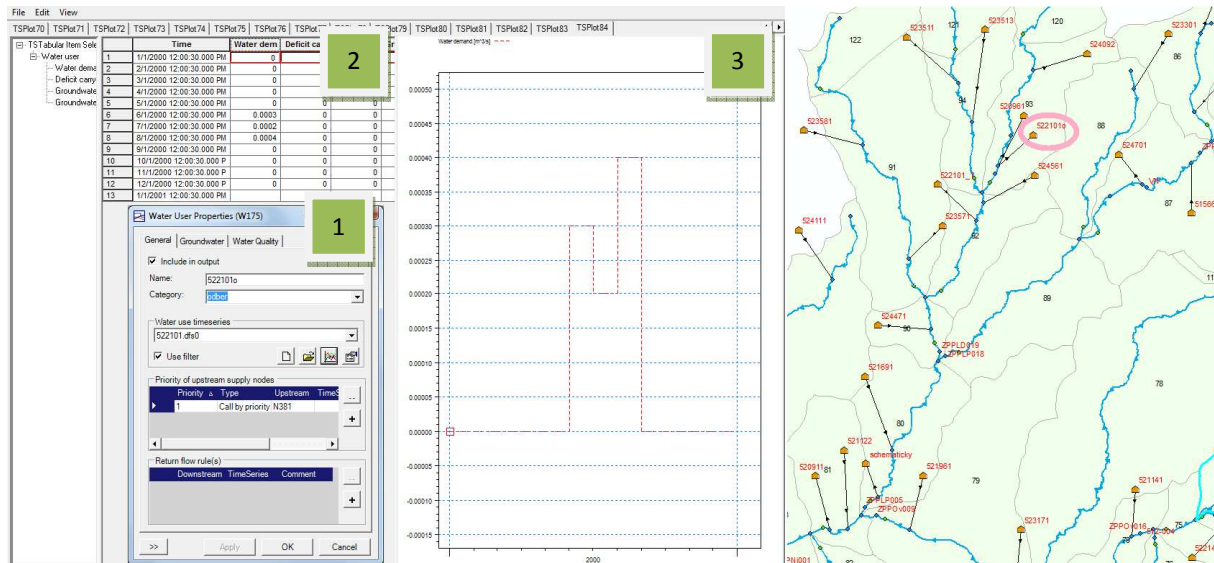
UŽIVATEL ... vypouštění a odběry všech uživatelů připojených na těleso nádrže

⁷⁷ Doba zdržení je buď známa, nebo je možné pro tyto účely vypočítat na základě poměru známých přítoků a odtoků z nádrže.

Pro každý profil podle struktury znázorněné obrázkem č. 20 byli určeni uživatelé, kteří přímo spadají pod vodní úseky bezprostředně nad profilem. V dalším kroku byly vypočítány látkové odnosy podle rovnice (15). Hodnoty látkových odnosů uživatelů ležících nad určitým profilem byly sečteny a byly vytvořeny bilance množství a látkových odnosů⁷⁸. Vypočtené bilance sloužily jako vstup z bodových zdrojů do profilů měření kvality vody a posloužily k výpočtům koeficientů degradace. Pro každého uživatele byly v nástroji MIKE 11 vytvořeny časové řady ve formátu .dfs0 vypouštěného (odebíraného) množství [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$] a jednotlivých koncentrací modelovaných látek [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]. Dále byla pro každého uživatele zadána priorita zásobení, podíl zpětného odtoku a podíl zásobení z podzemní vody (Obr. 27). Kvůli nedostatečným informacím o režimu vypouštění od uživatelů byl ke každému subjektu pro každý měsíc zadán 100% podíl zpětného odtoku⁷⁹. Ze stejného důvodu byl zadán i 100% podíl odebíraného množství z podzemní vody. Tím bylo dosaženo toho, že uživatel vypouštění odpadních vod byl považován za kladný vstup do bilance množství vody a uživatel odběru jako záporný vstup neboli výstup. V modelu současného stavu již nebyly řešeny otázky, jak se voda dostane k uživateli vypouštění a co se s vodou stane po odběru, jelikož jsou pro konkrétní cíle modelu nepodstatné. V několika případech byla řešena situace, že uživatelé odebírají vodu ze stejného uzlového bodu. U těchto uživatelů bylo nutné zadat sadu parametrů, které řeší situace nedostatku vody pro potřeby všech uživatelů, kdy je nutné odběry řídit předepsanými pravidly. Rozlišují se výlučné a sdílené priority uživatelů. V případě striktní priority odběru platí, že v říčním uzlu s více odběrateli má uživatel s nejvyšší lokální prioritou právo na odběr v plné výši a teprve pak může začít s odběrem uživatel s nižší prioritou. Pro tyto případy je vhodné zadat i minimální průtok, jako limitní hodnotu průtoku po odebrání vody. Jestliže je hodnota minimálního průtoku vyšší než aktuální průtok v bilančním výpočtu, uživatel nebude zásoben vodou bez ohledu na jeho prioritu. V případě sdílené priority odběru platí, že každý z uživatelů v daném uzlu má právo alespoň na omezené množství vody. Je zásoben částí průtoku a absolutní množství vody, které je k dispozici, závisí na aktuálním průtoku v odběrném bodě.

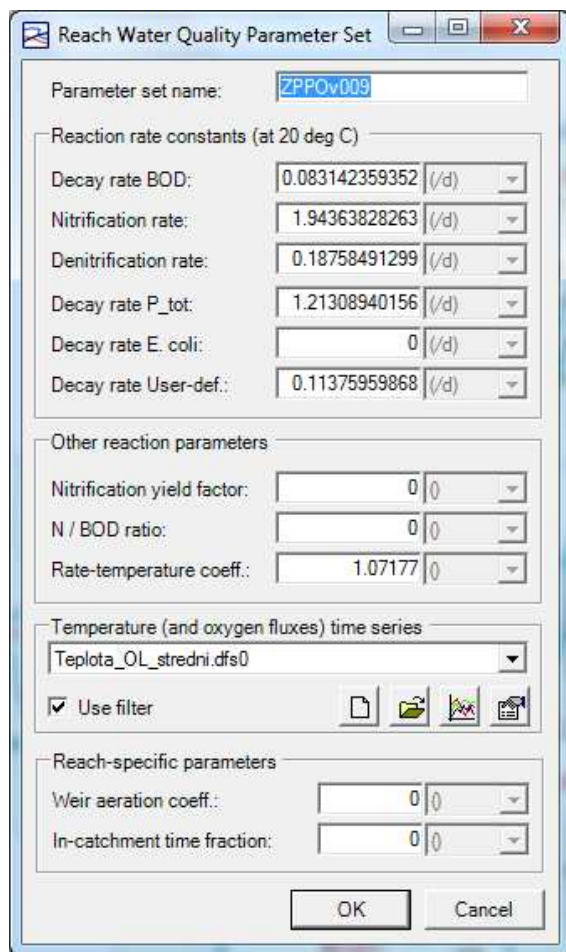
⁷⁸ Bilance množství se skládá ze vstupů...Vypouštění a výstupů...Odběry

⁷⁹ Voda, která se vrátí po využití zpátky do toku



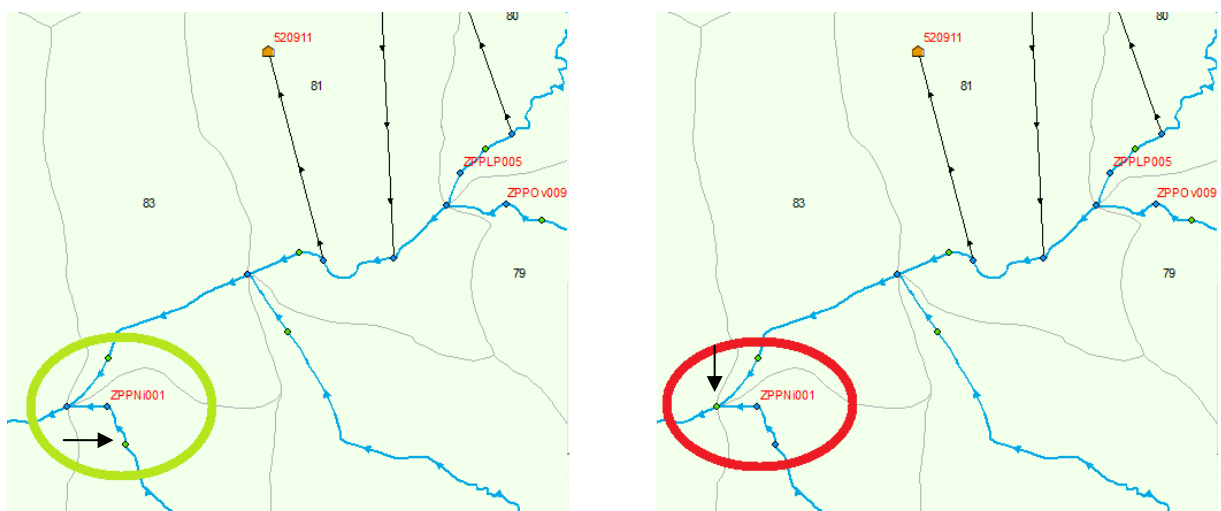
Obrázek č. 27: Dialogové okno Vlastnosti uživatele (1), časová řada vypouštěného množství (2) a graf jejího průběhu (3)

Jednotlivé vodní úseky byly roztrženy do sedmi kategorií podle příslušnosti k určitému povodí nebo podle podobnosti s jiným povodím. Pro každou kategorii byla počítána časová řada střední rychlosti proudění a průměrné hloubky v proudnici pro každý měsíc. Jako vstupní data posloužily terénní měření 10 profilů Olšavy a nejvýznamnějších přítoků a charakteristické měsíční průtoky. Každému vodnímu úseku příslušejícímu do dané kategorie byla přiřazena časová řada střední doby zdržení T_r podle vztahu (27). Délka úseku byla vygenerována jako jedna z vlastností stavebního prvku MIKE Basin. Dále bylo nutné zadat časovou řadu teploty vody. Kvůli nekonzistenci podkladových dat byly vybrány dvě nejvíce charakteristické časové řady pro dolní Olšavu v profilu Kunovice a pro střední Olšavu v profilu Uherský Brod. Konkrétnímu úseku byla zadána časová řada dolního profilu. Koeficienty degradace látek pro střední dobu zdržení byly vypočteny pro každý profil monitoringu kvality vody. MIKE Basin umožňuje uložit sadu parametrů pod tzv. „model kvality vody (WQ model)“, který je přiřazován jednotlivým úsekům vodních toků či kanálům (Obr. 28).



WQ Modelu je možné přiřadit libovolný počet úseků vodních toků. Úseky byly přiřazeny vždy k WQ modelu vypočtenému pro dolní profil. Do dialogů vlastnosti povodí byly zadány časové řady specifických odtoků a specifických látkových odnosů z mezipovodí. Bylo vycházeno z jednoduchého předpokladu, že znečištění a specifický odtok, které nejsou důsledkem vypouštění a odběrů jsou důsledkem přítoku z mezipovodí. Hodnoty byly bilančně odvozeny pomocí známých profilů měření a přiřazeny vždy pro povodí nad profilem. Vzhledem k tomu, že znečištění a specifický odtok z mezipovodí je vždy započítán až v uzlovém bodě povodí, je nutné umístit tyto uzlové body vždy nad profil měření (Obr. 29).

Obrázek č. 28: Dialogové okno vlastnosti modelu kvality vody sestaveného podle dat profilu ZPPOv009 (střední tok Olšavy před soutokem s Luhačovickým potokem)



Obrázek č. 29: Správné versus špatné umístění uzlového bodu povodí

Po naplnění modelu všemi potřebnými daty a ověření správnosti všech použitých pravidel bylo možné spustit první simulaci.

4.1.6 Využití nástroje Load Calculator pro výpočet odtoku z mezipovodí

Nástroj Load Calculator je přidavným prvkem prostředí MIKE Basin. Umožňuje modelovat vliv plošných zdrojů na kvalitu vody v povodí. Výstup ve formě časových řad specifického látkového odnosu lze aplikovat jako vstupní data do ostatních modelovacích prostředků řady MIKE. Nástroj se skládá ze tří částí. V první části je volen typ znečištění mezi „hnojení“, „stavy hospodářských zvířat“, „počet obyvatel“ a „využití území“. Data jsou zadávána ve formě polygonové vrstvy s přidávanými atributy. V prvním kroku je zapotřebí zadat charakteristické koncentrace připadající na jednoho obyvatele, jeden kus dobytka, jeden hektar orné půdy a podobně. Tyto koeficienty jsou obecně známy, kromě koeficientů zachycujících látkový odnos z různě využívaného území. Ty je nutné odvodit či získat kalibrací pomocí známých hodnot specifického látkového odnosu. Dále je nutné zadat řadu koeficientů, podle kterých bude počítána degradace látek při jejich transportu k vodnímu toku. Tyto koeficienty závisí na vzdálenosti subjektu od toku a na řadě půdně hydrologických, sklonitostních, vegetačních a dalších faktorů. Pro správné sestavení fungujícího modelu je nezbytné disponovat kvalitními daty pro kalibraci a je zřejmé, že není možné dále použít výsledky jednotlivých případových studií, které jsou úzce spjaty s konkrétním územím.

V případě druhé variantní simulace vlivu změn krajinného pokryvu na kvalitu vody v povodí Olšavy byly koeficienty nakalibrovány pomocí již odhadnutého specifického látkového odnosu z mezipovodí. Byly zvoleny nejvhodnější charakteristická povodí, jejichž nakalibrované koeficienty byly implementovány a validovány v ostatních dílčích povodích za použití předpokladu, že procesy, které řídí transport látek do toku, jsou homogenní v celém regionu povodí Olšavy.

4.1.7 Kalibrace a validace modelu

Pro kalibraci modelu současného stavu byly využity charakteristické měsíční hodnoty průtoků a koncentrací v monitorovacích profilech. Pro validaci byl zvolen rok 2006, jelikož disponoval nejvíce homogenními daty bez výrazných extrémů u téměř všech měrných profilů (kromě 4012, ZPPLP018). Kalibrace i validace proběhla podle kritéria indexu účinnost modelu Nash-Sutcliff běžně využívaného v hydrologické praxi (MCCUEN a kol., 2006).

$$E_f = 1 - \frac{\sum_i^n (Y_{oi} - Y_{mi})^2}{\sum_i^n (Y_{mi} - \bar{Y}_m)^2} \quad (35)$$

Kde:

Y_{oi} ... Znamé naměřené hodnoty

Y_{mi} ... Modelované hodnoty

Pro kalibraci koeficientů změn koncentrací při transportu plošného znečištění v modulu Load Calculator byl zvolen polygon povodí Nivničky, ve kterém se nachází obec Nivnice s živočišnou i rostlinnou produkcí, viz tabulka č. 13 a pro validaci nakalibrovaných koeficientů polygon povodí nad profilem ZPPOv009, do kterého územně spadá zemědělský podnik ZD Nezdenice. V povodí nad profilem ZPPOv009 byl zjištěn vysoký podíl látkového odnosu z nebodových zdrojů.

Tabulka č. 13: Detailní informace o hospodaření podniku ZAS⁸⁰ Nivnice a ZD⁸¹ Nezdenice

Podnik	Obec	Živočišná výroba	Stavy	Rostlinná výroba	Výměry [ha]
ZAS Nivnice	Nivnice			Obiloviny	769
		Skot	1500	Pícniny	344
		Prasata	1600	Olejniny	215
				Kukuřice	387
ZD Nezdenice	Nezdenice	Skot	100	Obiloviny	305
				Olejniny	100

Postupy vyhotovení podkladů pro jednotlivé variantní simulace jsou popsány v následující kapitole.

⁸⁰ Zemědělská akciová společnost Nivnice

⁸¹ Zemědělské podílnické družstvo Nezdenice

4.1.8 Definice simulačních scénářů

Jak je zmíněno v úvodní části práce, scénáře byly navrženy v rámci konceptu udržitelného rozvoje tak, aby byly reálné jak z ekonomického, tak environmentálního hlediska. První scénář se zabýval bodovými zdroji. Vzhledem k tomu, že většina bodových zdrojů evidovaných v IRZ spadá do kategorie komunálních odpadních vod, opatření bylo voleno tak, aby postihlo právě tuto skupinu zdrojů znečištění. Vstupem do EU se Česká republika mimo jiné zavázala k implementaci rámcové směrnice o vodní politice WFD EC 60/2000. Její součástí je i nařízení o nakládání s odpadními vodami. Obce nad 2000 EO⁸² by měly mít vyřešené čištění odpadních vod a obce nad 5000 EO spadající pod zranitelné oblasti by měly zavést terciární stupeň čištění (odstranění nutrientů z odpadních vod). V sousedním Bavorsku jsou čištěny terciárním způsobem vody obcí nad 5000 EO a to odstraněním N a nad 10 000 EO odstraněním P z vypouštěných vod (JEDLITSCHKA, 2006). Podobné iniciativy jsou ve všech zemích střední Evropy včetně České republiky. Jelikož podstatná část obcí povodí Olšavy spadá pod kategorii obcí menších než 2000 EO, bylo uvažováno zavedení čištění odpadních vod všem obcím již nad 1000 EO, které jsou evidované jako uživatelé vody v IRZ. Pro tyto obce bylo zjištěno, kolik procent obyvatel je napojeno na systém ČOV. Zbýlý podíl trvale žijících obyvatel byl uvažován pro aplikaci opatření. Pro zasažené uživatele byla vytvořena nová časová řada formátu .dfs0 s hodnotami ukazatelů BSK₅ zmenšenými o 87% a CHSK_{Cr} zmenšenými o 81%. Efektivita čištění byla odvozena z údajů o pražské ČOV. Pro obce nad 5000 EO byla uvažována efektivizace odstranění nutrientů z odpadních vod s efektivitou 70%. Výzkumná zpráva VÚV T. G. M. (ROSENDORF a kol., 1998) uvádí, že pro ČOV, které nebyly původně navrženy pro odstraňování nutrientů z odpadních vod je reálná efektivita zavedení tohoto způsobu čištění velmi nízká (30%). Dále zpráva uvádí efektivitu jednotlivých větších ČOV v povodí Moravy, která se pohybuje v rozmezí 50-85%. Hodnota 70% byla tedy zvolena záměrně pro zřetelnější výsledky navrhovaného opatření.

Pro druhé opatření byly uvažovány plošné zdroje znečištění a to konkrétně vliv změny využití území na výslednou kvalitu vody v povodí. Vzhledem ke změnám využití ploch v území, které byly zaznamenány v rámci databáze CORINE Land Cover mezi roky 1990 a 2000 a znamenaly hlavně převedení ploch orné půdy do kategorie trvalé travní porosty, bylo voleno opatření, které navazuje na tento vývoj. V případové studii vlivu změn krajinných ploch na výslednou kvalitu vody ve Walesu (EVEN a kol., 2007) byly zjištěny, patrné změny již po zatravnění okrajových částí vybraných polí. Tyto zatravněné pásy mohou nadále posloužit původnímu majiteli jako pastvina pro hospodářská zvířata. V rámci konceptu udržitelného rozvoje byla tato varianta uvažována za přijatelnou. V databázi MOS (CZSO, 2010) byly zjištěny úhrny jednotlivých ploch podle způsobu využití. Z těchto absolutních úhrnů byl vypočten relativní podíl na celkové ploše obce. Ze všech obcí byly zvoleny ty, které leží v nejvíce postižených oblastech v severní části povodí (Ludkovický a Luhačovický

⁸² Ekvivalentních obyvatel

potok), v povodí Holomni a na horním toku Olšavy včetně přítoků Kladenka a Koménka. V rámci nástroje Load Calculator byl zahrnut počet obyvatel, kteří nespádají pod systém vodovodů a kanalizací a ČOV (ty jsou zahrnuty v bodových zdrojích). Dále byla vytvořena vrstva znečištění z hospodářských zvířat (podle stavů zjištěných terénním výzkumem) a ty byly přepočteny na ekvivalentní znečištění podle RITTER, SHIRMOHAMMADI (2001), viz kapitola 2. Poslední skupinou znečištění je vrstva Land Use, která byla vytvořena jako speciální případ skupiny Livestock. Každému typu půdy byly zadány váhy (70% orná půda, 20% trvalé travní porosty a 10% orná půda). Největším problémem bylo zvolení koeficientů přepočtu znečištění, které se dostane do vodního toku. Ty byly nakalibrovány na povodí Nivničky (obec Nivnice) s velkým podílem orných ploch a validovány v polygonu obce Nezdenice na horním povodí Olšavy, ve kterém se rovněž nachází zemědělská výroba. V jednotlivých obcích byly nadále měněny podíly ploch podle způsobu využití.

5. Výsledky

Jak již bylo zmíněno v kapitole 3, ke kalibraci modelu posloužily vypočtené charakteristické hodnoty průměrných měsíčních koncentrací a průtoků v měrných profilech kvality vody v povodí Olšavy. Nejprve proběhla simulace bilance vody tak, že byl znepřístupněn WQ modul. Hodnoty modelovaného průtoku v uzlových bodech vodního toku byly porovnávány s vypočtenými charakteristickými hodnotami měsíčních průtoků pomocí kritéria Nash-Sutcliffe. Koncentrace kvality vody byly počítány v každém uzlovém bodě vodního toku a pro každý vodní úsek pomocí zadaného specifického látkového odnosu z mezipovodí a koncentrace látek od uživatele. Tyto hodnoty byly vyděleny příslušným specifickým odtokem z mezipovodí a příslušnými hodnotami vypouštěného množství od uživatele, které závisí mimo jiné na množství vody, které je k dispozici před a po odběru a na prioritě zadané v dialogu vlastnosti uživatele viz Obrázek č. 27. Po ověření správnosti bilance kvality vody mohl být spuštěn WQ modul pro simulaci kvality vody v uzlových bodech. Hodnoty byly opět porovnány s charakteristickými hodnotami měsíčních koncentrací v uzlových bodech monitoringu podle kritéria Nash-Sutcliffe.

Tabulka č. 14: Ověření správnosti modelovaných hodnot po procesu kalibrace podle kritéria koeficientu efektivity modelu Nash-Sutcliffe

Profil	Q	BSK ₅	N-NH ₄	N-NO ₃	P _{celk}	CHSK _{Cr}
512-004	1.000	0.998	1.000	1.000	1.000	0.999
512-021	1.000	0.959	0.931	0.780	1.000	0.994
ZPPNi001	1.000	0.928	0.935	0.996	0.988	0.984
ZPPLP017	1.000	0.937	0.665	0.968	0.981	0.946
ZPPLP018	0.933	1.000	1.000	1.000	1.000	0.999
ZPPLD019	0.939	0.927	0.999	0.991	0.999	0.916
ZPPLP005	0.979	0.960	0.991	0.403	0.770	0.981
ZPPOv016	0.827	0.990	0.999	0.866	0.928	0.858
ZPPOv009	0.955	0.998	0.932	0.998	0.998	0.998
4012	0.960	0.882	0.962	0.727	0.970	0.951
4011	0.792	0.975	1.000	0.991	0.996	0.849
1175	0.987	0.783	0.924	0.926	0.978	0.967

Kalibrace byla prováděna úpravou koeficientů degradace k_t a koeficientu přepočtu na požadovanou teplotu **RateCorr**. Bylo zjištěno, že při daných teplotách obzvláště v chladných měsících dochází k malé míře degradace. Hodnoty vypočteného specifického látkového odnosu z mezipovodí musely být upraveny, jelikož pro primární výpočet, který určoval pouze řádové rozmezí hodnot, nebyl započten proces degradace látek. Nejprve byla kalibrována povodí v horních úsecích toku, později bylo přistoupeno ke kalibraci středních a dolních toků. Aby hodnoty korespondovaly s reálnými měřeními, musel být u některých parametrů pro některé měsíce v místech profilů středního a dolního toku Olšavy (ZPPOv016, ZPPOv009, 4012, 4011, 1175) a dolního toku Luhačovického potoka (ZPPLP005) zadán specifický látkový odnos z mezipovodí jako nulový. Jednalo se hlavně o parametry dusíku N-NH₄ a N-

NO_3 , které jsou kvůli inverzním procesům nitrifikace a denitrifikace, kdy dusík přechází z jedné formy na druhou, negativně korelovány. Koeficienty degradace byly vzájemně porovnávány na základě předpokladu homogenních procesů v územích s podobnými geografickými faktory.

U Nivničky (ZPPNi001) nakonec nebyl v horních úsecích zadán specifický látkový odnos z mezipovodí, jelikož hodnoty, které byly dopočteny pro střední úsek, jsou značně navýšeny, díky přítomnosti velkokapacitního zemědělského podniku ZAS Nivnice, který se nachází v bezprostřední blízkosti toku a kvalitářského profilu monitoringu. Stejný postup byl zvolen i při kalibraci profilu Koménka (512-004). Spodní tok je také zatížen zvýšenou zemědělkou výrobou. I po řádné kalibraci vycházely příliš vysoké koncentrace N-NO_3 , vzhledem k degradaci N-NH_4 , které musely být sníženy. Problém s N-NH_4 a N-NO_3 nastal i při kalibraci toku Kladenka (512-021). V případě Luhačovického potoka musely být poupraveny vstupy uživatelů, jejichž umístění je v bezprostřední blízkosti kvalitářského profilu. Aby vycházela hydrologická bilance, vstupy některých málo vodných měsíců⁸³ musely být sníženy. Pro úseky, na kterých se nachází vodní nádrž, byly zvoleny delší doby zdržení (100 hodin). Tím byl pro potřeby modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy dostatečně popsán vliv vodní nádrže na horním toku. Způsobů, jak detailně popsat vodní nádrž na toku je více. Problematika je nastíněna v kapitole č. 3. Zvolený postup byl doporučen pracovníky DHI Prague Office, kteří se podobnými úlohami zabývají. Problematikou byla kalibrace profilu při ústí Luhačovického potoka, kde vycházela záporná bilance specifického odtoku, která musela být upravena přidáním schematického uživatele. Schematický uživatel musel být přidán i na úseku, na kterém leží vodní nádrž Luhačovice, Ludkovice a Bojkovice. Schematičtí uživatelé zde nahrazují rozdíl mezi přítokem a vypouštěním vodní nádrže.

⁸³ Srpen, září, říjen, listopad

Z modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy byly zjištěny podíly bodových a nebodových zdrojů na celkové koncentraci jednotlivých látek v uzlových bodech toků náležících profilům měření (Tab. 15), podle jednoduchého předpokladu (36).

$$LO_{\text{vše}} = LO_{\text{BZ}} + LO_{\text{NBZ}} \quad (36)$$

Tabulka č. 15: Podíl plošných zdrojů na celkových koncentracích jednotlivých látek v měrných profilech kvality vody odvozený z modelu současného stavu povodí Olšavy

Poznámka: Podíl 100% znamená, že záznamy evidovaných uživatelů nad profilem neobsahují informace o hodnotách koncentrací daných látek. Nevíme ale již, zda vody jimi vypouštěné nejsou zatíženy znečištěním těmito látkami, či zda tato informace jednoduše chybí. Tyto hodnoty tedy nelze považovat za směrodatné.

Podíl 0% znamená, že při kalibraci byly zjištěny příliš velké podíly bodových zdrojů. Vysoké koncentrace z bodových zdrojů mohly být způsobeny chybou nebo nedostatečným podchycením roční variability vypouštěných koncentrací od jednotlivých uživatelů.

Profil	BSK ₅ %	N-NH ₄ %	N-NO ₃ %	P _{celk} %	CHSK _{Cr} %
512-004	97.73	100.00	100.00	100.00	98.99
512-021	87.50	62.05	65.58	100.00	95.73
ZPPNi001	71.94	81.03	98.10	95.60	92.99
ZPPLP017	26.43	47.08	86.79	87.26	81.65
ZPPLP018	99.49	93.42	59.11	61.36	85.37
ZPPLD019	90.21	93.63	96.67	99.29	91.89
ZPPLP005	49.90	62.01	52.20	66.59	68.22
ZPPOv016	15.37	96.80	55.38	54.93	33.23
ZPPOv009	50.86	0.00	2.44	23.95	47.06
4012	76.14	15.21	13.81	31.69	45.00
4011	9.79	0.00	9.90	3.89	63.35
1175	63.92	40.80	44.79	57.30	49.18
Celkem⁸⁴	67.27	61.80	63.54	73.06	74.83

⁸⁴ Hodnoty byly vypočteny jako vážený průměr, kdy vahou byla plocha dílčího povodí (mezipovodí) připadajícího jednotlivým profilům.

5.1 Model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy

Po dokončení kalibrace a její validace na datové sadě roku 2006 byl model považován za funkční model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy. Obsahuje informace o 46 uživatelích vody v povodí (Obr. 30). Pro každého je k dispozici časová řada vypouštěného množství a koncentrací, pojmenovaná podle ID uživatele. Povodí je rozčleněno na 38 dílčích území, která ústí do uzlových bodů povodí. Pro každé dílčí povodí je zadán specifický látkový odnos z mezipovodí, podle kterého se v simulaci počítají výsledné koncentrace v uzlovém bodě povodí, kde jsou přidány koncentrace přinesené v příslušném vodním úseku. Důležitým limitujícím faktorem modelu je již zmíněná skutečnost, že navýšení o specifický látkový odnos z mezipovodí probíhá až v uzlovém bodě povodí, nikoli po celém průběhu vodního úseku, jak by bylo přirozené. Tento limitující faktor je nutno zaregistrovat při vizuálním hodnocení jednotlivých grafických výstupů. Model současného stavu nabízí možnost prozkoumat libovolně zvolené uzlové body vodního toku a to hlavně v místech, kde neexistují žádná data o monitoringu. Při zhotovení výstupů je možné použít celou řadu statistických vyhodnocení, která budou prezentována pro zvolené kategorie stavebních prvků, v požadovaném časovém intervalu či jakkoliv agregována. Pro potřeby vodohospodářského plánování jsou možnosti poskytované nástrojem Layer Presentation naprosto dostačující a velmi přínosné. Dalším možným výstupem je animace, kdy se po zadání délky času mezi jednotlivými snímky zobrazí celá sekvence ustálených bilancí. Snímky jsou měněny automaticky či na liště nástroje Animation Wizard libovolně uživatelem. Tím je možné efektivně porovnávat jednotlivé charakteristické měsíce mezi sebou.

Pro model současného stavu byla zvolena vizualizace všech modelovaných látek najednou, podle tříd kvality vody I-V. normy ČSN 75 2112. Snížená přehlednost tohoto zobrazení je vyvážena komplexností náhledu na jednotlivé vodní úseky. Spěšným zhlédnutím jednoho obrázku je možné určit výslednou kvalitu vody a analyzovat vztahy mezi jednotlivými látkami. Pro doplnění vizualizace koncentrací kvality vody byl zvolen parametr specifický odtok z mezipovodí, který udává informaci o vodnosti daného měsíce a uvádí do problematiky hodnocení vlivu plošných zdrojů znečištění.

Nejlepší podmínky v povodí z hlediska kvality vody nalezneme v zimě, kdy u řady uživatelů vůbec nedochází k vypouštění do vodního toku, a na druhé straně průtoky vypočtené z monitorovacích profilů poukazují na průměrné srážkové úhrny. Koncentrace látek jsou obecně nižší, ale kvůli parametru přepočtu teplotní korekce (**RateCorr**) dochází k podstatnému zmenšení koeficientů degradace k_t a k malé míře degradace látek v podélném profilu toku. Zajímavé je srovnání prosincových a lednových hodnot. Na horních tocích je patrný značný vliv nevodových zdrojů, jejichž látkový odnos je navýšen v období ledna, kdy je specifický odtok z mezipovodí větší. Zejména podstatný je tento jev v povodí toku Holomňa, kde přínos znečištění z mezipovodí způsobuje zařazení do IV. – V. třídy kvality

vody z hlediska ukazatelů BSK₅, NH₄ a P_{celk}, jejichž průměrné hodnoty byly v celém povodí kladně korelovány s podílem orné půdy. Průměrné hodnoty CHSK_{Cr} a NO₃ pro jednotlivá dílčí povodí neprokazují korelační vztah s podílem žádného z typů půd.

V jarních měsících je obecně nejvyšší specifický odtok z mezipovodí (obzvláště v březnu). Přesto je březen nejlépe hodnoceným měsícem z hlediska kvality vody. Dalo by se to vysvětlit odlišným složením vody z jarního tání a sezonalitou vypouštění některých uživatelů, jejichž nejvyšší úhrny vypouštění jsou zaznamenány v letních měsících. V dubnu již začíná být znatelný přínos látek z mezipovodí, který narůstá po celé vegetační období a opadá až v prosinci. Na přínos látek z mezipovodí jsou obecně citlivé oblasti Ludkovického a Luhačovického potoka a dále pak horní tok Olšavy, Holomňa a Vlčnovský potok. Vysoké hodnoty znečištění Bánovského potoka jsou nesporně ovlivněny doposud nezavedeným systémem ČOV pro obec s 2148 obyvateli. Obec Vlčnov rovněž spadá do kategorie obcí, pro které bylo v 1. variantě simulováno opatření efektivizace nakládání s odpadními vodami.

V letních měsících se již naplno projevuje vliv veškerých bodových i nebodových zdrojů znečištění. Nízké hodnoty specifického odtoku z mezipovodí naznačují podle EVEN, S., a kol., 2007 vyšší podíly bodových zdrojů a menší množství vody pro proces ředění vypouštěných odpadních vod. Tento jev se projevuje hlavně ve vodních úsecích, které se nacházejí bezprostředně za vypouštěním z komunálních zdrojů či ČOV⁸⁵. Tok Nivnička, kde bylo předpokládáno velké znečištění zemědělskou výrobou, kupodivu udržuje koncentrace všech modelovaných látek po celé období ve vyhovující I. – III. třídě. Vysoké koncentrace vodních úseků Ludkovického potoka jsou do jisté míry způsobeny přítomností velkokapacitního kravína Zálesí a.s a jiných zemědělských subjektů.

V posledním hodnoceném období podzimu stále převažují vyšší koncentrace v některých úsecích. Září je nejvíce vodným měsícem období. Látkový odnos z mezipovodí je však relativně nízký obzvláště v předešlých měsících v postižených oblastech Ludkovického potoka. Pravděpodobně by se to dalo vysvětlit menším přísunem hnojiv na konci vegetativního období a odstraňováním biomasy ze zemědělských ploch. Podle hodnot o vypouštění uživatelů bylo zjištěno, že skupina uživatelů ČOV, vodovody a kanalizace vykazuje mírnou sezonalitu, co se týče objemu vypouštěné vody. V podzimních měsících jsou obecně vypouštěny podprůměrné hodnoty objemu vody od uživatelů. Rovněž nedochází k větším odběrům. Vodní toky mají tedy větší vodnost a samočisticí procesy díky příznivým teplotám vyšší intenzitu.

⁸⁵ Důkazem tohoto tvrzení je Bánovský a Vlčnovský potok.

Pro validaci modelu současného stavu posloužily časové řady roku 2006. Tento rok byl v časovém intervalu mezi lety 2000-2007 nadprůměrně vodným se značně nevyrovnaným odtokovým režimem, kdy více než 50% odtoku připadlo na zimní období. Vyšší koncentrace látek na dolním toku Olšavy jsou způsobené větším specifickým látkovým odnosem z mezipovodí (Obr. 31). Naopak nižší koncentrace na horních tocích jsou způsobeny vyššími hodnotami průtoků ve všech hodnocených měsících (Tab. 16).

Pomocí modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy byly simulovány dva návrhy opatření. Jeden se týkal omezení bodových zdrojů a druhý byl zaměřen na zdroje nebodové. U každého opatření byla snaha postihnout nejzávažnější problém v povodí a věnovat se hlavně nejvýznamnějším zdrojům znečištění. Opatření byla volena na základně konceptu udržitelného rozvoje. Není možné sestavit opatření, které by pro své ekonomické dopady nebylo realizovatelné. Proto ani efektivita daných opatření není větší než 10%. Pro zlepšení stavu kvality vody v povodí Olšavy by bylo nutné zvolit soubor drobných opatření, kdy každé z nich by se zabývalo odlišnými subjekty.

Obrázek č. 30: Model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy

Poznámka: Jednotlivé jakostní uživatele byly hodnoceny dohromady. Výsledná třída kvality vody podle normy ČSN 75 2112 náleží nejvyšší třídě mezi všemi ukazateli. Aby byla postihnuta sezonalita charakteristická pro období mezi roky 2000-2007, bylo zhotoveno 12 map pro 12 charakteristických měsíců. Podkladem hodnocených vodních úseků je vrstva s hodnotami specifického odtoku z mezipovodí, pomocí které lze vystihnout podmínky vodnosti jednotlivých měsíců.

Zdroje dat: Povodí Moravy s. p., IRZ, Pöyry Enviroment a.s., ČHMÚ, měření katedry fyzické geografie v rámci projektu COST 634 On- and Off-site Enviromental Impacts of Runoff and Erosion

Legenda:




Koncentrace zatříděné podle normy ČSN 75 7221

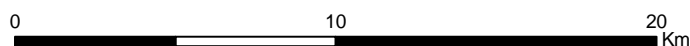
BSK5 (mg/l)	CHSK (mg/l)	N-NH4 (mg/l)	N-NO3 (mg/l)	Pcelk (mg/l)
I. (0.0 - 2.0)	I. (0.0 - 15.0)	I. (0,00 - 0,30)	I. (0.0 - 3.0)	I. (0.00 - 0.05)
II. (2.1 - 4.0)	II. (15.1 - 25.0)	II. (0.31 - 0.70)	II. (3.1 - 6.0)	II. (0.06 - 0.15)
III. (4.1 - 8.0)	III. (25.1 - 45.0)	III. (0.71 - 2.00)	III. (6.01 - 10.0)	III. (0.16 - 0.40)
IV. (8.1 - 15.0)	IV. (45.1 - 60.0)	IV. (2.01 - 4.00)	IV. (10.1 - 13.0)	IV. (0.41 - 1.00)
V. (více než 15.1)	V. (více než 60.1)	V. (více než 4.01)	V. (více než 13.1)	V. (více než 1.01)

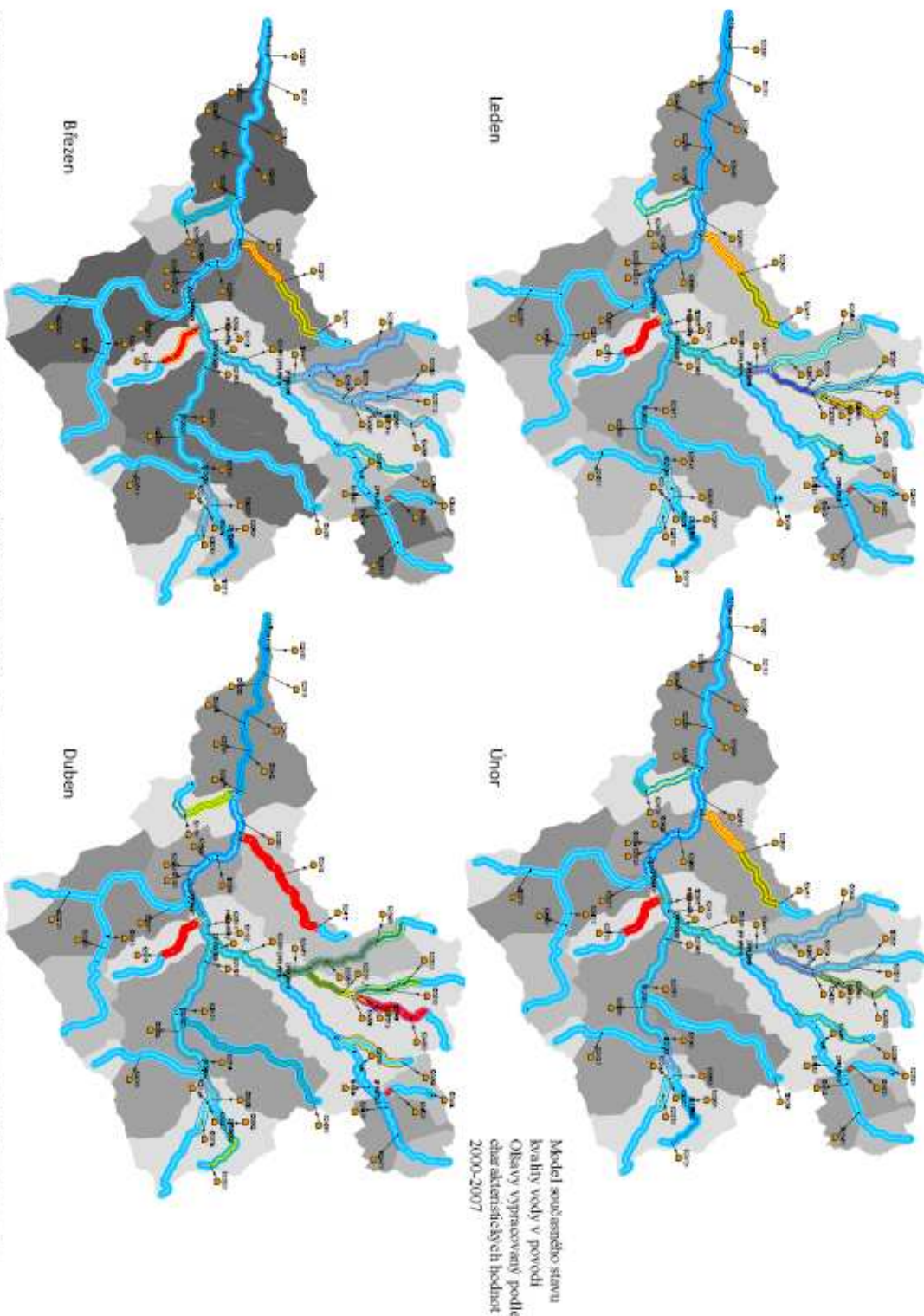
Odtok z mezipovodí (m³/s)

méně než 0,03
0,031 - 0,060
0,061 - 0,090
0,091 - 0,120
0,121 - 0,150
více než 0,151

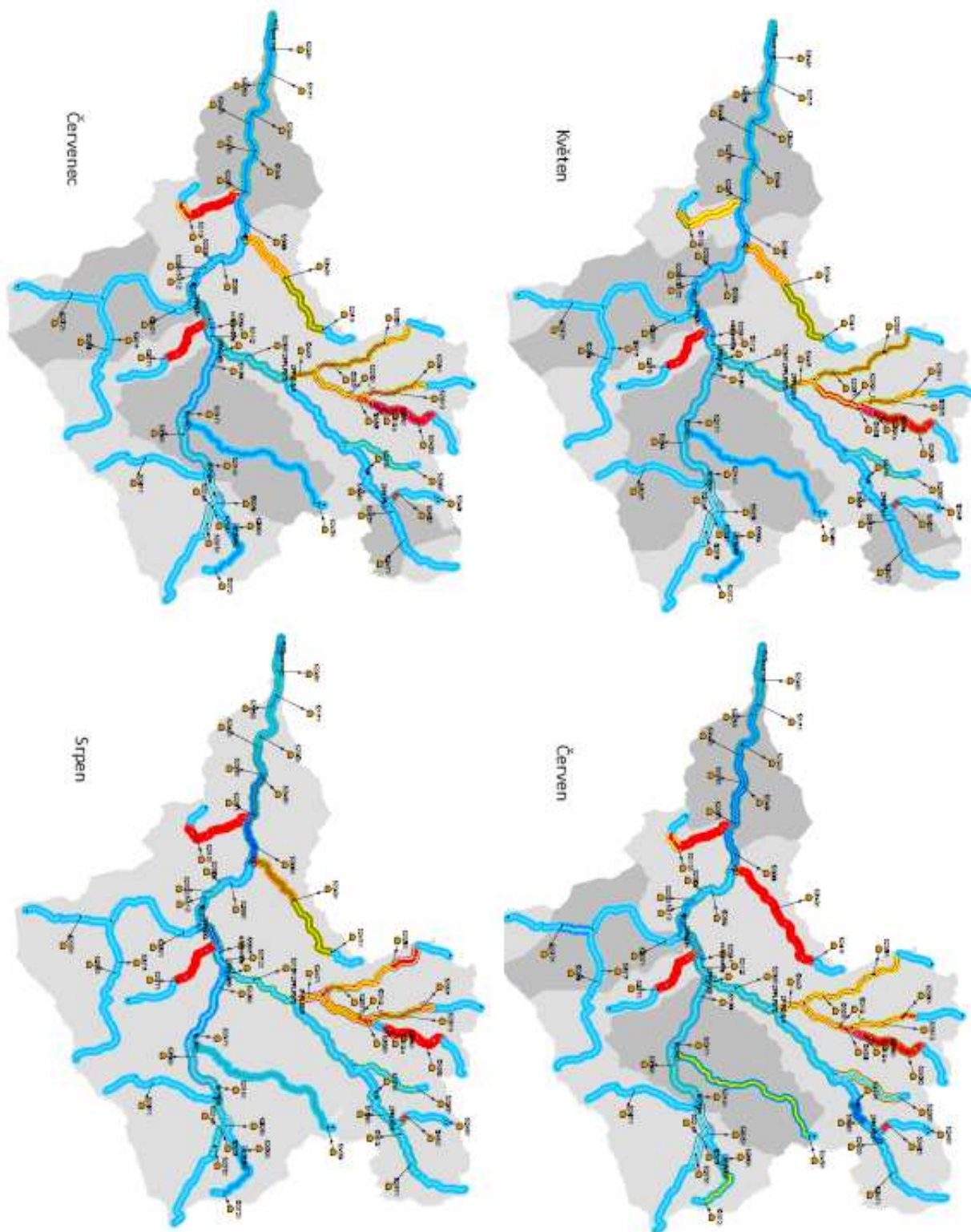
Stavební prvky modelu

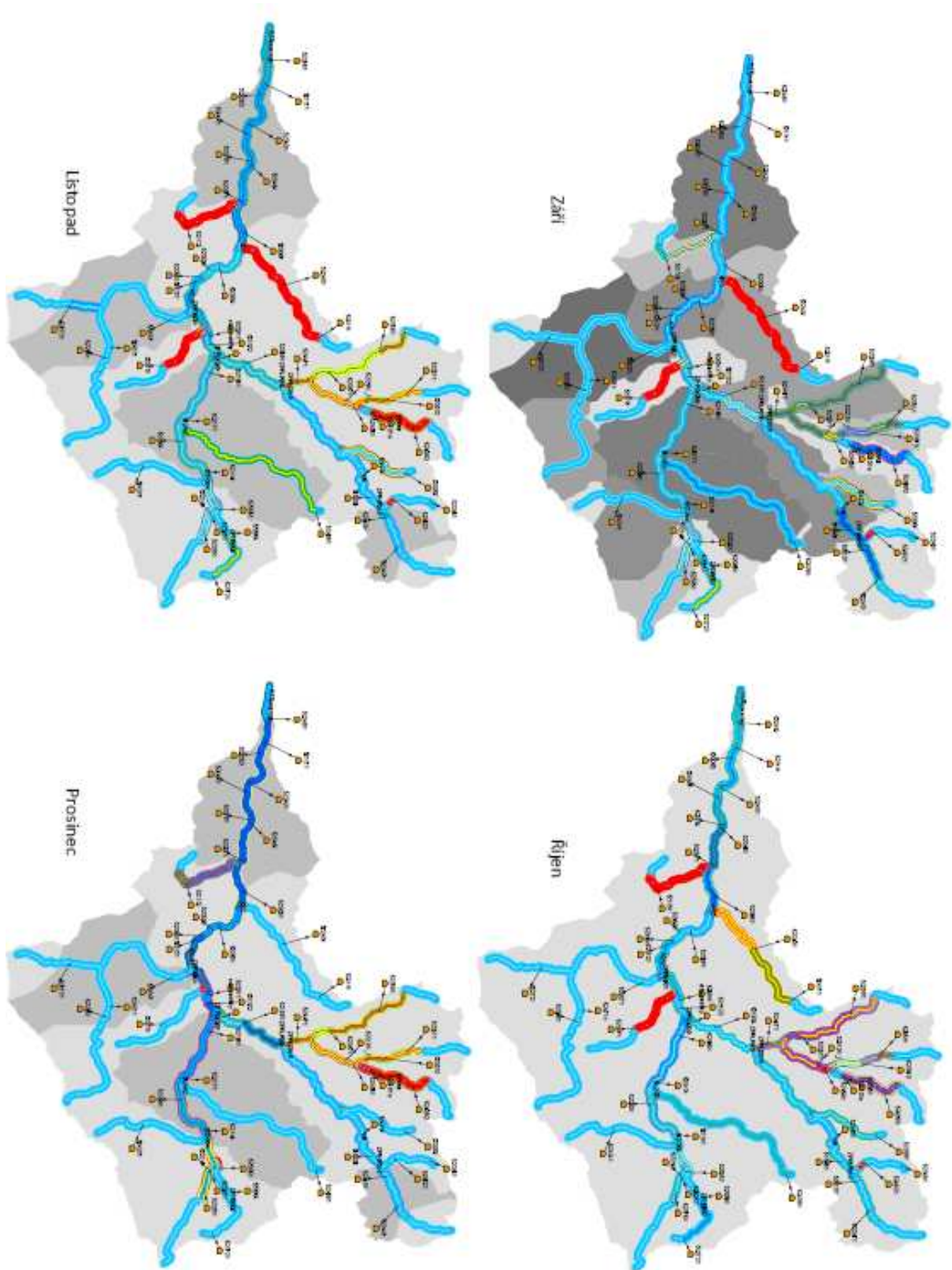
 Catchments
 Link Channel
 Water User



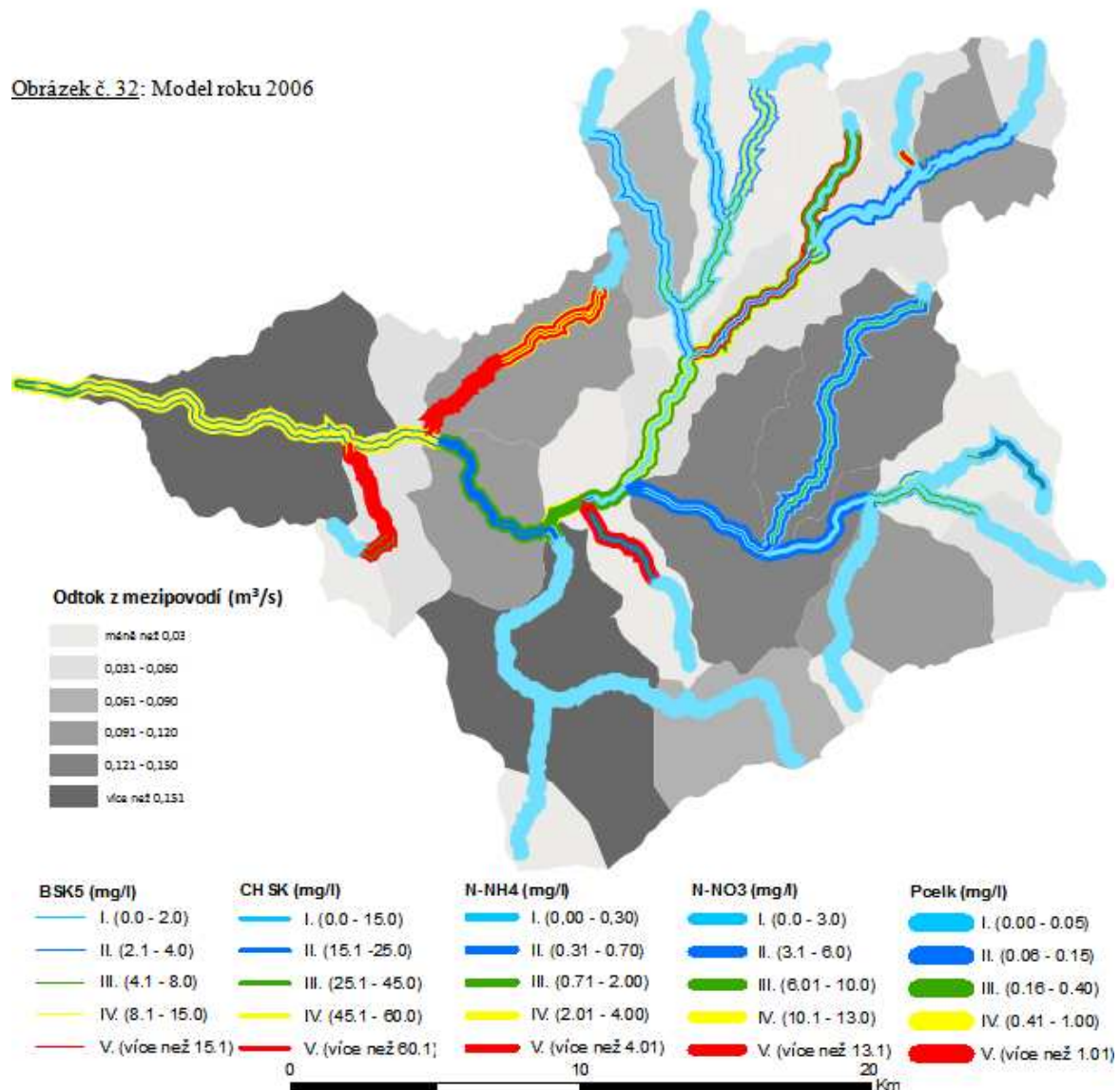


Model současného stavu zahrnuje informace o koncentracích látek BSK₅, CHSK_{Cr}, NH₄-N, NO₃-N a P_{tot} ve vodních úsecích povodí Olšavy pro každý charakteristický měsíční časový interval let 2000-2007. Intervaly koncentrací látek byly zvoleny tak, aby odpovídaly třídám uveřejněným v normě ČSN 75 7221 Jakost vody. Všechny ukazatele byly zobrazeny napříč. Výsledná třída kvality vody odpovídá třídě té linky, která je nejvyšší. Jitřními slovy, jedl pouze jeden ukazatel zařazen do například V, 8kv jakost vody, celý příslušný úsek bude rovněž zařazen do V. 8kv jakost vody. Vysoké hodnoty na horních tocích mohou být způsobeny nedostatečným ředěním kávy na horním toku. Tento problém je odstraněn přidáním specifického odtočku z mezipovodí v úzkém bodě povodí.



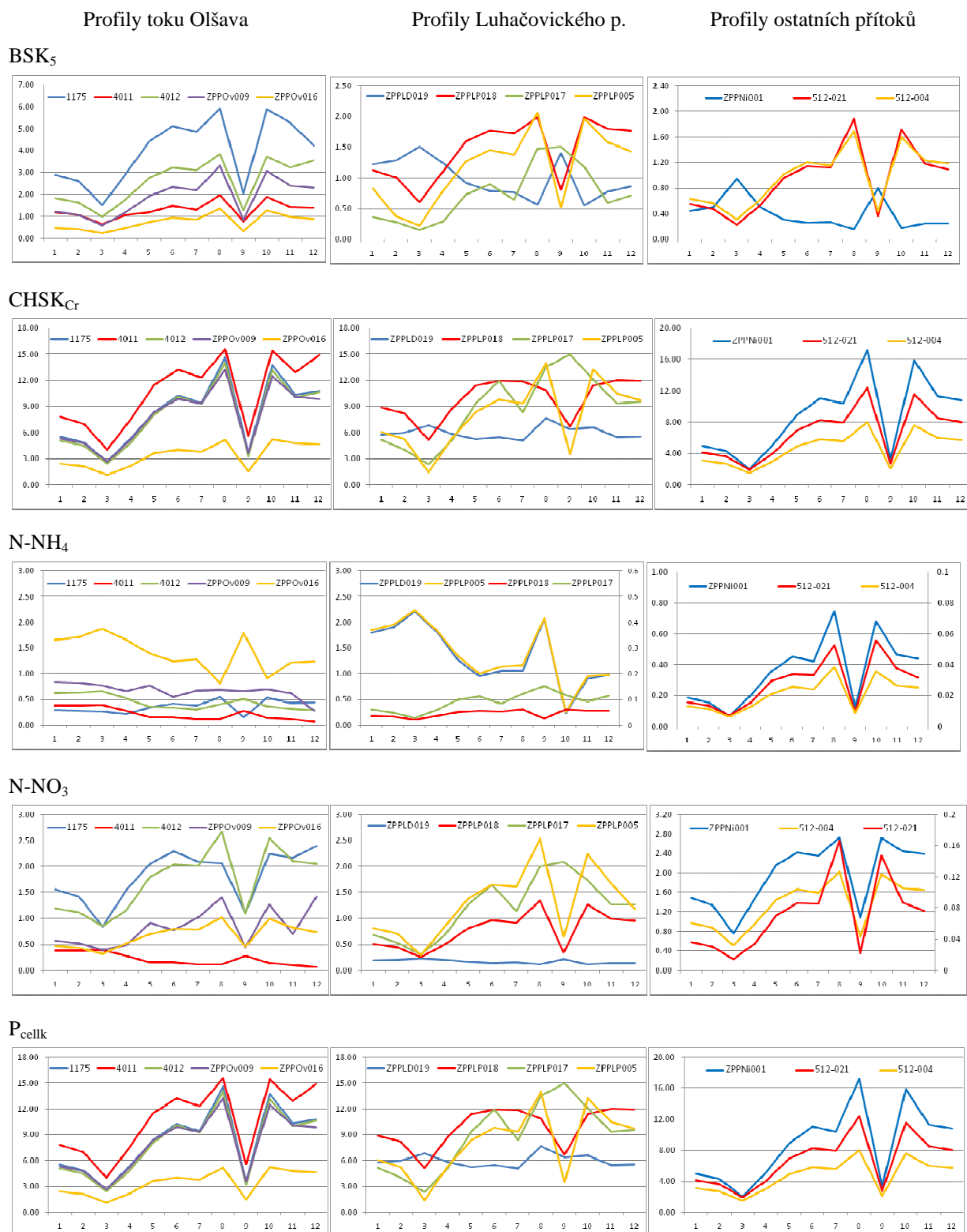


Obrázek č. 32: Model roku 2006



Tabulka č.16: Výsledné koncentrace modelu roku 2006 v závěrovém profilu 1175, který byl využit pro validaci modelu současného stavu povodí Olšavy

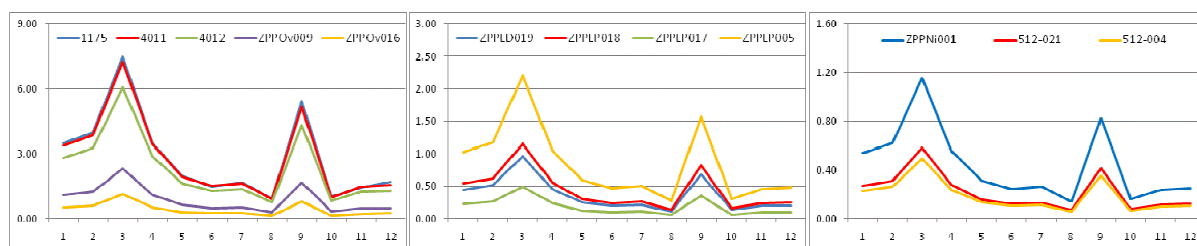
	BSK ₅	N-NH ₄	N-NO ₃	P _{calc}	CHSK _C	Q
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m ³ /s
Leden	2.9	0.3	1.6	0.2	5.5	5.8
Únor	2.6	0.3	1.4	0.2	4.9	11.5
Březen	1.5	0.3	0.8	0.1	2.7	4.1
Duben	2.9	0.2	1.5	0.2	5.4	2.2
Květen	4.4	0.3	2.1	0.3	8.4	4.8
Červen	5.1	0.4	2.3	0.3	10.3	2.5
Červenec	4.9	0.4	2.1	0.3	9.4	1.9
Srpen	5.9	0.6	2.1	0.3	14.6	3.0
Září	2.1	0.2	1.1	0.1	3.6	2.5
Říjen	5.9	0.5	2.2	0.3	13.7	2.0
Listopad	5.3	0.4	2.2	0.3	10.4	2.9
Prosinec	5.4	0.9	3.2	0.3	15.5	5.4
NASH-SUTCLIFF	0.88	0.85	0.92	0.87	0.92	
Podíl nebodových zdrojů [%]	63.9	40.8	44.8	57.3	49.2	



Obrázek č. 32: Sezonality koncentrací jednotlivých látek podle modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy

Poznámka: Pro profily Luhačovického potoka bylo v případě ukazatele N-NH₄ nutno využít vedlejší osy Y, na které jsou zobrazeny hodnoty profilů ZPPLP018 a ZPPLP017. Na vedlejší ose jsou zobrazeny i profily 512-521 a 512-004 v ukazateli N-NH₄ a 512-004 v ukazateli N-NO₃.

Sezonalita ročního chodu koncentrací v charakteristickém roce je způsobena nevyrovnaností odtokového režimu v průběhu roku, kdy po celý sledovaný časový interval převládá odtok v zimních a jarních měsících (Obr. 13). Také je způsobena režimem vypouštění jednotlivých uživatelů (Obr. 25). Další podstatnou složkou sezónního chodu koncentrací v toku je roční režim zemědělské výroby, podle které je rok rozdělen na vegetační období, na počátku kterého jsou na zemědělské plochy přidávána hnojiva a jiné chemické látky a během kterého rostliny využívají nutrienty obsažené v půdě a období mimo vegetační. Na konci vegetačního období dochází k rozkladu zbylé biomasy a opětovnému nárůstu organicky vázaného N a P. Mimo vegetační období jsou vegetací nekryté plochy více náchylné k erozi a tudíž je předpokládán větší látkový odnos převážně v podzimních měsících. Obrázek č. 32 naznačuje sezonalitu v jednotlivých profilech měření podle všech sledovaných ukazatelů. Největším problémem je určení, do jaké míry se projevuje zmíněná složka látkového odnosu z mezipovodí na výsledných koncentracích. Tyto hodnoty je možné pouze odhadovat na základě znalosti území a logických předpokladů. V případě ukazatele BSK₅ je téměř u všech profilů patrný nárůst koncentrací na počátku vegetačního období. Výrazné poklesy v charakteristickém měsíci březen a září jsou způsobené především nadprůměrnou vodností těchto měsíců v časovém intervalu mezi roky 2000-2007 (Obr. 33).



Obrázek č. 33: Sezonalita průtoků v jednotlivých profilech podle modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy

Profily ZPPLD019 a ZPPNi001 vykazují v ukazateli BSK₅ opačný chod. Jedná se o profily, nad kterými je vždy umístěno pouze horní povodí daného toku. Sezónní režim je tedy ovlivněn pouze podmínkami v povodí nad profilem. Oba dva profily se nacházejí v těsné blízkosti zemědělských podniků (ZAS Nivnice a Zálesí a.s.). Vzhledem k tomu, že v měsících březen a září koncentrace stoupají, dá se usuzovat, že znečištění je způsobeno hlavně odtokem z ploch, který je nejvyšší právě při nejvyšších hodnotách specifického odtoku. Záříjové hodnoty profilu ZPPLP017 rovněž naznačují pozitivní závislost na hodnotách specifického odtoku, takže se pravděpodobně jedná o vysoké koncentrace způsobené znečištěním ze zemědělských ploch. Ukazatel CHSK_{Cr}, který hodnotí především průmyslové a komunální zdroje znečištění vykazuje víceméně vyrovnaný chod ve všech ukazatelích, který negativně závisí na průtoku. To by odpovídalo převaze bodových zdrojů znečištění na hodnotách tohoto ukazatele. Výjimku tvoří opět profil ZPPLP017, jehož záříjové maximum poukazuje na znečištění z bodových zdrojů, které nejsou zahrnuty v databázi IRZ. Ukazatel N-NH₄ je vyšší v zimních a jarních měsících. Na počátku vegetačního období jeho koncentrace klesají a

v měsících září se opět projevuje vliv vysokého specifického odtoku. V podzimních měsících koncentrace opět rostou. Výjimku tomuto tvrzení tvoří profily umístěné na horních tocích, kde nalezneme opačný chod způsobený pravděpodobně bodovými zdroji znečištění z komunálních vod. Ukazatel N-NO₃ vykazuje opačný sezónní průběh než ukazatel amoniakálního dusíku. Ve vodách je obsažen hlavně kvůli rozkladu amoniakálního dusíku, jako produkt procesu nitrifikace. Koncentrace narůstají ve vegetačním období z části v důsledku bodových zdrojů znečištění a zajisté z části v důsledku rozkladu biomasy a přísunu hnojiv na bázi N a P. Stejný průběh vykazuje i ukazatel P_{celk}.

5.2 Návrh opatření: Zavedení efektivnějšího způsobu čištění odpadních vod

Při zkoumání struktury typů uživatelů vodních zdrojů v povodí Olšavy bylo zjištěno, že 74% evidovaných uživatelů spadá do kategorie vodovody a kanalizace či ČOV. Na uživatele ČOV lze ale pohlížet jako na speciální případ kategorie vodovody a kanalizace, jelikož, alespoň v případě uživatelů povodí Olšavy, se jedná výhradně o ČOV komunálních vod. ČOV průmyslových vod jsou zahrnuty v evidenci průmyslových uživatelů.

První opatření mělo za úkol omezit negativní vliv bodových zdrojů. Aby bylo dosaženo nejvýhodnějšího opatření v rámci konceptu udržitelného rozvoje, bylo předpokládáno pouhé zavedení základního způsobu čištění odpadních vod pro obce nad 1000 obyvatel a terciárního způsobu čištění pro obce nad 5000 obyvatel nacházejících se v oblastech vymezených jako zranitelné podle nitrátové směrnice Rady 91/676/EHS, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů. Opatření bylo inspirováno limitními hodnotami směrnice Rady 91/271/EHS, o čištění městských odpadních vod, pouze s tím rozdílem, že pro základní čištění odpadních vod byla zvolena hranice 1000 obyvatel. Je to vzhledem k tomu, že kategorie 2000-5000 obyvatel je v dotčených obcích v povodí zastoupena pouze sedmi sídly, ze kterých již řada disponuje vlastní ČOV.

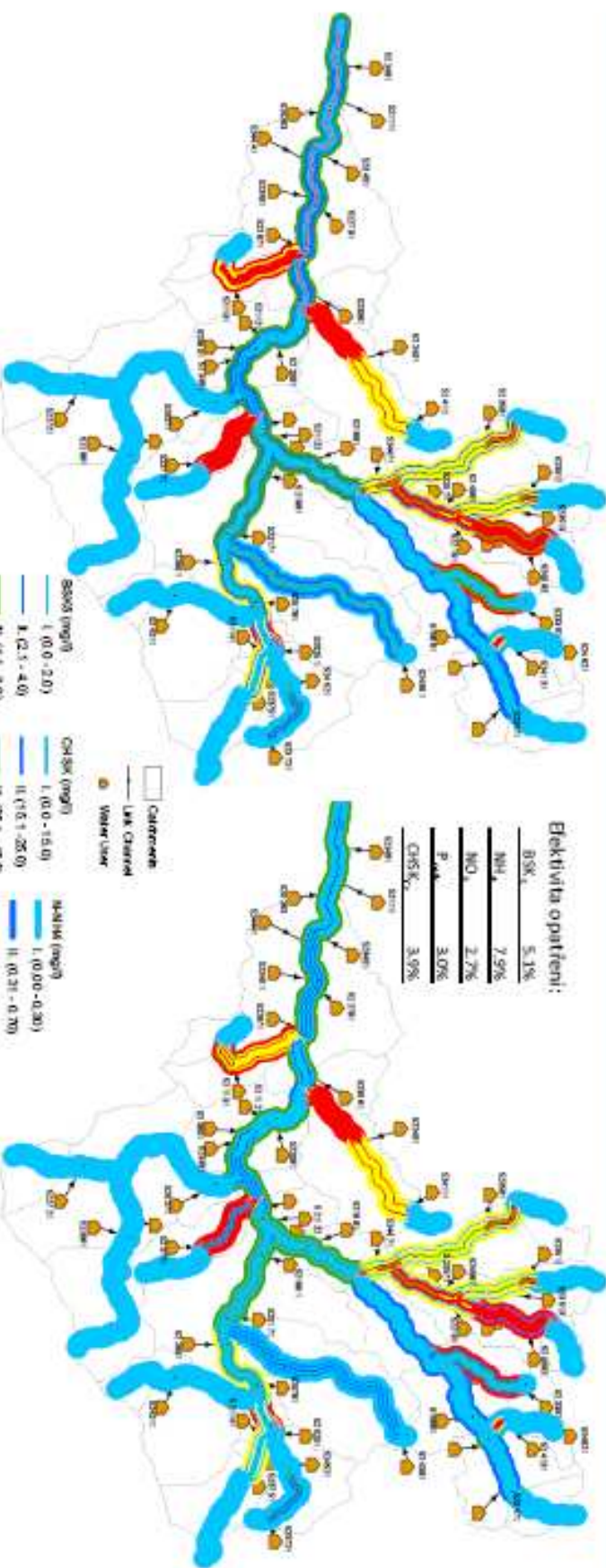
Pro obce byla zjištěna hodnota počtu trvale žijících obyvatel a procento obyvatel napojených na systém ČOV. Dále byly zjištěny z databáze uživatelů příslušné bodové zdroje evidované pod názvem „VaK sídlo“ či „sídlo“. Z obcí byly vybrány takové, jejichž počet obyvatel je vyšší než 1000 a z nich odděleny obce s počtem obyvatel vyšším než 5000. Pro první kategorii byl zjištěn počet obyvatel, pro které je opravdu čištěna odpadní voda. Pro zbylý počet obyvatel bylo zavedeno čištění odpadních vod s efektivitou 87% v ukazateli BSK_5 a 81% v ukazateli $CHSK_{Cr}$ tak, že známé koncentrace pro vypouštění ze zdroje VaK byly vynásobeny příslušným podílem a znovu vloženy do modelu. V kategorii obce nad 5000 obyvatel byly téměř všechny obce napojeny na ČOV z podílu obyvatel 100%. Pro tyto obce bylo uvažováno zavedení vyšší efektivity odstranění nutrientů z odpadní vody s efektivitou 70%. Princip výpočtu byl stejný jako v prvním případě. Výjimkou byla obec Kunovice, pro kterou stále není vyřešeno čištění odpadních vod. Na ČOV je tedy napojeno 0% obyvatel. Všechny odpadní vody Kunovic byly čištěny podle prvního i podle druhého způsobu, tedy ve všech ukazatelích.

Výsledky simulace byly agregovány do průměrné roční hodnoty a výsledné třídy jednotlivých ukazatelů byly zobrazeny zároveň. Byly zhotoveny 2 mapy, současného stavu a stavu po implementaci opatření, které je možné jednoduše srovnávat. Efektivita opatření byla vypočtena pro závěrový profil 1175.

Návrh opatření

1. Zavedení selektivnějšího způsobu čištění odpadních vod

Současný stav



Efektivita opatření:

BSK ₅	5,1%
NH ₄	7,9%
NO ₃	2,7%
P _{tot}	3,0%
CHSK ₂₀	3,9%

Koncentrace na konci modelu současný stav - záložní prvek LTZ

	BSK ₅	NH ₄	NO ₃	P _{tot}	CHSK ₂₀
blatná	2,60	0,21	1,20	0,14	4,85
Ústí	2,40	0,22	1,20	0,22	4,27
Fránský	1,80	0,27	0,90	0,07	3,38
dělná	3,11	0,29	1,77	0,21	5,63
lvěnský	4,18	0,30	1,81	0,22	8,06
červená	6,82	0,32	2,92	0,20	10,36
střední	5,30	0,31	1,87	0,24	9,20
střední	3,30	0,30	1,88	0,20	10,18
Ústí	2,15	0,29	1,23	0,14	3,05
Fránský	3,51	0,49	2,00	0,20	13,90
blatná	3,34	0,30	1,60	0,24	10,49
průměr	3,31	0,33	1,60	0,20	10,49

Legenda pro mapy:

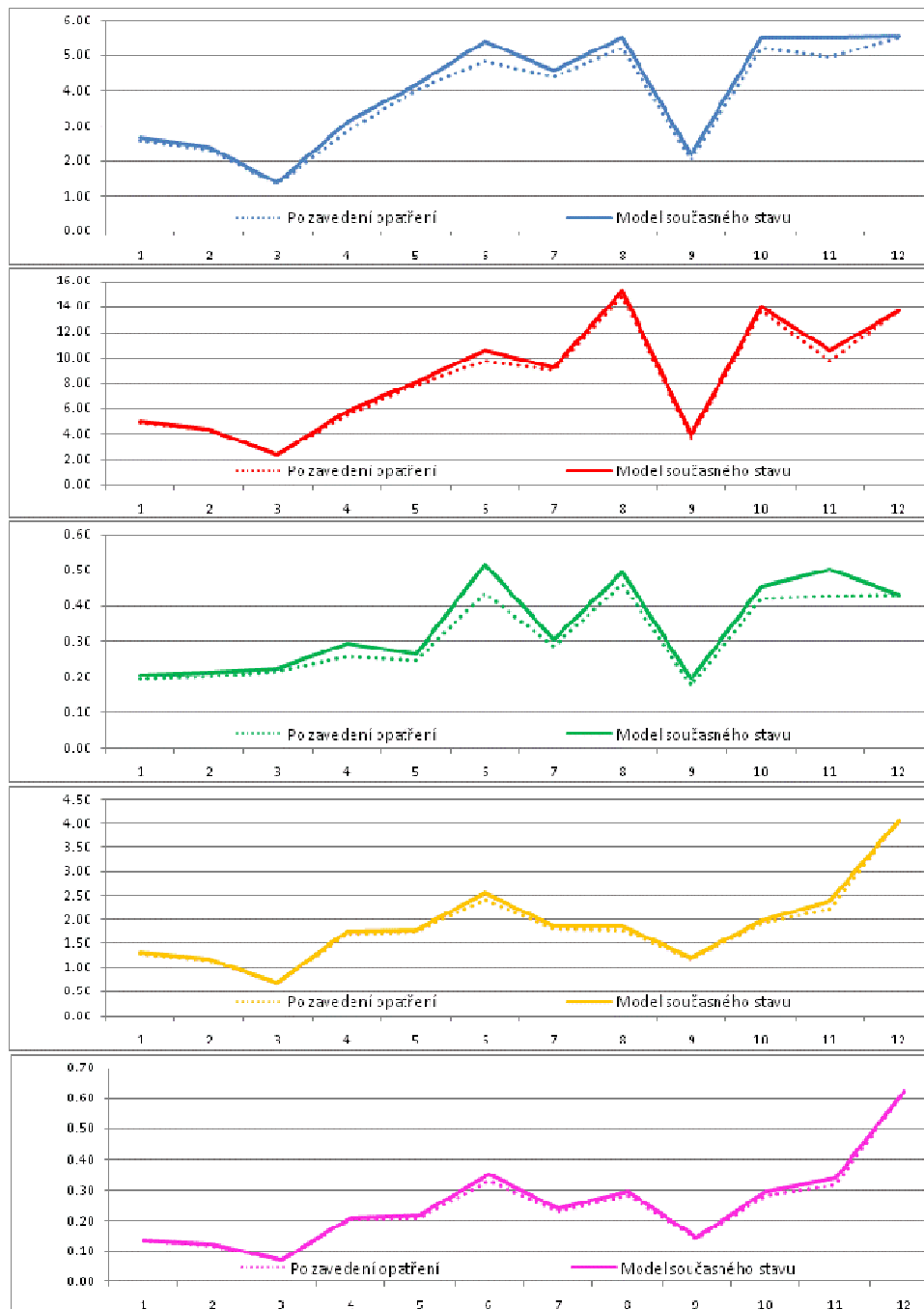
BSK ₅ (mg/l)	CHSK ₂₀ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	P _{tot} (mg/l)
1 (0,0 - 2,0)	1 (0,0 - 15,0)	1 (0,00 - 0,30)	1 (0,00 - 0,05)	1 (0,00 - 0,05)
1 (2,1 - 4,0)	11 (16,1 - 25,0)	11 (0,31 - 0,50)	11 (0,06 - 0,10)	11 (0,06 - 0,10)
11 (4,1 - 8,0)	11 (26,1 - 40,0)	11 (0,51 - 0,70)	11 (0,11 - 0,15)	11 (0,11 - 0,15)
V (1000 met 1,0 g)	V (100 met 10,0 g)	V (100 met 1,0 g)	V (100 met 1,0 g)	V (100 met 1,0 g)
V (1000 met 1,0 g)	V (100 met 10,0 g)	V (100 met 1,0 g)	V (100 met 1,0 g)	V (100 met 1,0 g)

Koncentrace na konci modelu 1. opatření - záložní prvek LTZ

	BSK ₅	NH ₄	NO ₃	P _{tot}	CHSK ₂₀
blatná	2,60	0,18	1,30	0,13	4,85
Ústí	2,20	0,20	1,17	0,12	4,25
Fránský	1,98	0,20	0,89	0,07	3,31
dělná	2,87	0,26	1,72	0,20	5,63
lvěnský	4,02	0,24	1,77	0,21	7,89
červená	6,88	0,46	2,61	0,20	9,68
střední	4,61	0,29	1,83	0,23	8,96
střední	3,20	0,46	1,80	0,26	14,19
Ústí	2,09	0,17	1,20	0,14	3,10
Fránský	3,29	0,42	1,85	0,26	12,63
blatná	4,30	0,43	2,20	0,22	10,60
průměr	3,34	0,43	1,60	0,22	10,49

Vzhledem k tomu, že většina bodových zdrojů znečištění spadá do kategorie vodovody a kanalizace či COV, tedy mezi komunální zdroje znečištění, bylo uvažováno opatření efektiivnějšího způsobu čištění odpadních vodů v povodí Olšavy podle požadavků směrnice WFD EC/2000/60. Pro obce nad 1000 obyvatel bylo zavedeno čištění podle ukazatelů BSK₅ s efektivitou 87% a CHSK₂₀ s efektivitou 81%. Jedná se konkrétně o obce Záborovice, Stachla Láz, Porporce, Šumice, Blatná, Vlčava a Kurovice. Pro obce nad 5000 obyvatel bylo zavedeno dodatečné čištění fosforu znečištění: odstraňování nitrátů s efektivitou 70%, jedná se o obce Kurovice (obce dosud nemají zavedené čištění odpadních vod), Lubáňovice a Uherčív Brod.

Situace v povodí se změnila hlavně, co se týče ukazatelů BSK₅ a N-NH₄. Na úseku dolního toku řeky Olšavy byla zaznamenána vyhovující změna třídy kvality vody z V. na III. Situace se zlepšila také na Vlčnovském a Bánovském potoce, které jsou znečištěny stejnojmennými obcemi Vlčnov a Bánov. Na horním toku Ludkovického potoka byla zaznamenána změna třídy kvality vody ukazatele N-NH₄ z V. nevyhovující na III. již vyhovující třídu. Výsledný stav na závěrovém profilu je tedy dostačující po zavedení tohoto opatření. Horší je situace na drobných přítocích. Pro zlepšení stavu jejich vod bude nutné zavedení jiného opatření týkajícího se nebodových zdrojů znečištění



Obrázek č. 34: Změna sezonality chodu koncentrací jednotlivých látek na závěrovém profilu 1175 po zavedení efektivnějšího způsobu čištění odpadních vod. Shora: BSK₅, CHSK_{Cr}, N-NH₄, N-NO₃, P_{celk}

Obrázek č. 34 poukazuje na změny sezónního průběhu koncentrací jednotlivých látek v závěrovém profilu Kunovice 1175. U ukazatelů kyslíkového režimu BSK₅ a CHSK_{Cr} byly prokázány změny v ročním chodu zejména v charakteristických měsících červen a listopad. Po zkoumání dat uživatelů (Příloha 1), konkrétně množství vypouštěných látek v jednotlivých měsících, byly zjištěny nadprůměrné hodnoty vypouštění drobných ČOV a VaK v těchto měsících. Jedná se hlavně o ČOV Prakšice, Provodov a Vésky a VaK Hradčovice, Podolí, Březůvky a Sehradice. Ukazatel N-NH₄ zaznamenal rovněž pokles v již zmíněných měsících červen a listopad. Dále hodnoty po zavedení opatření poklesly v charakteristickém měsíci duben. Vzhledem k tomu, že v rámci tohoto opatření byly hodnoty ukazatelů nutrientů upraveny pouze v případě komunálních vod vypouštěných ze sídel nad 5000 EO, sezonalita je ovlivněna ročním chodem vypouštěného množství z ČOV Uherské Hradiště, Uherský Brod, Luhačovice a navrhované ČOV Kunovice. U ostatních ukazatelů (N-NO₃, P_{celk}) Nebyla zaznamenána výraznější změna sezonality v průběhu charakteristického roku.

Limitujícím faktorem tohoto opatření je fakt, že se zabývá pouze zdroji evidovanými v registru znečišťovatelů IRZ. Ostatní zdroje komunálních vod automaticky spadají do kategorie zdrojů nebodových a opatření efektivizace čištění odpadních vod z komunálních zdrojů na ně nemohlo být aplikováno.

5.3 Návrh opatření: Zatravnění vybraných ploch orné půdy

Pro opatření zabývající se nebodovými tedy plošnými a difúzními zdroji znečištění bylo zapotřebí získat data o počtu obyvatel, kteří nejsou napojeni do systému ČOV či vodovody a kanalizace. Dále bylo zapotřebí sehnat stavy hospodářsky chovaných zvířat podle obcí. Posledním vstupem potřebným pro druhý návrh opatření byly podíly jednotlivých ploch podle způsobu využití. Hodnoty byly převzaty z Městské a Obecní Statistiky MOS v rámci ČSÚ. Pro každou obec spadající do území povodí Olšavy bylo vypočteno procentuální zastoupení skupin orná půda, trvalé travní porosty a lesní půdy. Největší problém byl s nedostatečnou evidencí zemědělské výroby v ČR. Po neúspěšných pokusech sehnat data centrálně evidovaná bylo přistoupeno k průzkumu jednotlivých zemědělských podniků evidovaných na portálu LPIS. Vzniklá tabulka s informacemi o počtu obyvatel, Land Use a stavech jednotlivých hospodářských zvířat (prasata, skot) byla importována ve formátu .dbf do prostředí ArcGIS a připojena k atributům polygonové vrstvy vybraných obcí ČR. V nástroji Load Calculator byly zadány tři zdroje plošného znečištění. Pro komunální znečištění (Domestic) a hospodářské zvířectvo (Livestock) byly zadány hodnoty jednotlivých látek vyprodukované jednou osobou (kusem) za 1 den podle RITTER, SHIRMOHAMMADI (2001). Pro Land Use byla zvolena speciální kategorie Livestock, kdy každému ze tří typů využití území byla přidána váha jeho vlivu na kvalitativní podmínky v toku. Metodika byla sestavena podle zkušeností a cenných rad odborníků na modelování kvality vody DHI Prague Office. Váha pro ornou půdu byla zvolena jako 70%, pro trvalé travní porosty 20% a pro lesní půdy 10%.

V dalším kroku bylo nutné zadat parametry transportu a degradace jednotlivých látek před tím, než se dostanou do vodního toku. V případové studii v Anglii bylo zjištěno, že po degradaci objemů jednotlivých látek zbyla přibližně polovina původního objemu (EVEN a kol., 2007). Dále je nutné zahrnout veškeré ztráty látek při transportu do vodního toku. Na první pohled se zdá, že kvantifikovat a predikovat množství látek, které se dostane do vodního toku ze známých zdrojů, u kterých však chybí informace o aktuální lokaci, je prakticky nemožné. Za předpokladu homogenních podmínek v povodí je možné kalibrovat koeficienty pro charakteristické skupiny obcí. Pro zjištění koeficientů ztrát transportem a degradací v povodí Olšavy byly obce rozděleny do skupin podle dolního profilu, který charakterizuje znečištění v nich produkované. Pro každou skupinu byly vypočteny podíly jednotlivých ploch podle využitelnosti. Kalibrace koeficientů proběhla na údajích obce Nivnice, kdy byly porovnávány hodnoty známého a vypočteného látkového odnosu z mezipovodí. Koeficienty byly validovány na obci Nezdenice.

U vybraných obcí v nejvíce postižených oblastech byla zvolena metoda zatravnění 5% orné půdy. Případová studie v Anglii prokázala zlepšení kvality vody v ukazateli P_{Celk} po převedení okrajových částí polí na pastviny (WITHERS a kol., 2007). Maximální absolutní

rozměry převedené půdy nepřesáhly 100 ha. Nejedná se tedy o nereálné změny a výše jejich vlivu na celkové podmínky kvality vody v povodí byly modelovány variantní simulací 2.

List návrhu opatření 2 obsahuje současnou situaci bez zahrnutí bodových zdrojů znečištění. Pro efektivnější zobrazení byla zvolena agregace všech vodních úseků v dílčích povodích a jednotlivé jakostní ukazatele byly zobrazeny zvlášť. Vzhledem k faktu, že znečištění z plošných zdrojů je do vodní sítě přidáváno pouze v uzlovém bodě povodí, je toto zobrazení adekvátní. Mapy výsledků simulace jsou pro srovnání vyobrazeny pod příslušnými mapami současného stavu a jsou zhotoveny podle stejného postupu.

Výsledná efektivita opatření vypočtená pro závěrový profil 1175 je 5,76%. Nejvyšší efektivitu bylo opět dosaženo v parametru N-NH₄ (7,8%). U ukazatele BSK₅ nedošlo ke změnám v zařazení do tříd kvality vody. U parametru CHSK_{Cr} došlo k mírnému zlepšení situace Černého potoka (pravostranný přítok Ludkovického potoka). Hlavním přínosem tohoto opatření mělo však být snížení hodnot v ukazatelích nutrientů v horních oblastech povodí. V ukazateli N-NH₄ došlo k výraznému zlepšení na problematickém území Luhačevického potoka a jeho přítoků a na horním toku Olšavy. V ukazateli N-NO₃ byla zlepšena i v současném stavu příznivá situace a bylo vyeliminováno jediné povodí Vlčnovského potoka spadající do nevyhovující IV. třídy. V ukazateli P_{Celk} došlo k požadovanému snížení znečištění horního toku Olšavy a k mírnému zlepšení situace problematického Ludkovického potoka.

Druhé opatření se zabývalo plošnými zdroji znečištění, které do modelu MIKE Basin vstupují ve formě specifického látkového odnosu z ploch dílčích povodí. Hodnoty v g·s⁻¹·km⁻² jsou v rámci bilančního výpočtu v uzlovém bodě povodí poděleny specifickým odtokem [m³·s⁻¹·km⁻²] z plochy daného povodí. Z toho vyplývá, že sezonalita je závislá hlavně na hodnotě specifického odtoku, který zůstal v rámci opatření nepozměněn. Jak bylo zjištěno z modelu současného stavu, nejvyšší specifický odtok připadá charakteristickému měsíci březen a celkově je nejvodnějším obdobím v časovém intervalu mezi roky 2000-2007 zima spolu s jarem. Pokles koncentrací v tomto období je nejvíce zaznamenán v ukazateli N-NH₄, který byl v rámci tohoto opatření také nejvíce změněn. U ostatních ukazatelů byl zaznamenán spíše kontinuální pokles v celém období charakteristického roku (Obr. 35).

Návrh opatření

2. Zahrnutí vybraných ploch orné půdy

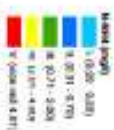
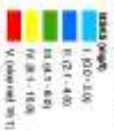
Situace bez zahrnutí vlivu bodových zdrojů – současný stav



Situace bez zahrnutí vlivu bodových zdrojů – simulace efektu zatřmení vybraných ploch orné půdy



Obec	Plocha ha	Podíl TTP %	Podílové body	podíl území %
H.A.	2038	3,71	57,89	20,44
Bořetice	2064	7,11	66,76	8,79
Vičava	2131	3,68	78,04	5,35
Bábeč	1629	5,94	60,97	16,37
Bořetice	2099	32,41	10,94	20,04
Kozelka	1030	24,82	14,49	30,06
Dobruška	1017	17,41	33,43	30,51
střevačský Újezd	700	21,67	24,95	20,58
Bořetice	400	32,17	35,52	18,28
Luňatická	1188	20,81	19,32	30,42
Bořetice	2963	11,90	18,01	12,14
Luňatická	1980	18,22	10,27	24,07

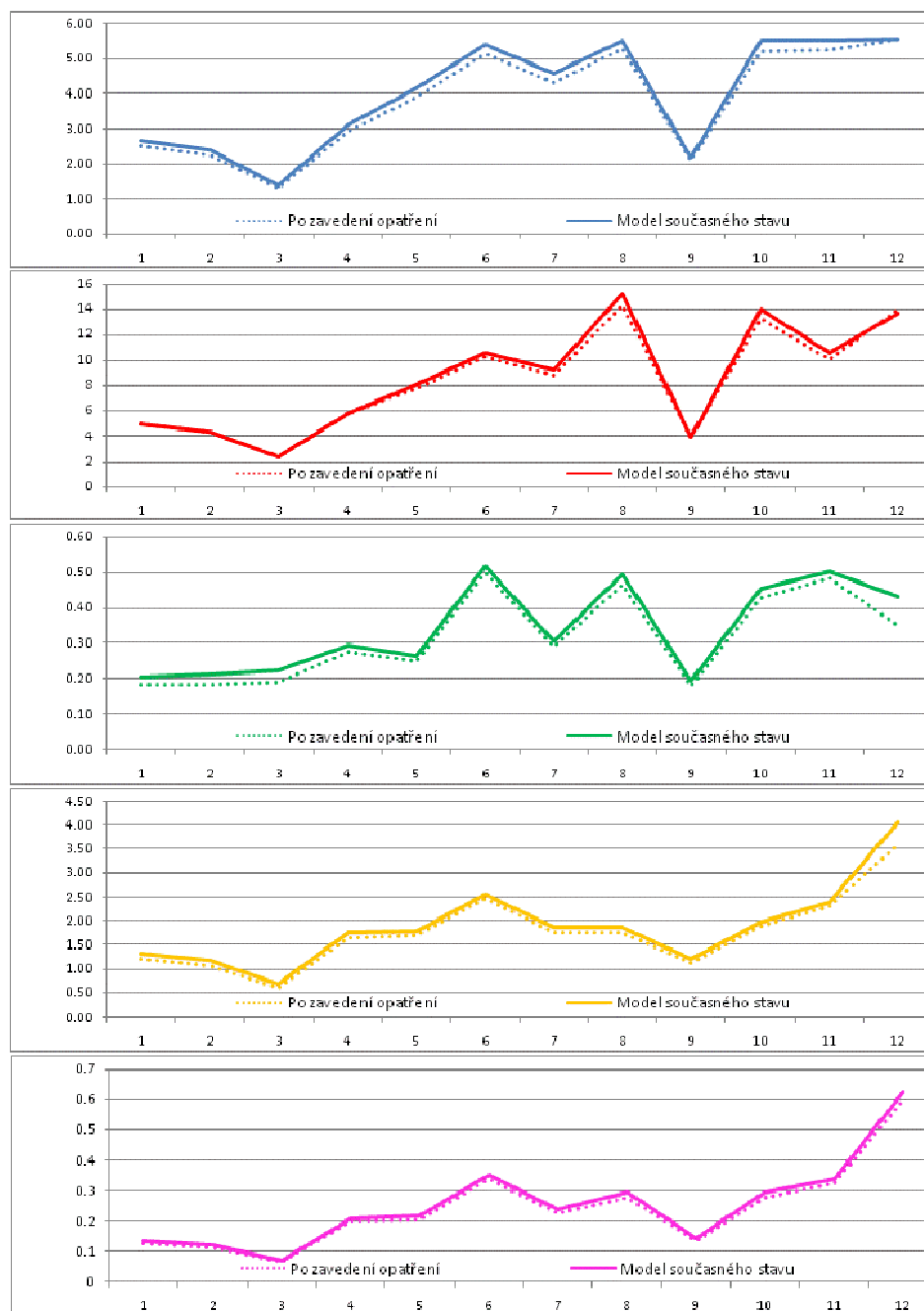


Efektivita opatření:

BSK ₅	5,638
NH ₄	7,896
NO ₃	7,296
P _{tot}	5,118
CHSK _{Cr}	3,118

Obec	Plocha ha	Podíl TTP %	Podílové body	podíl území %	efektivita %
H.A.	2038	3,00	55,00	20,44	82,2
Bořetice	2064	5,07	64,64	8,79	67,4
Vičava	2131	7,26	74,14	5,35	83,2
Bábeč	1629	6,84	63,67	16,35	53,8
Bořetice	2099	26,22	19,07	20,04	23,0
Kozelka	1030	23,54	12,76	30,06	13,0
Dobruška	1017	18,80	31,76	30,51	17,0
střevačský Újezd	700	22,91	21,54	20,58	8,9
Bořetice	400	15,90	31,76	18,28	13,0
Luňatická	1188	11,37	17,39	30,42	13,4
Bořetice	2963	13,91	18,27	12,14	8,4
Luňatická	1980	22,77	10,27	24,07	17,0

Horních pět obcí ukazuje na stav znečištění v povodí po odstranění bodových zdrojů evidovaných v datasezi IRZ. Jedná se o roční průměrnou hodnotu. Hodnoty naznačují několik se nebudovně zdrojů (plošné, difúzní) podléhají na celkových koncentracích v povodí. Jak je vidět, prioritou při plánování v oblasti povodí Olšavy a speciálně některých částech by měla být eliminace vlivu plošných zdrojů znečištění. Pomocí nástroje Load Calculator byly zhodnoceny vlivy jednotlivých složek plošných zdrojů (stavu hospodářských zvířat, podíl popeláče, která nespadá pod systém COV, podíl jednotlivých kategorií Land Use (ornice, TTP, Lesní půda)). Pro vybrané obce v nejvíce postižených oblastech byla simulována změna kvality vody po odečtení 5% ornice a přesunutí do kategorie TTP. Pro každé povodí byla vypracována přibližná hodnota jednotlivých zahrnutých ploch. Kategorie a barevné rozlišení jsou zobrazeny podle normy ČSN 75 7721 – lakost vod.



Obrázek č. 35: Změna sezonality chodu koncentrací jednotlivých látek v závěrovém profilu Kunovice 1175 po zatravnění vybraných ploch. Shora: BSK₅, CHSK_{Cr}, N-NH₄, N-NO₃, P_{celk}

5.1 Výsledný stav po aplikaci obou opatření

Model výsledného stavu po zahrnutí obou opatření byl vytvořen zadáním všech upravených časových řad kvalitativních dat uživatelů (opatření 1) a kvalitativních parametrů specifického látkového odnosu z mezipovodí. Ostatní časové řady byly zachovány stejné jako v případě modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy.

Vzhledem ke zvolenému zobrazení pomocí tříd kvality vody dle normy ČSN 75 7221, které doprovází celou kapitolu výsledky, nejsou patrné některé drobné změny v parametrech. Například v severní části povodí i po zavedení opatření přetrvává nevyhovující stav, avšak i zde došlo ke zlepšení ve všech parametrech. Pro hodnocení změn byla však snaha o komplexní pohled na povodí jako celek a hodnocení vlivu opatření především v závěrovém profilu řeky Olšavy.

Obecně lze říci, že nejvýraznější změny v celkové třídě kvality vody byly zaznamenány ve čtyřech oblastech (Obr. 36): (1) Olšava na dolním toku až po závěrový profil

(2) Olšava na horním toku po profil ZPPOv016 (Bojkovice)

(3) Soutok Ludkovického a Luhačovického potoka

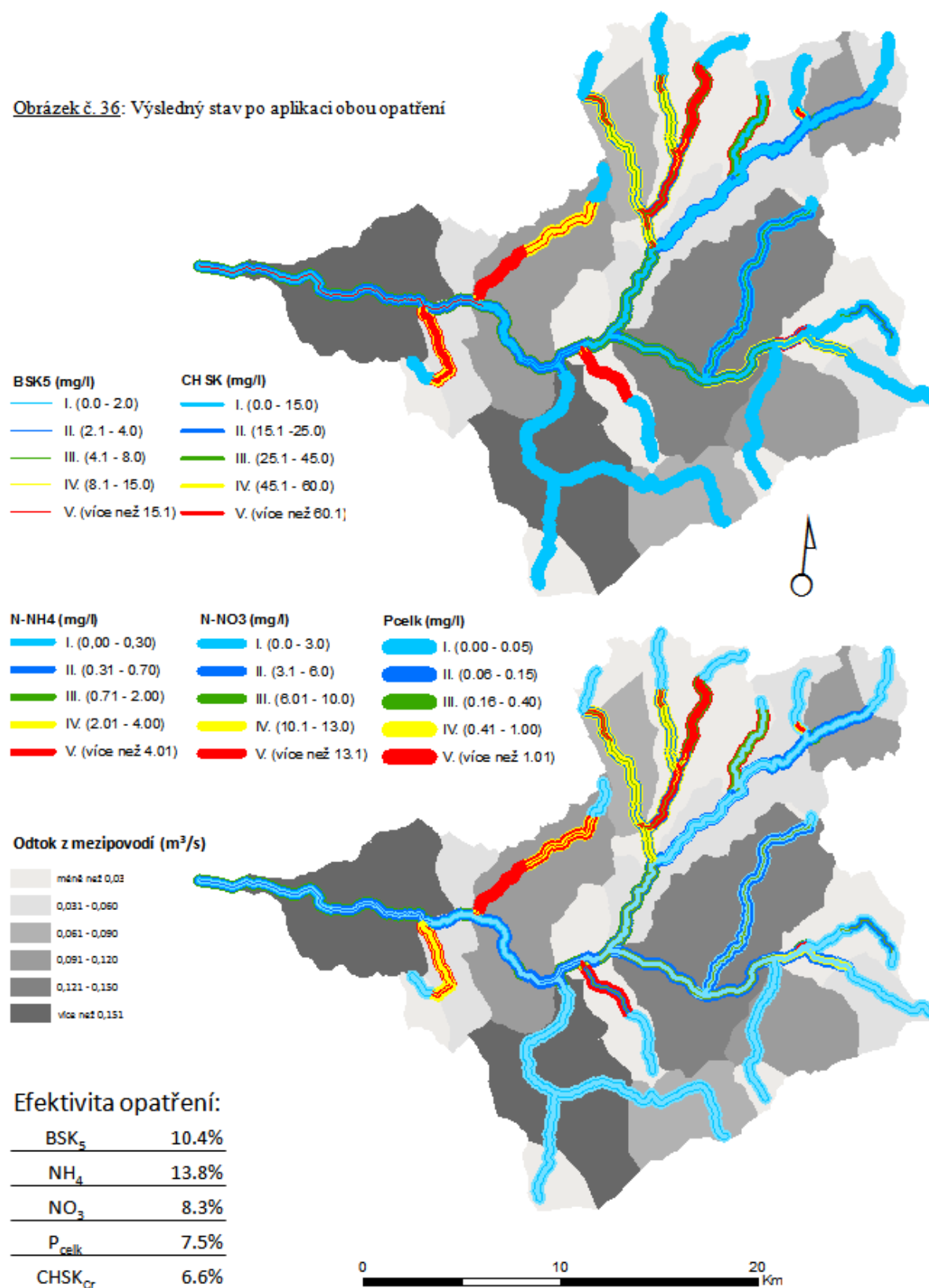
(4) Levostranné přítoky Vlčnovský, Bánovský potok a Nivnička

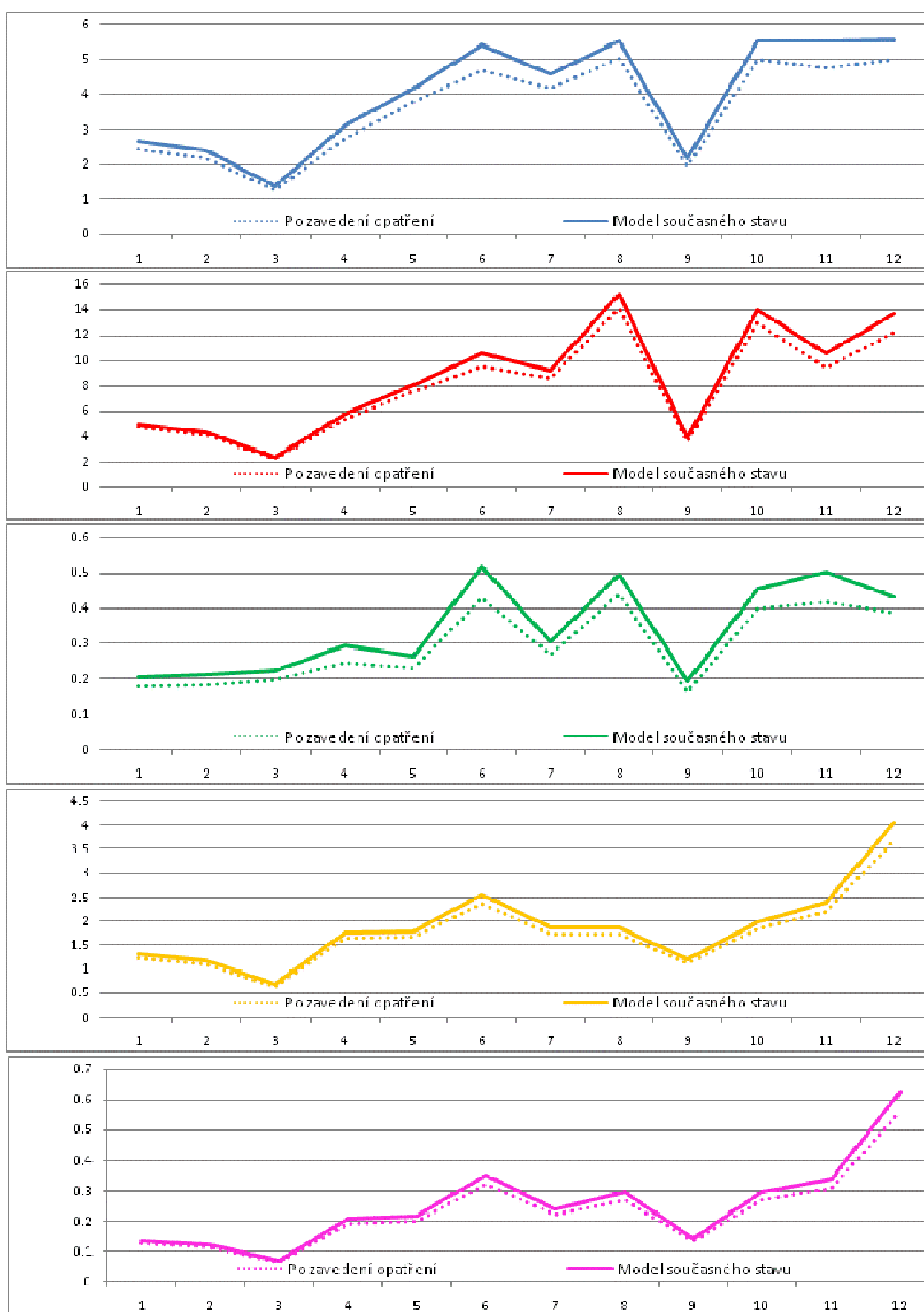
Co se týče efektivity opatření v jednotlivých ukazatelích, jednoznačně nejlepšího stavu bylo docíleno v ukazateli N-NH₄ a to především díky opatření 2 zabývajícím se plošnými zdroji znečištění. V rámci tohoto opatření byla zlepšena hlavně situace na středním a horním toku a také neuspokojivá situace severní části povodí (Luhačovický potok s přítokem Ludkovický potok). Nicméně i opatření 1 zaznamenalo efektivitu téměř 8% v ukazateli N-NH₄. Jedná se ale pouze o recipienty vypouštění větších ČOV, kde byl zaveden terciérní způsob čištění odpadních vod (ČOV Uherské Hradiště, ČOV Kunovice, ČOV Uherský Brod, ČOV Luhačovice). Druhým parametrem, kde byla dosažena vysoká efektivita je BSK₅. Tento parametr byl snížen především díky opatření 1 zabývajícím se bodovými zdroji znečištění z komunálních zdrojů. Nejvýraznější výsledky byly zaznamenány v oblasti (4), kde byly zavedeny ČOV pro obec Vlčnov a Bánov. Další zlepšení bylo zaznamenáno na toku Kladenka díky zavedení ČOV Pretrůvka. V rámci opatření 2 byly snižovány koncentrace hlavně v oblastech (2) a (3). Výsledný stav se ale neprojevil ve změně třídy kvality vody. V oblasti závěrového profilu 1175 (1) bylo zaznamenáno výrazné zlepšení z původní V. třídy na výslednou II. třídu kvality vody. Tento výsledek je naprosto dostačující. Třetím nejlépe hodnoceným parametrem je N-NO₃, který jednoznačně souvisí s ukazatelem N-NH₄. Poukazuje na znečištění zemědělskou výrobou avšak jeho hlavní zdroj je nitrifikace látek N-NH₄. Dlouhodobé charakteristické hodnoty koncentrací tohoto ukazatele řadí toky do vyhovující I-III. třídy kvality vody. Jediný nevyhovující stav byl zaznamenán v oblasti Vlčnovského potoka, kde bylo úspěšně aplikováno opatření 2 v rámci obcí Hluk a Vlčnov. V práci byl kladen velký důraz na eliminaci vysokých zátěží v ukazateli P_{celk}. Po zavedení

obou opatření bylo dosaženo efektivity 7,5%. Hlavní úspěchy byly podle původního předpokladu zaznamenány při aplikaci opatření 2, kdy došlo k eliminaci zátěže horních toků (2) a menších přítoků ve střední části povodí (4). Celkový stav na závěrovém profilu je po aplikaci obou opatření vyhovující (III. třída ČSN 75 7221). Pouze malé změny byly zaznamenány v ukazateli $CHSK_{Cr}$ a to hlavně při aplikaci opatření 1. Vzhledem k tomu, že tento ukazatel poukazuje na znečištění biochemicky nerozložitelnými organickými látkami, jejichž původcem je do značné míry průmyslová výroba, opatření aplikovaná v povodí Olšavy neměla výrazný vliv. Změny $CHSK_{Cr}$ doprovází ukazatel BSK_5 , a jsou nejvýraznější v oblasti (4) a v povodí Kladenky.

Co se týče hodnocení změn v sezónním chodu v průběhu charakteristického roku, nebylo zaznamenáno výrazné vybočení oproti modelu současného stavu (Obr. 37). Největší změny byly zaznamenány v ukazatelích $N-NH_4$ a BSK_5 . Změny jsou však způsobené hlavně sezónním režimem vypouštění z komunálních zdrojů v povodí. Mírná změna v průběhu křivky byla u těchto ukazatelů zaznamenána v charakteristickém měsíci listopad. Vzhledem k tomu, že tento měsíc je nadprůměrně vodný, můžeme usuzovat větší míru ředění odpadních vod z bodových zdrojů a zároveň vyšší úhrny specifického látkového odnosu v tomto měsíci. Nabízí se hypotéza, že pokles výsledných koncentrací v obou ukazatelích by mohl znamenat navýšení vlivu bodových zdrojů znečištění oproti snížení vlivu zdrojů nebodových. Tuto hypotézu by potvrdily výsledky opatření 2, které účinkovalo v ukazateli BSK_5 s efektivitou 5,6% a v ukazateli $N-NH_4$ s efektivitou 7,8%.

Obrázek č. 36: Výsledný stav po aplikaci obou opatření





Obrázek č. 37: Změna sezonality chodu koncentrací jednotlivých látek v závěrovém profilu Kunovice 1175 po aplikaci obou opatření. Shora: BSK₅, CHSK_{Cr}, N-NH₄, N-NO₃, P_{celk}

6. Diskuse

Programový model říční sítě je pouze zjednodušením fyzikálního systému reálného světa. Snahou modelu je reprezentovat signifikantní funkce a vzájemné vztahy, které se v přírodním systému nacházejí. Nicméně, žádný model nemůže vyjádřit všechny detaily procesů a vzájemných vztahů, které mohou v realitě nastat (DHI, 2003).

Aby byla zmenšena robustnost modelů kvality vody, pro jejich zahrnutí jako okrajových podmínek do hydraulických modelů, bývají pro větší povodí využívány modely typu 1D (uvažují dokonalé promíšení látky v toku v podélném i příčném směru). Z této aproximace však jasně vyplývá problém, že šířka koryta páteřního toku velkých povodí logicky značně převyšuje možnosti předpokladu absolutního promíšení v příčném profilu ve vertikálním i horizontálním směru (SHANAHAN a kol., 1998). Kvůli tomuto problému bylo zapotřebí zvolit vyšší koeficienty degradace látky, než ve skutečnosti jsou. Obecně bývají při procesu kalibrace jednotliví řešitelé modelu často nuceni volit parametry, které se od základních předpokladů funkce přírodního systému liší. I nejlépe kalibrovaný model tedy zahrnuje celou škálu nepřesností, které mohou vést k chybám interpretace nebo k nečekaným výsledkům (PALIWAL a kol., 2007).

Dalším problémem je považování parametru BSK za specifickou látku, která jako jiné podléhá degradaci, podle koeficientu rozpadu. Faktem je, že BSK pouze poukazuje na množství biochemicky oxidovatelných látek v toku. Ukazatel již v sobě neobsahuje informaci o charakteru těchto látek, který může být velmi odlišný. Složení biochemicky oxidovatelných látek z různých průmyslových výroby například z papíren má naprosto odlišný charakter než složení splaškových vod či vod ovlivněných nebodovými zdroji znečištění (SHANAHAN a kol., 1998). V povodí Olšavy se nacházejí rozdílné subjekty průmyslového znečištění vedle ČOV, vyústění kanalizací, které nepodléhají čištění, drůbežáren, vepřinů na spodním toku a velkokapacitní kravíny na toku středním. Rovněž zde nalezneme specifickou formu znečištění produkovanou lázeňskou léčebnou Luhačovice. Problémem je také fakt, že procesy, které ovlivňují režim bodových a nebodových zdrojů jsou dosti odlišné a je potřeba na ně nahlížet separátně (MARSILI-LIBELI, GIUSTI, 2008). Toto tvrzení bylo prokázáno při hodnocení změn v sezónním chodu koncentrací jednotlivých látek.

Jedním z cílů práce bylo zjistit zdroje znečištění vodních toků podle ukazatele P_{celk} , jehož zvýšené koncentrace řadí Olšavu na horním toku do nevyhovující V. třídy kvality vody podle normy ČSN 75 7221 Jakost vod – klasifikace jakosti povrchových vod (KAIGLOVÁ, 2007). Dalšími problematickými oblastmi s nevyhovujícími koncentracemi fosforu jsou dílčí povodí přítoků Holomňa, Vlčnovský potok, Bánovský potok, Ludkovický potok a Pozlovský potok (přítok Luhačovického potoka). Bylo zjištěno, že pouhých 27% z celkové hodnoty koncentrací P_{celk} , pochází z bodových zdrojů, viz tabulka č. 15, a to v největší míře na tocích

Olšava a Luhačovický potok. Podíl bodových zdrojů na koncentracích P_{celk} má po směru toku rostoucí tendenci. Je to způsobeno nárůstem počtu sídel, průmyslových areálů a zastavěných ploch v dolní části povodí na rozdíl od horních periferních oblastí Bílých Karpat a Vizovické vrchoviny, kde nalezneme převážně zemědělský ráz krajiny.

Pro snížení koncentrací P_{celk} , tak, aby vyhovovaly podle normy ČSN 75 7221 je zapotřebí eliminovat vliv bodových zdrojů znečištění na horních tocích a na menších přítocích a zapojit třetí stupeň čištění odpadních vod větších sídel nad 5000 EO, podle WFD 2000/60/EC. Podobné projekty jsou již zpracovány a čekají na finanční zajištění a aplikaci. Této problematice byl věnován simulační běh č. 1. Simulací č. 2, která se zabývala převedením vybraných ploch orné půdy do kategorie TTP byly dostatečně sníženy koncentrace fosforu na horním toku Olšavy. Nepovedlo se však eliminovat vysoké hodnoty na horním toku Ludkovického potoka, které jsou pravděpodobně způsobeny z určité části i chybou vstupních dat.

V rámci studie VÚV T. G. M. (ROSENDORF a kol., 1998) bylo zjišťováno zatížení dolního toku Labe plošnými zdroji znečištění. V případě P_{celk} se jedná o 29-38% a u N_{celk} o 68-73% ze všech zdrojů. Studie rovněž popisuje stav zatížení celkovým fosforem v Německu (29-38%), v USA (66%) a na území povodí Želivky (57%). V případové studii látkového odnosu nutrientů do Benátské laguny bylo prokázáno následující rozdělení celkového ročního látkového odnosu nutrientů podle jednotlivých příčin: 15% je způsobeno bodovými zdroji, především ČOV a průmyslovou výrobou této oblasti dominující; 30% je v důsledku povrchového odtoku při srážkových událostech a zbylých 55% je způsobeno difúzními a nebodovými zdroji mimo srážkové události (SALVETTI a kol., 2008). Navzdory těmto výsledkům je za největší zdroj nutrientů z nebodových zdrojů považován přímý povrchový odtok (MAILLARD a kol., 2008). V případě modelovaných hodnot povodí Olšavy vychází zhruba 34% podíl látkového odnosu nutrientů způsobený bodovými zdroji znečištění. Zbylých 66% připadá na ostatní difúzní a plošné zdroje. V případové studii v oblasti „South to North Water Transfer Project“ v Číně byl zjištěn 78,5% podíl bodových zdrojů na celkovém látkovém odnosu $CHSK_{\text{Cr}}$ a 34,5% podíl nebodových zdrojů na celkovém odnosu $N-NH_4$ (WANG a kol., 2005). V Indii, kde dosahuje znečištění z komunálních zdrojů limitních, hodnot byl vypočten podíl 85% koncentrací BSK_5 z bodových zdrojů komunálního původu (PALIWAL a kol., 2007). Vlastní výsledky a možnost srovnání s citovanými výsledky poukazují na zemědělský ráz území povodí Olšavy a lehce nadprůměrný stav znečištění nebodovými zdroji v rámci ČR.

V modelu současného stavu lze najít známky sezonality hlavně u ukazatelů kyslíkového režimu a P_{celk} (Obr. 31). Při zkoumání charakteristických hodnot platných pro jeden měsíc byla uvažována řada předpokladů a zobecnění, které byly hned v dalším časovém kroku kvůli nedostatečné průkaznosti či kvůli naprostému vybočení z předpokládaného vývoje zamítnuty. Při hodnocení současného stavu kvality vody byla tedy snaha o nezavádění mylných

předpokladů a o popis výsledků podle jednoznačných faktických znalostí území a subjektů v něm působících. Problémem modelu je nedostatečná informace o skutečných koncentracích látek ve vodě vypouštěné od uživatelů. V rámci IRZ jsou evidovány pouze roční průměrné hodnoty, o jejichž původu existují spekulace. Pravděpodobně se jedná o bilanční hodnoty, kdy podnik vypočte výstupní koncentrace jako podíl vstupních koncentrací po interním čištění odpadních vod s daným procentem efektivity zařízení ČOV (DHI, 2009).

Problematika bilančního modelování vlivu plošných zdrojů znečištění spočívá v tom, že transport těchto zdrojů je úzce spjatý se srážkovými epizodami a nalezneme v něm tedy výrazné časové fluktuace. Na druhou stranu časové rozvržení vypouštění z bodových zdrojů má většinou homogenní sezónní průběh (SHANAHAN a kol., 1998). Další nepřesnosti do bilance vnáší fakt, že data získaná z IRZ o vypouštění a odběrech jednotlivých uživatelů zahrnují pouze sezonalitu vypouštěného množství, nikoli však koncentrací. Tento rozpor by měl být eliminován výpočtem látkového odnosu. Je-li tato eliminace rušivých vlivů nedostatečné datové základny v ČR dostatečná, to je otázka pro další výzkumy a případové studie územně méně rozsáhlých homogenních celků povodí.

Problémem dopočtu specifického látkového odnosu z mezipovodí se zdá být nedostatečná evidence bodových uživatelů. V databázi IRZ jsou evidovány pouze podstatné subjekty odběrů a vypouštění, v povodí se však dozajisté nachází i řada méně podstatných bodových zdrojů, které připadly do kategorie nebodové zdroje. Specifický látkový odnos z mezipovodí, který předpokládal hlavní vliv zemědělské výroby a nedostatečného čištění komunálních odpadních vod byl tímto navýšen o neznámou položku.

7. Závěr

Přes všechny problémy se podařilo sestavit funkční model současného stavu, který vykazuje jasně dané prostorové uspořádání hodnot koncentrací konvenčně hodnocených látek. Z tohoto uspořádání je možné nadále odhadovat vliv změn krajinného pokryvu a hospodaření v oblasti. Roční variabilita nastiňuje trendy, kterými se řídí procesy ovlivňující kvalitu i kvantitu vody, ať už v korytě vodního toku či v mezipovodí. Pomocí znalostí roční sezonality jako odezvy na hodnoty průtoku je možné odhadovat vliv jednotlivých zdrojů znečištění. Je-li vazba na hodnotu průtoku negativní, můžeme odhadovat, že se jedná o znečištění produkované hlavně bodovými zdroji zahrnutými v síti vodních toků a uživatelů, protože výsledné koncentrace pocházející z bodových zdrojů jsou nepřímo-úměrné průtoku (ředění odpadních vod). Je-li však tato vazba pozitivní, můžeme odhadovat vliv plošných zdrojů, které jsou přímo-úměrné velikosti specifického odtoku z mezipovodí. Vzhledem k měřítku vstupních dat, značené schematizaci a zjednodušení pohledu na povodí byla zanedbána řada charakteristik, které mají jistě co do činění s kvalitativním stavem vodních zdrojů. Bylo však docíleno komplexního pohledu na nejpodstatnější subjekty a procesy v povodí a jejich vzájemné vztahy, což byl prvotní cíl diplomové práce. V rámci navrhovaných opatření byly sníženy koncentrace všech látek a výsledná třída kvality vody na závěrovém profilu 1175 Olšava – Kunovice byla změněna z V. na II. podle normy ČSN 75 7221 – Jakost vod.

Modelové povodí řeky Olšavy se nachází v periferní oblasti České republiky a podle využití ploch se jedná o území charakteristické zemědělským rázem. Prvotní předpoklad, že na celkových koncentracích mají vysoký podíl plošné zdroje znečištění, byl jednoznačně prokázán. Podíl znečištění z nebodových zdrojů dosahuje hodnot 61-74%, což je ve srovnání například s povodím Labe vyšší hodnota. Nejvyšší podíly plošných zdrojů byly vypočteny na všech horních tocích. Vysoká hodnota je však do značné míry ovlivněna nedostatečným zahrnutím bodových zdrojů do evidence IRZ. Na dolním toku již hodnoty klesají na 41-63%.

Z výstupních dat modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy byla prokázána sezonalita v chodu charakteristických měsíčních koncentrací v průběhu charakteristického roku (časový interval 2000-2007). Tato sezónní variabilita je do značné míry ovlivněna hodnotou průtoku. Při hodnocení celkového dopadu obou opatření byly však nalezeny drobné výkyvy v sezónním chodu hlavně u ukazatelů BSK₅ a N-NH₄, které prokazují, poukazují na vliv podílu bodových a nebodových zdrojů. Dá se tedy usuzovat, že sezónní chod koncentrací těchto látek je determinován právě příslušným podílem bodových a nebodových zdrojů. U ostatních ukazatelů tento jev nebyl tak výrazný.

Díky prvnímu opatření (Efektivizace čištění odpadních vod) byly sníženy především koncentrace ukazatelů BSK₅ a CHSK_{Cr} ve střední části povodí. Patrný je efekt zavedení ČOV Vlčnov (Vlčnovský potok) a ČOV Bánov (Bánovský potok). Intenzifikace ČOV zavedením terciárního stupně dočištění nutrientů z odpadních vod v povodí nepřinesla v severní oblasti

(Luhačovický a Ludkovický potok) kýžené výsledky. Její vliv však byl zaznamenán na dolním toku díky ČOV Uherský Brod a nově zavedené ČOV Kunovice.

Pomocí druhého opatření (Zatravnění vybraných ploch orné půdy), které uvažovalo převedení 422,6 ha orné půdy na trvalé travní porosty, bylo podstatně eliminováno znečištění horních toků a to především v ukazatelích nutrientů $N-NH_4$ a P_{celk} . Opatření rovněž pozitivně ovlivnilo neuspokojivý stav severní části povodí. Celkově jsou obě sestavená opatření považována za reálná a přínosná.

Cílem práce bylo zjistit zdroje nutrientů v povodí. Vzhledem k tomu, že díky opatření 2 významně poklesly koncentrace ukazatele $N-NH_4$ a $N-NO_3$ v horní a střední části povodí a P_{celk} v horní části povodí, můžeme na plošné zdroje znečištění pohlížet jako na jeden z významných zdrojů nutrientů v povodí.

Hlavním cílem práce bylo prokázat, že i z omezeného množství volně dostupných dat je možné vytvořit funkční model povodí, který je schopen věrohodně reagovat na změny vstupních podmínek i spolehlivě předpovídat budoucí vývoj v území. Využití sestaveného modelu je představitelné i v praxi v rámci vodohospodářského rozhodování, které by zahrnovalo jak kvalitativní, tak kvantitativní bilanční poměry v povodí.

Seznam tabulek

- Tabulka č. 1: Rozdělení modelů plošného znečištění podle LANGHAMMERA, J., 2005
- Tabulka č. 2: Stručná charakteristika vybraných celosvětově využívaných modelů kvality vody
- Tabulka č. 3: Průměrné měsíční a roční teploty
- Tabulka č. 4: Průměrné měsíční a roční úhrny srážek na srážkoměrných stanicích ČHMÚ
- Tabulka č. 5: Vybrané hydrologické parametry významných toků v povodí Olšavy
- Tabulka č. 6: Základní technické údaje významných vodních nádrží v povodí Olšavy
- Tabulka č. 7: Podíl obyvatel napojených na ČOV a VaK v obcích, které zasahují do povodí Olšavy
- Tabulka č. 8: Korelační koeficienty a rovnice přímky lineární regrese využité pro zpracování průtokových časových řad korelováním.
- Tabulka č. 9: Koeficienty poměrů Q_a v povodí Olšavy mezi jednotlivými profily uvedenými v Hydrologických Poměrech
- Tabulka č. 10: Výpočet koeficientu přepočtu průtoků pomocí profilu 110038 poupravený o hodnoty terénních měření katedry Fyzické geografie a geoekologie
- Tabulka č. 11: Seznam kvalitářských profilů v povodí Olšavy
- Tabulka č. 12: Rozvrhnutí množství vypouštěné odpadní vody do jednotlivých měsíců v průměrném roku podle kategorií uživatelů zhotovených podle číselníku OKEČ
- Tabulka č. 13: Detailní informace o hospodaření podniku ZAS Nivnice a ZD Nezdenice
- Tabulka č. 14: Ověření správnosti modelovaných hodnot po procesu kalibrace podle kritéria koeficientu efektivity modelu Nash-Sutcliffe
- Tabulka č. 15: Podíl plošných zdrojů na celkových koncentracích jednotlivých látek v měrných profilech kvality vody odvozený z modelu současného stavu povodí Olšavy

Seznam obrázků

- Obrázek č. 1: Typologie současně využívaných modelů kvality vody podle různých úrovní výběru
- Obrázek č. 2 : Výběr modelu na jednotlivých úrovních.
- Obrázek č. 3: Schéma vstupů znečištění modelu MIKE Basin
- Obrázek č. 4: Regionální vodohospodářské zařazení území povodí Olšavy s vyznačenými vodními útvary vymezenými podle VÚV
- Obrázek č. 5: Geologická mapa povodí Olšavy a okolí
- Obrázek č. 6: Sklonitostní poměry v povodí Olšavy a jejich vliv na erozní ohrožení orné půdy
- Obrázek č. 7: Klimatické poměry v povodí Olšavy
- Obrázek č. 8: Hlavní půdní typy v povodí Olšavy
- Obrázek č. 9: Potenciální přirozená vegetace v povodí Olšavy
- Obrázek č. 10: Vegetační stupně v povodí Olšavy
- Obrázek č. 11: Břeh Olšavy v úseku chráněném v rámci PP Olšava
- Obrázek č. 12: Podélný profil nejvýznamnějších toků povodí Olšavy
- Obrázek č. 13: Rozkolísanost průtoků v jednotlivých letech intervalu 2000-2007 v profilu Uherský Brod 10038
- Obrázek č. 14: Přepočtení znečištění podle ukazatele BSK5 na ekvivalentního obyvatele
- Obrázek č. 15: Změny Land Use podle CORINE Land Cover
- Obrázek č. 16: Schéma rozložení koncentrace BSK5 v roce 2005 na toku Olšava
- Obrázek č. 17: Vývoj látkového odnosu v profilu Kunovice od 70. let minulého století po současnost podle nejvýznamnějších ukazatelů
- Obrázek č. 18: Profily měření průtoků v povodí Olšavy
- Obrázek č. 19: Příkladná korelace dvou závislých proměnných
- Obrázek č. 20: Struktura profilů měření kvality vody pro model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy s přiřazenými profily průtoků
- Obrázek č. 21: Zobrazení charakteristických měsíčních průtoků u vybraných profilů spravovaných podnikem Povodí Moravy s., p., a ČHMÚ
- Obrázek č. 22: Příklad nelineární regrese při hodnotách průtoků menších než Q_{180} u profilu ZPPOv016
- Obrázek č. 23: Příklad lineární regrese při středních hodnotách průtoků v rozmezí intervalu minimálního Q_{mes} a maximálního Q_{mes} u profilu ZPTLu002
- Obrázek č. 24: Procesy biochemické přeměny dusíku v povrchových vodách
- Obrázek č. 25: Rozvrhnutí množství vypouštěné odpadní vody do jednotlivých měsíců v průměrném roce.
- Obrázek č. 26: Stavební prvky modelu MIKE Basin

Obrázek č. 27: Dialogové okno Vlastnosti uživatele, časová řada vypouštěného množství a graf jejího průběhu

Obrázek č. 28: Dialogové okno vlastnosti modelu kvality vody sestaveného podle dat profilu ZPPOv009

Obrázek č. 29: Správné versus špatné umístění uzlového bodu povodí

Obrázek č. 30: Model současného stavu kvality vody v povodí Olšavy

Obrázek č. 31: Model roku 2006

Obrázek č. 32: Sezonalita koncentrací jednotlivých látek podle modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy

Obrázek č. 33: Sezonalita průtoků v jednotlivých profilech podle modelu současného stavu kvality vody v povodí Olšavy

Návrh Opatření 1: Zavedení efektivnějšího způsobu čištění odpadních vod

Obrázek č. 34: Změna sezonality chodu koncentrací jednotlivých látek na závěrovém profilu 1175 po zavedení efektivnějšího způsobu čištění odpadních vod. Shora: BSK5, CHSKCr, N-NH4, N-NO3, Pcelk

Návrh Opatření 2: Zatravnění vybraných ploch orné půdy

Obrázek č. 35: Změna sezonality chodu koncentrací jednotlivých látek v závěrovém profilu Kunovice 1175 po zatravnění vybraných ploch. Shora: BSK5, CHSKCr, N-NH4, N-NO3, Pcelk

Obrázek č. 36: Výsledný stav po aplikaci obou opatření

Obrázek č. 37: Změna sezonality chodu koncentrací jednotlivých látek v závěrovém profilu Kunovice 1175 po aplikaci obou opatření. Shora: BSK5, CHSKCr, N-NH4, N-NO3, Pcelk

Seznam příloh

Příloha č. 1: Seznam vypouštění evidovaného v IRZ v povodí Olšavy

Příloha č. 2: Seznam dílčích povodí, které jsou vedeny jako stavební prvky modelu a jejich plocha

Seznam použitých zkratk

BSK ₅	Biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní
BOD	Biochemical Oxygen Demand
BR	Biosférická rezervace
BZ	Bodové zdroje
CAP	Common Agricultural Policy
COD	Chemical Oxygen Demand
CORINE	COoRdination of INformation on the Environment
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	Čistírna odpadních vod
DDT	Dichlordifenyltrichlormethylmethan
DHI	Danish Hydraulical Institut
DO	Dissolved Oxygen
E-Coli	Escherichia coli
EHS	Evropské hospodářské společenství
EPA	Enviromental Protection Agency – Enviromental Research Laboratory in Athens
EO	Ekvivalentní obyvatel dichromanem draselným
HP	Hydrologické poměry
CHKO	Chráněné krajinné území
CHSH _{Cr}	Chemická spotřeba kyslíku
GIS	Geografické informační systémy
IRZ	Integrovaný registr znečištění
LO	Látkový odnos
NBZ	Nebodové zdroje
N _{Celk}	Celkový dusík
N _{Tot}	Total Nitrogen
N-NH ₄	Amoniakální dusík
N-NO ₃	Dusičnanový dusík
MOS	Městská a obecní statistika
MAB	Man and Biosphere
OKEČ	Odvětvová klasifikace ekonomických činností
PCB	Polychlorované bifenyly
P _{celk}	Celkový fosfor
PHP	Plán hlavních povodí
PMo s. p.	Povodí Moravy státní podnik
POP	Plán oblasti povodí Moravy
PP	Přírodní památka
PřFUK	Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

P _{Tot}	Total Phosphorus
PZS _{BZ}	Procentický zbytek bodových zdrojů po samočištění
Q _a	Průměrný dlouhodobý průtok
Q-h	Průtok-výška
Q _{mes}	Průměrný měsíční průtok
Q _{mes_{min}}	Minimální průměrný měsíční průtok
Q _{mes_{max}}	Maximální průměrný měsíční průtok
SVK	Slovenské vodovody a kanalizace
SVP 1953	Státní vodohospodářský plán republiky Československé
SVP 1975	Směrný vodohospodářský plán republiky Československé
TTP	Trvalé travní porosty
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
USDA	United States Department of Agriculture
VaK	Vodovody a kanalizace
VÚV	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M.
WFD	Water Framework Directive
WQ	Water Quality
ZAS	Zemědělská akciová společnost
ZABAGED	ZÁkladní BÁze GEodetických Dat
ZD	Zemědělské družstvo
ZVHS	Zemědělská vodohospodářská služba

Literatura

- ANDERSEN, H., E., KRONVANG, B., LARSEN, S., E., a kol., 2006: *Climate-change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin*. In: Science of the Total Environment. č. 365. Elsevier. s. 223-237.
- BABU, M., T., KESAVA DAS., V., VETHAMONY, P., 2005: *BOD-DO modeling and water quality analysis of a waste water outfall off Kochi, west coast of India*. In: Environment International. Elsevier. č. 32. r. 2006. s. 165-173.
- BIOTOX [online]. 2001 [cit. 8. 12. 2009]. URL <<http://www.biotox.cz/>>.
- BUČEK, A. et al. 1984: *Geografická diferenciacie jihomoravského kraje jako podklad pro optimalizaci životního prostředí*. Brno: Geografický ústav ČSAV. 1984. 211 s.
- BORAH, D., K., BERA, M., 2003: *Watershed-Scale Hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: Review of Mathematical Bases*. S. Joseph- ASABE. [online]. [cit. 23. 3. 2010]. URL<[http:// http://asae.frymulti.com/](http://http://asae.frymulti.com/)>.
- CALOW, P., PETTS, E., G., 1994: *The rivers handbook. Volume 2*. Oxford-Blackwell. 523 s.
- Civil/Environmental Model Library [online]. [cit. 3.1.2010]. URL< <http://sdi.odu.edu/model/>>
- ČHMÚ, Univerzita Palackého v Olomouci. 2007. Atlas podnebí ČR [online]. Praha: Český ústav hydrometeorologický, Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 2007 [cit.10.7.2010] URL<<http://www.atlaspodnebi.cz>>.
- COX., B., A., 2003: *A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers*. In: The Science of the Total Environment. č. 314-316. s. 335-377.
- CZUDEK, T. 1997: *Reliéf Moravy a Slezska v kvartéru*. Brno: SURTSUM, 1997. 213 s.
- CZSO, 2002: Cenzus veřejných vodovodů a kanalizací ČR.
- ČSN 75 7221. 1998: *Jakost vod: Klasifikace jakosti povrchových vod*. Praha: Český normalizační institut. 1998. 10 s.
- DABROWSKI, J. M., et al., 2009: *Agricultural impacts on water quality and implications for virtual water trading decisions*. In: *Ecological Economics*. č. 68, s. 1074-1082.
- DEMEK, J., 1988: *Obecná geomorfologie*. Praha: Academia. 1988. 476 s.
- DHI. Inc., 2003: *Evaluation of Diversion operation plans to meet negotiated flow targets for Salmon and Steelhead in the Lehmi river basin using the MIKE Basin model*. Boise: University of Idaho. 49 s.

- DONIGIAN, A., S., IMHOFF., J., C., AMBROSE., R., B., 1995: *Modeling watershed water quality*. In: *Environmental Hydrology*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. s. 377-426.
- ERSHADI, A; KHIABANI, H; LØRUP, J., K., 2005: *Applications of Remote Sensing, GIS and River Basin Modelling in Kabul River Basin*. In: Sborník konference: ICID 21st European Regional Conference 2005. Frankfurt. 10 s.
- ESF (European Science Foundation), 2006-2008: *COST 634 On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion*.
- EUROPA-The official website of European Union [online]. [cit. 8. 12. 2009]. URL<<http://www.europa.eu/legislation/>>.
- EVEN, S., a kol., 2007: *New tools for modelling water quality of hydrosystems: An application in the Seine River basin in the frame of the Water Framework Directive*. In: *Science of the Total Environment*. č. 375, s. 274-291.
- GERGEL, J. et al. 1994: *Hlavní zásady pro odběr a vyhodnocování kvality povrchových vod odtékajících ze zemědělsky využívaných povodí*. Praha: Výzkumný ústav pro melioraci a ochrany půdy. 26 s.
- HAI-LONG LIU, XI CHEN, AN-MING BAO, LING WANG, 2007: *Investigation of groundwater response to overland flow and topography using a coupled MIKE SHE/MIKE 11 modeling dydtem for an arid watershed*. In: *Journal of Hydrology*. č. 347. Elsevier. s. 48-459.
- HELLMANN, H., 1999: *Qualitative Hydrologie - Wasserbeschaffenheit und Stoff-Flüsse*. Berlin, Stuttgart-Gebrüder Borntraeger. 468 s.
- HONGMING HE, JIE ZHOU, YONGJAO WU, WANCHANG ZHANG, XIUPING XIE, 2008: *Modelling the response of surface water quality to the urbanization in Xi'an, China*. In: *Journal of Environmental Management*. Elsevier. č. 86. s.731-749.
- IRESON, A.; MAKROPULOS, C.; MAKSIMOVIC, C., 2006: *Water Resources Modelling under Data Scarcity: Coupling MIKE BASIN and ASM Groundwater Model*. In: *Water Resources Management*. č. 20. s. 567-590.
- JANSKÝ, B., JUDOVÁ, P., 2005. *Kvalita povrchových vod v povodí Šlapanky: Modleová situace českého venkova*. *Geografie – sborník české geografické společnosti*. roč. 10, č. 1. s. 1-14.
- JEDLITSCHKA, J., 2006: *Implementace rámcové směrnice EU pro vodní politiku a dalších významných předpisů EU souvisejících s odpadní vodou ve vybraných podunajských zemích – situace v Německu (Podunajská část)*. In: *SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací*. Praha: Pavel Fučík. č. 7-8. s. 20-24.

- JENÍČEK, M., 2009: *Modelování hydrologických procesů I*. Studijní materiály k přednášce. Univerzita Karlova v Praze.
- KEMEL, M., KOLÁŘ, V. 1980. *Hydrologie*. Praha: Vydavatelství ČVUT. 292 s.
- KJELDS, J., JACOBSEN, T., HUGHES, J., KREJCIK, J., 2009: *Decision support tools for integrated water resources management*. Horsholm-DHI Water & Environment. 16 s.
- KOUBOVÁ, D., 2009: *Vyšší intenzita pěstování kukuřice přispívá ke zhoršení kvality podzemních vod*. In: DLG-Mitteilungen, č. 11, 8 s.
- LANGHAMMER, J., KLIMENT, Z., JURČÁK, P. 2003. *Dynamika plošného odnosu látek z povodí v geograficky odlišných podmínkách ČR (na příkladu Blšanky, Loučky, Lužické Nisy a Olšavy)*. Praha: PĚFUK. 2003. 98 s. Závěrečná zpráva grantu GAUK 178/2000/BGEO.
- LANGHAMMER, J., 2005: *Modelling nonpoint pollution sources*. In: Universitas Acta Carolinas – Geographica. Praha – Charles University Press. č. 1., s. 203-208.
- LANGHAMMER, J., KLIMENT, Z. 2006. *Změny kvality vody v zemědělských oblastech*. Geografie – sborník české geografické společnosti. 2006, roč. 111, č. 2, s. 168-186.
- LANGHAMMER, J., 2006: *Kvalita povrchových vod*. Studijní materiály k přednášce. Univerzita Karlova v Praze.
- MARSILI-LIBELI, S., GIUSTI, E. 2008: *Water quality modelling for small river*. In: Environmental Modelling & Software. č. 23. s. 451-463.
- MATHEWS, C., 2006.: *Livestock a major threat to environment*. In: FAO Newsroom [online]. [cit. 23. 3. 2010]. URL<<http://www.fao.org/newsroom/>>.
- MAYS, L. W., 1996: *Water Resources Handbook*. New York: McGraw-Hill. 1568 s.
- MACKOVČIN, P. 2002. *Zlínsko*. In: MACKOVČIN, P. a SEDLÁČEK, M. Chráněná území ČR, svazek II. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Eko Centrum Brno, 376 s.
- MCCUEN, R., H. KNIGHT, Z. CUTTER, A., G., 2006: *Evaluation of the Nash—Sutcliffe Efficiency Index*. In: Journal of Hydrologic Engineering. Vol. 11. č. 6, s. 597-602.
- MIKE BASIN 2008: *Users guide*. DHI. 164 s.
- Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- Nařízení vlády č. 103/2003 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech.

- Nationat Council for Air and Stream Improvement [online]. [cit. 5.1.2010].
URL<<http://www.ncasi.org/programs/areas/water/>>.
- NESMĚRÁK, I. 1984. *Analýza časových řad jakosti vody v tocích*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský. 1984. 225 s.
- NESMĚRÁK, I., 1990: *Hodnocení a modelování jakosti vod*. In: Hodnocení jakosti povrchových vod. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR. s. 1-15.
- NESMĚRÁK, I., 2009: *Některé technické postupy pro aplikaci modelu MIKE BASIN*, Studie pro VRV Praha a DHI Praha, Předběžná dílčí zpráva. 56 s.
- NESMĚRÁK, I., 2009: *Některé technické postupy pro aplikaci modelu MIKE BASIN*, Studie pro VRV Praha a DHI Praha, Druhá předběžná zpráva. 61 s.
- NESMĚRÁK, I., 2009: *Některé technické postupy pro aplikaci modelu MIKE BASIN*, Studie pro VRV Praha a DHI Praha, Třetí předběžná zpráva. 48 s.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z., 2001: *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Praha: Academia. 341 s.
- PALIWAL, R., SHARMA, P., KANSAL, A., 2007: *Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS*. In: Journal of Enviromental Management. č. 83. s. 131-144.
- PITTER, P., 1990: *Hydrochemie*. Praha: SNTL. 565 s.
- PITTER, P. 2002. *Zdroje a odstraňování nutrientů*. Vodní hospodářství. 2002, roč. 52 č. 2, s. 29-31.
- Povodí Moravy s.p. 2006: *Souhrnná zpráva o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2005/2006* [online]. Brno: Povodí Moravy s.p. [cit.13.7.2007]
URL<<http://www.pmo.cz>>.
- Povodí Moravy s.p. 2009: *Plán oblasti povodí Moravy*. Brno. 55 s.
- Povodňová komise města Uherský Brod, 2007: *Povodňový plán pro území správního obvodu ORP Uherský Brod*. Uherský Brod. 19 s. [online]. [cit. 20.6.2010]
URL<<http://www.ub.cz/public/docs/povodne/>>.
- PRÁŠKOVÁ, Z., 2007: *Základy náhodných procesů II*. Praha: Karolinum. 151 s.
- Program UNESCO "Člověk a biosféra"* [online]. [cit. 12. 3. 2010].
URL<<http://mab.kav.cas.cz/mab.html>>.
- QUITT, E. 1984. *Klima Jihomoravského kraje*. Brno: Kabinet zeměpisu KPÚ v Brně, Brno, 1984. 165 s.

- RAUCH, W, HENZE, P., a kol., 1998: *River Water Quality Modelling: I. State of The Art*. In: Sborník konference: IAWQ Biennial International Conference. Vancouver. 8 s.
- RITTER, F., SHIRMOHAMMADI, A., 2001: *Agricultural nonpoint polution sources - Watershed Management and hydrology*. New York-Lewis Publishers. 342 s.
- ROZKOŠNÝ, M. 2004. *Vývoj jakosti vody v horní části povodí Olšavy – hodnocení vývoje v období 1989 – 2004* [online]. In Veronica. Voda a krajina II. Brno: ZO ČSOP Veronica [cit.17.7.2007]. URL <<http://hostetin.veronica.cz/>>.
- ROSENDORF, P., a kol., 1998: *Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR*. Etapová zpráva projektu vlády ČR pro výzkum a vývoj VaV/510/4/98 za rok 1998. Praha: VÚV T.G.M.
- ŘÍHA, J., 2000: *Jakost vody a její matematické modelování*. Brno-NOEL. 269 s.
- Scientific Software Group - Enviromental and Water Resource Software* [online]. [cit. 5.1.2010]. URL<<http://www.fort.usgs.gov>>.
- SEOK, S., P., YONG, S., L., 2001: *A water quality modeling study of the Nakdong River Korea*. In: Ecological Modelling. č. 152. r. 2002. s. 65-75.
- SHANAHAN, P., a kol., 1998: *River Water Quality modeling: Problems of the art*. In: Sborník konference: IAWQ Biennial International Conference. Vancouver. 8 s.
- SINGH, R., SUBRAMANIAN, K., REFSGAARD, J., C., 1999: *Hydrological modelling of a small watershed using MIKE SHE for irrigation planning*. In: Agricultural Water Management. č. 41. s.149-166.
- SINGH., V., J., 1995: *Enviromental Hydrology*. Dordrecht - Kluwer Academic Publishers. 479 s.
- Směrnice Rady 91/676/EHS, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů, tzv. „nitratová směrnice“
- SOMLYÓDY, L., HENZE, M., a kol., 1998: *River Water Quality Modelling: I. Future of The Art*. In: Sborník konference: IAWQ Biennial International Conference. Vancouver. 8 s.
- STEINFELD, H., GERBE, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., 2006: *Livestock's long shadow – enviromental issues and opions*. Rome-FAO. 391 s.
- STEINFELD, H, et al. *Livestock's long shadow – enviromental issues and opions* [online]. Řím: FAO, 2006 [cit. 23. 3. 2010]. 391 s. URL<<http://books.google.cz/books>>.
- ŠTEFÁČEK, S., 2010: *Encyklopedie vodních ploch Čech, Moravy a Slezska*. Praha: Libri. 367 s.
- SVP, 1975: *Směrný vodohospodářský plán*. Praha.

- SVP, 1953: *Státní vodohospodářský plán*. Praha.
- SYNÁČKOVÁ, M. 1996. *Čistota vod*. Praha: Vydavatelství ČVUT. 1996. 208 s. TACHECI, P., 2009: *Metodika pro hodnocení dopadu uvažovaných opatření na kvalitu vody pomocí modelu MIKE BASIN*. Praha: DHI. 63 s.
- The International Institute for Applied Systems Analysis* [online]. [cit. 3.1.2010].
URL<<http://www.iiasa.ac.at/Research/WAT/docs/desert>>.
- TÖLGYESSY, J., et al. 1984. *Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia*. Bratislava: VEDA. 530 s.
- TOMÁŠEK, M. 2003. *Půdy České Republiky*. Praha: Česká geologická služba, 2003. 67 s.
- THORTON, I., A., RAST, W., HOLLAND, M., M., 1999: *Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystemc: a practical Approach*. Paris: UNESCO – MAB. 466 s.
- TRUSINA, J., 2006: *Potenciální hydrologická rizika v povodí Olšavy*. Brno. 87 s. Diplomová práce. Masarykova Univerzita.
- United states Enviromental Protection Agency* [online]. [cit. 3.1.2010].
URL<<http://www.epa.gov/waterscience/>>.
- US Army Corps of Engineer* [online]. [cit. 5.1.2010]. URL<<http://www.fort.usgs.gov>>.
- US Geological Survey* [online]. [cit. 5.1.2010]. URL<<http://www.fort.usgs.gov>>.
- WANG, CH., WANG, Y., WANG, P., 2005: *Water quality modeling and polution control for the eastern route of south to north water transfer project in China*. In: *Journal of Hydrodynamics*. č. 18(3). s. 253-261.
- WITHERS, P., J., A, a kol., 2007: *The impact of pasture improvement on phosphorus concentrations in soils and streams in an upland catchment in Northern England*. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*. č. 122. s. 220-232.
- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb. a zákona č. 20/2004 Sb.
- Zemědělská akciová společnost Nivnice, 2003-2007: *Výroční zpráva o výsledcích hospodaření*. [online]. [cit. 2010-07-22]. URL<<http://web.iol.cz/zas.nivnice/>>.
- ZÍTEK, J., 1965: *Hydrologické poměry České Socialistické Republiky*. Díl 1-3. Praha-Mír.

Internetové databáze:

Assessment and reference reports of water monitoring – Arrow, 2010: *Povrchová voda* [online]. URL <<http://hydro.chmi.cz/isarrow/>>.

Česká geologická služba Geofond, 2010: *Mapový server* [online]. URL<<http://www.geofond.cz/mapsphere/>>.

Informační středisko pro rozvoj Moravských Kopanec, o.p.s., 2007: *Katalog ekozemědělství Zlínského kraje + Hodonínska*. [online]. [cit. 2010-07-22]. URL<<http://www.iskopanice.cz/>>.

Ministerstvo Zemědělství, 2009: *Veřejný registr půdy - LPIS* [online]. URL<<http://eagri.cz/public/app/plpis/>>.

Portál Veřejné správy České republiky, 2005: *Geoportal Cenia* [online]. URL<<http://geoportal.cenia.cz/>>.

Výzkumný Ústav Vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, 2002: *HEIS (Hydroekologický informační systém)* [online]. URL<<http://heis.vuv.cz/>>.

Výzkumný Ústav Vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, 2007: *DIBAVOD (databáze vodohospodářských dat)* [online]. URL<<http://www.dibavod.cz/>>.

Česká informační agentura životního prostředí, 2005: *Integrovaný Registr Znečišťování IRZ* [online]. URL<<http://www.irz.cz/>>.

Český statistický úřad, 2003: *Odvětvová klasifikace ekonomických činností - OKEČ* [online]. [cit. 12.5.2010]. URL<<http://www.czso.cz/csu/klasifik.nsf/i/okec>>.

Příloha č. 1: Seznam vypouštění evidovaného v IRZ v povodí Olšavy (Zdroj: Pöyry a.s.)

ID	Název	X_JTSK	Y_JTSK	Vypouštění [m ³ /rok]	BSK ₅ [mg/l]	CHSK _{Cr} [mg/l]	N-NH ₄ [mg/l]	N-NO ₃ [mg/l]	P_CELK [mg/l]
515661	Obec Dolní Lhota	-512030.147	-1176489.169	31.5	250.00	500.00	53.86	-	-
520251	ZEVETA Bojkovice - ČOV	-512036.801	-1186727.183	150.0	5.80	26.50	1.30	2.65	0.80
520263	Městský úřad Kunovice - letní koupaliště	-537878.009	-1183543.633	19.8	-	-	-	-	-
520371	Slovácké strojírný Uherský Brod	-523544.108	-1189135.651	165.0	6.70	31.80	2.05	4.20	0.95
520781	YOG Bojkovice	-513643.746	-1187141.427	58.3	7.95	40.95	1.15	23.35	6.65
521111	SVK Uherské Hradiště - Kunovice	-538701.609	-1183144.791	144.9	73.35	192.25	33.70	5.20	5.90
521121	SVK Uherské Hradiště - Uherský Brod ČOV	-526152.717	-1187166.397	6058.3	3.05	28.50	1.35	9.80	2.59
521122	SVK Uherské Hradiště - Uh. Brod + Újezdec u Luh.	-521841.140	-1186905.353	5.4	78.00	231.00	51.20	1.30	6.70
521131	SVK Uherské Hradiště - Vlěnov VK	-529490.858	-1188278.477	0.1	72.15	194.65	32.70	2.70	5.35
521141	SVK Uherské Hradiště - Bojkovice ČOV	-513733.979	-1187187.856	392.9	6.90	29.00	11.70	4.10	2.35
521691	MOVO Olomouc - Luhačovice ČOV	-520525.268	-1184643.037	2432.8	4.00	31.40	2.30	9.75	2.35
521961	SVK Uherské Hradiště - Sumice	-520087.087	-1186906.183	38.0	133.90	267.90	40.35	2.95	7.86
522101	Obec Ludkovice	-518134.906	-1178069.087	18.7	23.00	74.50	16.75	-	-
522401	SVK Uherské Hradiště - Prakšice+Pašovice ČOV	-525575.033	-1182142.475	87.1	58.00	166.50	27.10	2.55	5.86
522481	ALIMA - (dřív Českomoravské mrazírny) ČOV	-540125.000	-1183165.000	0.1	14.85	40.90	0.55	1.96	1.15
522721	SVK Uherské Hradiště-Korytná VK	-524437.870	-1195675.389	25.0	118.00	298.00	32.60	3.30	6.60
522781	SVK Uherské Hradiště - Popovice	-533576.468	-1184063.915	18.8	78.00	184.20	29.10	14.45	6.40
522801	SVK Uherské Hradiště - Záhorovice VK	-515658.348	-1188594.935	50.9	32.50	86.50	21.45	3.25	4.00
522891	Česká zbrojovka Uherský Brod	-526804.856	-1186138.238	250.0	14.35	43.00	4.45	6.15	2.25
522961	Obec Suchá Loz	-520938.404	-1193410.660	37.5	50.00	150.00	20.00	-	-
522971	SVK Uherské Hradiště-Veletiny VK	-530933.505	-1184798.060	36.0	70.80	194.00	41.10	2.40	6.00
523061	Hradčovice VK	-529047.727	-1184608.305	24.0	103.00	298.50	81.20	0.26	10.14
523171	SVK Uherské Hradiště-Nezdenice VK	-516965.844	-1188648.569	16.5	58.40	139.00	20.95	2.75	4.42
523301	MOVO Olomouc - Retechov ČOV	-513704.010	-1173896.069	18.6	7.75	47.15	3.10	5.30	2.55
523361	ChPaČ Uherský Brod	-526082.656	-1187227.491	0.1	-	-	-	-	-
523401	SVK Uherské Hradiště-Mikovice-Věsky ČOV	-535961.017	-1184304.619	128.6	6.00	37.00	5.05	27.60	5.95
523471	Obec Slopné VK	-508410.035	-1174551.586	29.3	70.00	170.00	40.00	-	-
523481	Obec Podolí VK	-533192.003	-1184221.152	42.0	99.00	259.00	32.50	-	-
523511	Obec Březůvky VK (V1-V7)	-518891.486	-1173806.858	8.1	14.25	51.35	0.50	3.00	0.46
523513	Obec Březůvky - průsak ze skládky TKO	-518691.020	-1174155.684	6.3	3.00	87.00	0.08	-	-
523571	Obec Kaňovice	-520044.967	-1178842.202	21.1	21.00	60.75	8.20	-	-
523581	Obec Hřivínův Újezd	-521812.174	-1174628.009	68.4	16.05	55.25	8.10	-	-
523601	AQUATEST - areál Česká zbrojovka Uherský Brod	-526533.671	-1186692.460	0.1	-	-	-	-	-
523721	Obec Hostětín - ČOV	-507046.086	-1186584.356	18.0	10.54	30.23	-	-	-
523751	SVK Uherské Hradiště - Pitín VK	-510412.604	-1187017.067	85.4	49.00	110.20	20.60	2.20	3.50
523771	SVK Uherské Hradiště - Bánov VK	-520455.101	-1189663.645	35.0	121.00	247.00	35.50	0.90	6.00
524092	Obec Provodov ČOV	-516736.452	-1173272.474	75.6	10.50	45.20	11.49	25.32	1.90
524111	Obec Dobrkovice	-522275.725	-1179753.774	28.9	32.30	117.50	20.18	0.18	1.75
524131	Obec Sehradice VK	-511036.191	-1175745.623	38.3	52.00	125.00	25.50	2.70	3.70
524311	Obec Komňa VK	-514006.233	-1191185.738	25.9	5.10	11.00	-	-	-
524391	Obec Petruška VK	-511181.116	-1179799.564	22.7	51.80	129.90	15.05	-	-
524441	ZZN Pomoraví - Uherský Brod	-535193.795	-1184392.523	140.0	-	-	-	-	-
524471	Obec Biskupice u Luhačovic VK	-519417.000	-1181227.000	31.9	23.75	73.00	-	-	-
524521	ALBO SCHLENK, a.s., Bojkovice VK	-511644.000	-1186440.000	34.5	-	-	-	-	-
524561	MOVO Olomouc - úprava vody Ludkovice	-517944.000	-1177460.000	36.0	3.10	16.60	-	-	-
524621	Horní Lhota - VK	-511936.843	-1174997.880	27.4	81.00	256.00	13.70	13.70	-

Příloha č. 2: Seznam dílčích povodí, které jsou vedeny jako stavební prvky modelu a jejich plocha (převzato z dialogu MIKE Basin Catchment Properties)

DHI_ID	CatchmentName	AssignedArea [km ²]
71	Catchment75	17.166766
72	Catchment76	2.685109
75	Catchment79	2.78021
76	Catchment80	25.248772
78	Catchment82	36.693048
79	Catchment83	42.043687
80	Catchment84	10.24786
81	Catchment85	7.490356
82	Catchment86	13.164342
83	Catchment87	3.627784
84	Catchment88	50.878528
85	Catchment89	16.997695
86	Catchment90	8.607367
87	Catchment91	14.738764
88	Catchment92	8.707627
89	Catchment93	13.444971
90	Catchment94	3.09344
91	Catchment95	18.789527
92	Catchment96	6.886314
93	Catchment97	9.065851
94	Catchment98	7.456359
96	Catchment100	48.153187
97	Catchment101	28.537831
98	Catchment102	21.429604
100	Catchment104	11.288422
104	Catchment108	10.805776
113	Catchment119	5.47166
114	Catchment120	8.657443
115	Catchment121	22.895819
116	Catchment122	4.351416
117	Catchment123	13.91364
118	Catchment124	0.583955
119	Catchment125	7.496268
120	Catchment126	4.243231
121	Catchment127	6.265982
122	Catchment128	6.625068