

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ GEOINFORMATIKY A ÚZEMNÍHO PLÁNOVÁNÍ



**MATEMATICKÉ MODELOVÁNÍ KVALITY VODY OTEVŘENÝCH
KORYT – INTERVENČNÍ ŘÍZENÍ**

Diplomová práce

Vedoucí práce: Ing. František Šulan

Diplomant: Bc. Helena Charvátová

2012

zadání

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Františka Šulana, a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 30. 4. 2012

Poděkování:

Děkuji Ing. Františku Šulanovi za odborné vedení práce, své rodině a všem přátelům za podporu a pomoc s korekturou.

ABSTRAKT

Tato diplomová práce se zabývá problematikou kvality povrchových vod a jejím modelováním. První část se věnuje popisu chemických ukazatelů kvality vody a procesů ve vodách, které ovlivňují transport látek v toku. Druhá část je věnována modelování pomocí softwarového prostředku HEC-RAS, ve kterém byl vytvořen matematický model transportu znečištění v zájmovém území.

Tato diplomová práce představuje obecný návod řešení problematiky modelování kvality vody v prostředí HEC-RAS.

Klíčová slova: matematický model, hydraulika otevřených koryt, advekce, disperze

ABSTRACT

This thesis deals with issues of water quality in surface water and its modeling. In the first part, there is a description of chemical indicators and processes in water. The second part is focused on mathematical modelling by using HEC-RAS. The mathematical model of transport of pollution is created.

This thesis shows the solution of issues of mathematical modelling by HEC-RAS software tool.

Keywords: mathematical model, hydraulic of open channels, advection, dispersion

OBSAH

1	ÚVOD	8
1.1	Cíle.....	8
2	DRUHY VOD	9
2.1	Přírodní vody.....	9
2.1.1	Atmosférické vody	9
2.1.2	Podzemní vody	9
2.1.3	Minerální vody	10
2.2	Odpadní vody	10
3	POVRCHOVÉ VODY.....	11
3.1	Chemické složení tekoucích povrchových vod	11
3.1.1	Anorganické látky.....	11
3.1.2	Kovy a polokovy	11
3.1.3	Nekovy.....	13
3.1.4	Radioaktivní látky.....	14
3.1.5	Organické látky	14
3.2	Stanovení organických látek ve vodách.....	17
3.2.1	Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)	17
3.2.2	Celkový organický uhlík TOC(DOC).....	17
3.2.3	Biochemická spotřeba kyslíku (BSK).....	18
3.2.4	pH	18
3.2.5	Elektrolytická konduktivita	18
3.2.6	Plyny rozpuštěné ve vodách.....	18
3.3	Znečištění	19
3.3.1	Samočistící procesy	19
3.3.2	Eutrofizace	20
3.3.3	Acidifikace	20
3.4	Kvalita (jakost) povrchových tekoucích vod	21
3.5	Vzorkování	21
3.5.1	Odběr vzorků.....	21
3.5.2	Uchovávání vzorků.....	22
4	Matematické Modely	23

5	Procesy ve vodě.....	25
5.1	Advekce	25
5.1.1	Modelování proudění vody v tocích.....	26
5.2	Disperze	27
5.2.1	Molekulární difúze	27
5.2.2	Hydrodynamická disperze.....	28
5.3	Přehled 1D modelů	29
5.3.1	MIKE 11	29
5.3.2	HEC-RAS.....	30
5.3.3	Analýza kvality vody (Water Quality Analysis)	30
6	Případová studie Rokytenka.....	31
6.1	Rokytenka	31
6.2	Horský potok.....	32
7	Metodika	34
7.1.1	Hydraulické podklady.....	35
7.1.2	Příprava podkladů modelu	35
7.1.3	Vybavení pro odběry jednotlivých vzorků a měření koncentrací	35
8	Modelování v prostředí HEC-RAS.....	37
8.1	Geometrická data.....	37
8.2	Zadání rovnoměrného proudění	38
8.3	Modul simulace kvality vody.....	39
8.4	Zadání meteorologických dat	40
9	Výsledky	41
10	Diskuze	44
11	Závěr.....	45
12	Literatura	46
13	Přílohy	48

1 ÚVOD

Voda je nedílnou součástí přírody. Je cenným přírodním zdrojem nejen pro člověka. Ve vodním prostředí probíhají veškeré chemické a biologické děje, proto je potřeba o vodu pečovat a zabezpečovat její dostatečnou kvalitu.

Sledování kvality povrchové vody začalo zhruba před 45 lety. Monitoring se prováděl zpočátku na 150 měrných profilech, postupem času se tato monitorovací síť do dnešní doby zdvojnásobila. Vyhodnocovaly se chemické a biologické ukazatele. Množství těchto ukazatelů, které je zapotřebí monitorovat stále přibývá. Je to díky rozvíjejícímu se průmyslu a zemědělství. Přibývají stále nové syntetické látky, které se postupem času ukazují být pro životní prostředí škodlivé.

Matematické modelování nám přibližuje chování znečišťujících látek v toku. Díky velkému rozmachu výpočetní techniky v 70. a 80. letech minulého století byla umožněna aplikace numerických metod při řešení modelování jakosti vody a tudíž i vývoj a používání softwarových prostředků k jejímu sledování. (Rieder, 1996)

1.1 Cíle

Cílem této diplomové práce je popis jednotlivých chemických a biologických ukazatelů jakosti vody a procesů transportu znečišťujících látek v povrchových vodách.

Dalším cílem je simulace modelu transportu znečištění v toku za pomoci softwarového prostředku HEC-RAS a jeho porovnání se skutečně naměřenými koncentracemi v jednotlivých profilech.

2 DRUHY VOD

Vody se dělí podle původu na přírodní a odpadní. Přírodní vody se dále dělí na atmosférické, podzemní, minerální a povrchové vody a odpadní vody se dělí na splaškové a průmyslové (Pitter, 2009).

2.1 Přírodní vody

2.1.1 Atmosférické vody

Atmosférická (srážková) voda se vyskytuje ve třech formách. Ve formě par jako vlhkost ovzduší, ve formě kapek a krystalů tvořící oblaka (mraky) a ve formě atmosférických srážek.

Atmosférické srážky jsou nejčistějším druhem přírodních vod, ale přechodem přes vrstvu ovzduší se znečišťují (Tölgyessy et al., 1989).

Chemické složení atmosférických srážek je závislé na složení a znečištění spodní vrstvy atmosféry a troposféry. Nejvíce znečištěny jsou srážky v okolí průmyslových center a sídlišť.

Největších koncentrací dosahují kationty amoniakálního dusíku a vápníku, z aniontů jsou to sírany a dusičnany, které pocházejí z antropogenní činnosti. Jejich koncentrace však od roku 1995 stále klesá.

Srážkové vody mohou být významným zdrojem nutrientů (P, N) a také zdrojem toxických kovů (Pitter, 2009).

2.1.2 Podzemní vody

Jedná se o veškerou vodu, která se vyskytuje pod zemským povrchem. Nachází se v pásnu nasycení a je v přímém styku s horninami. Podle chemického složení se dělí se na prosté vody a minerální vody. Prostá voda je voda s nízkým obsahem rozpuštěných látek a nesplňuje kritéria pro minerální vodu (Tölgyessy et al., 1989).

Zásoby podzemní vody se doplňují třemi způsoby: infiltrací srážkových a povrchových vod, kondenzací vodních par v půdě a vznikem a kondenzací vodních par z magmatu.

Chemické složení je ovlivněno vzájemným působením srážkových a povrchových vod, podzemní atmosférou a horninovým prostředím. Závisí na složení půd a hornin, kterými voda protéká a na složení srážkových a povrchových vod v dané oblasti. Formuje se přímým rozpouštěním, chemickým působením, vlivem srážkových a povrchových vod a modifikujícími přeměnami (Pitter, 2009).

2.1.3 Minerální vody

Minerální vody se od obyčejných podzemních vod liší svým chemickým složením a fyzikálními vlastnostmi. Přírodně léčivým zdrojem je přirozeně se vyskytující minerální voda, plyn nebo peloid (rašelina, slatina nebo bahno), které mají vlastnost vhodnou pro léčebné využití (Pitter, 2009).

Podle § 2 zákona č. 164/2001Sb. tzv. lázeňský zákon se minerální vodou pro léčebné využití rozumí „přirozeně se vyskytující podzemní voda původní čistoty s obsahem rozpuštěných pevných látek nejméně 1 g/l nebo s obsahem nejméně 1 g/l rozpuštěného oxidu uhličitého nebo s obsahem jiného pro zdraví významného chemického prvku anebo která má u vývěru přirozenou teplotu vyšší než 20° C nebo radioaktivitu radonu nad 1,5 kBq/l.“

2.2 Odpadní vody

Odpadní vody jsou vody využívané v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud po použití dojde ke změně jejich jakosti. Odpadní vody se dělí na vody splaškové, městské a průmyslové. Patří sem i vody průsakové z odkališť a skládek (Pitter, 2009).

3 POVRCHOVÉ VODY

Povrchové vody jsou všechny vody vyskytující se přirozeně na zemském povrchu. Dělí se na vody kontinentální a vody mořské. Kontinentální povrchové vody jsou vody tekoucí (vodní toky) a vody stojaté (jezera, nádrže, rybníky). Brakická voda vzniká smícháním vody mořské a říční v ústí řek do moře (Pitter, 2009).

Povrchová voda vzniká z vody atmosférické a podzemní. Pokud převažuje jako zdroj atmosférická voda, pak povrchová voda je méně mineralizovaná. Složení povrchových kontinentálních vod je ovlivněno geologickou skladbou podloží a složením dnových sedimentů, hydrologicko-klimatickými poměry, půdně-botanickými poměry a antropogenní činností (Pitter, 2009).

3.1 Chemické složení tekoucích povrchových vod

Koncentrace nerozpuštěných látek se v čistých vodách pohybuje obvykle v jednotkách mg /l. V době povodní se tato koncentrace zvyšuje na desítky až stovky mg/l v důsledku splachu látek z okolní půdy (Pitter, 2009).

3.1.1 Anorganické látky

Anorganické látky ve vodách se vyskytují ve třech formách. Ve formě kationtů, aniontů nebo v neiontové formě. V tekoucích vodách můžeme najít převážně sodík, draslík, hořčík, vápník, železo, mangan, sloučeniny dusíku, sloučeniny fosforu, hydrogenuhličitan, sírany, chloridy a jiné látky, které se ve vodách vyskytují ve stopovém množství. Překročí-li tyto látky určité koncentrace, ovlivňují kvalitu vody a tím i celé vodní prostředí (Pitter, 2009).

3.1.2 Kovy a polokovy

Kovy a polokovy se vyskytují ve vodách v rozpuštěné i nerozpuštěné formě. Kovy a polokovy v rozpuštěné formě tvoří nejčastěji komplexy s anorganickými nebo organickými ligandy.

Sodík, draslík, hořčík a vápník patří mezi čtyři základní kationty přítomné v přírodních a užitkových vodách. Vyskytují se převážně ve formě jednomocných kationtů Na^+ a K^+ , hořčík a vápník Ca^{2+} a Mg^{2+} .

Antropogenními zdroji jsou průmyslové odpadní vody, které obsahují chlorid sodný nebo síran sodný vznikající při neutralizacích a vysolování, dále pak z výroby draselných hnojiv a odpady z měničů iontů a tam, kde se neutralizují kyseliny vápnem, vápencem, dolomitem nebo magnezitem. Dalším zdrojem jsou provozy, při kterých se odkyseluje podzemní voda hydroxidem vápenatým. Větší koncentraci sodíku lze naměřit v povrchových vodách po zimním solení chloridem sodným, který spolu s odtávajícím sněhem odtéká do vodních toků.

(Pitter, 2009).

- Železo

Přírodním zdrojem železa jsou horniny a to zejména pyrit (FeS_2), krevet (Fe_2O_3) magnetovec (Fe_3O_4), limonit ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$) a siderit (FeCO_3).

Antropogenním zdrojem železa jsou odpadní průmyslové vody z válcoven, drátoven, mořiren kovů aj. a korozní procesy ve vodovodním potrubí.

Železo ve vodě je přítomno ve formě dvojmocných nebo trojmocných kationtů.

Nejvíce je obsaženo v dnových sedimentech. Železo ovlivňuje barvu, chuť a zákal vody.

Železo má negativní vliv na chov ryb. Oxidace dvoumocného železa na trojmocné na žábrách ryb vede k jejich

Výskyt dvoumocného železa a jeho oxidace na trojmocné železo vede k úhynu ryb z důvodu snížení respirační plochy žaber (Pitter, 2009).

- Mangan

Mangan se do vody dostává z rud a sedimentů, doprovází železné rudy. V přírodě se vyskytuje ve formě manganových rud jako burel (MnO_2), hausmanit (Mn_3O_4) a magnetit (MnCO_3). Po železe je druhým nejčastějším prvkem vyskytujícím se v dnových sedimentech. Ve vodách je znám ve formě dvoumocných, trojmocných a čtyřmocných kationtů a také organicky vázaný.

(Pitter, 2009).

Těžké kovy mohou v tělech ryb a jiných vodních živočichů způsobovat akutní nebo chronické otravy. Mají tu významnou vlastnost, že se kumulují v organismu a tím se stávají toxickými.

Účinek různých toxických látek nezáleží pouze na jejich koncentraci, formě nebo na druhu organismů, ale také na podmínkách a kvalitě vody jako takové a na koncentracích ostatních polutantů (Ellis K.V. et al, 1989).

Za nejvíce toxické jsou považovány rtuť, olovo a kadmium (Pitter, 2009).

3.1.3 *Nekovy*

Největšími polutanty zemědělského znečištění jsou sloučeniny dusíku a fosforu.

- **Dusík**

Dusík patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Je součástí všech biologických procesů v povrchové, podzemní a odpadní vodě. Sloučeniny dusíku mohou být organického nebo anorganického původu. Organický dusík pochází z antropogenní činnosti, zejména ze zemědělství (Pitter, 2009).

Dusík se z odumřelých těl organismů uvolňuje ve formě amoniaku. Ten je v aerobním prostředí oxidován nitrifikačními bakteriemi na dusitany a dále dusičnany. Naopak v anaerobním prostředí dochází k denitrifikaci, tzn. redukci dusičnanů na dusitany až na elementární dusík a oxid dusný. Rostliny jsou schopné přijímat dusičnany a amoniak a využít jej ke stavbě buněčné hmoty, kdežto živočichové musí přijímat dusík vázaný v organických sloučeninách. (Malý et Malá, 1996)
Malý et Malá (1998) ve svém výzkumu zjistili, že rtuť ovlivňuje nitrifikační procesy při oxidaci amoniaku na dusitany.

Amoniak

Ve vodách není přírodního původu. Antropogenním zdrojem jsou splaškové odpadní vody, odpady ze zemědělských výroby a kalová voda z čistírenských kalů. Dalším zdrojem jsou dusíkatá hnojiva, která se infiltrací a splachem dostávají do podzemních a povrchových vod (Pitter, 2009).

Dusičnany a dusitany

Dusičnany se vyskytují ve vodách v jednoduché formě NO_3^- . Pro člověka jsou neškodné, ale mohou být závadné, pokud se zredukují na dusitany. Zdrojem jsou atmosférické srážky (Popl et Fährlich, 1999).

- **Fosfor**

Fosfor se ve vodách vyskytuje v rozpuštěné i nerozpuštěné formě, ve formě jednoduché nebo komplexní nebo jako polyfosforečnan (Tölgyessy et al., 1989).

Pitter (2009) doplňuje, že fosfor se přirozeně do vody vyluhuje a rozpouští z některých půd a zvětralých hornin. Antropogenním zdrojem fosforu mohou být různé mycí a čisticí prostředky a hnojiva.

- **hydrogenuhlčitany**

Hydrogenuhlčitany vznikají při chemickém zvětrávání hornin působením CO_2 a H_2O . Vyskytují se ve formě jednoduchých iontů HCO_3^- nebo ve formě iontových asociátů např. $[\text{CaHCO}_3]^+$, $[\text{MgHCO}_3]^+$, $[\text{NaHCO}_3]^0$ (Pitter, 2009).

Dalšími nekovy vyskytující se ve vodách jsou sírany a chloridy.

3.1.4 Radioaktivní látky

Jak píše Pitter (2009), měření radioaktivity patří mezi důležité ukazatele znečištění přírodních, užitkových a odpadních vod. D. Barišič et al. (1992) ve svém výzkumu zjistili, že největší koncentrace izotopů rádia a uranu pocházejí z fosfátových hnojiv.

3.1.5 Organické látky

Organické látky jsou dvojího původu, buď přírodního, nebo antropogenního. Zdrojem organických látek přírodního původu jsou výluhy z půdy a sedimentů a produkty z činnosti rostlinných a živočišných organismů. Látky antropogenního původu pocházejí z vod průmyslových a splaškových, ze skládek a ze zemědělských půd.

Organické látky mají vliv na kvalitu přírodních vod, mohou mít karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky. Nejtoxičtějšími látkami jsou organohalogenové sloučeniny, organofosforové a organické sloučeniny cínu (Pitter, 2009).

Uhlovodíky pocházejí z ropných produktů, jako je např. benzín, petrolej nebo nafta. Polycyklické uhlovodíky jsou největšími polutanty ve vodách. Vznikají při nedokonalém spalování organické hmoty, zejména spalováním kapalných a pevných paliv a průmyslovou činností jako je karbonizace uhlí nebo krakování ropy. Jiným zdrojem mohou být i lesní požáry, splachy z komunikací, dehtové nátěry aj. Ve vodách se vyskytují především monocyklické aromatické uhlovodíky jako benzen a toluen, z polycyklických uhlovodíků je to fluoranthen. (Pitter, 2009).

- **Chlorderiváty**

Chlorderiváty pocházejí jak z přírodních zdrojů, tak z antropogenní činnosti. V přírodě vzniká např. chlormethan činností mořských řas a suchozemských rostlin. Chlorderiváty produkují cyanobakterie a tvoří se také lesními požáry a vulkanickou činností. Chlorderiváty se považují za toxické látky.

Pitter (2009) dále zmiňuje polychlorované bifenyly (PCB), které se pro svoji škodlivost prostředí již od 80. let nevyrábějí, ale jsou stále přítomné v prostředí. PCB jsou chemicky i biologicky velmi stabilní látky, které se do prostředí dostávají ze starých skládek, odpadů a bývalých provozů.

Fenoly tvoří velkou část organických látek vyskytujících se ve vodách. Fenolové sloučeniny jsou přírodního i antropogenního původu. Chovají se jako kyseliny, do vody se dostávají výluhem. Polyfenoly jsou biologicky i chemicky rezistentní, těžko se odbourávají (Töglyessi et al., 1989).

- **Huminové látky**

Humus vzniká rozkladnými a syntetickými procesy z odumřelé rostlinné hmoty. Dělíme jej na půdní a vodní, přičemž vodní je méně stabilní než půdní, jeho složení závisí také na původu. Vzniká rozkladem planktonu a vodních rostlin. Huminové látky se podle rozpustnosti dělí na huminové kyseliny, které se rozpouštějí při hodnotách pH větších než 2 a fluvinové kyseliny, které se rozpouštějí v celé škále. Ve vodách převládají spíše fluvinové kyseliny. (Pitter, 2009)

- **Tenzidy**

Tenzidy, neboli povrchově aktivní látky, jsou skupina látek, které snižují povrchové napětí a způsobují pění. V přírodě jsou syntetizovány bakteriemi, houbami a kvasinkami, které jsou též využívány při biologickém čištění odpadních vod.

Hlavním zdrojem tenzidů jsou prací a čisticí prostředky v domácnostech a průmyslu (Pitter, 2009).

- **Pesticidy**

Pesticidy jsou látky, které se používají k ošetření rostlin v zemědělství a lesnictví k ochraně proti škůdcům. Jde o široké spektrum látek, které jsou rozděleny podle chemické a biologické účinnosti. Podle působení na organismus se pesticidy mohou dělit na kontaktní, které zůstávají na povrchu a na systémově působící, které pronikají přímo do organismu živočichů.

(Pitter, 2009).

Podle Töglyessi et al (1989) mají pesticidy velký hospodářský význam, ale problémem je jejich toxicita, která byla popsána již u chlorderivátů. V povrchových vodách se častěji vyskytují produkty rozkladu pesticidů – rezidua, která jsou taktéž toxická.

- **Komplexotvorné látky**

Jsou to látky schopné měnit biologické i chemické vlastnosti vody. Jedná se o polyfosforečnany, kyselinu citrónovou, EDTA a NTA. EDTA, neboli ethylendiaminotetraoctová kyselina, a NTA (nitrilotrioctová kyselina) jsou dvě látky, kterým je věnována větší pozornost pro biologickou rezistenci. Proto je používání těchto dvou látek omezeno nebo zakázáno.

(Pitter, 2009).

- **Ostatní organické látky**

Ftaláty se používají jako změkčovadla při výrobě plastů (zvláště PVC). Akrylamidy jsou jedním z ukazatelů jakosti pitné vody, mají toxické, karcinogenní, mutagenní a neurotoxické účinky (Pitter, 2009).

3.2 Stanovení organických látek ve vodách

Požadavky na jakost povrchové vody nejsou tak přísné jako u pitné vody, ale některé povrchové vody mohou sloužit jako zdroj pitné vody.

3.2.1 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

Koncentrace organických látek se hodnotí podle množství použitého oxidačního činidla, které se spotřebuje za určitých podmínek na jejich oxidaci. V dnešní době je jako oxidační činidlo používán dichroman draselný nebo manganistan draselný. Organické látky se mohou oxidovat v několika stupních. Tyto stupně oxidace se následně porovnávají s teoretickou spotřebou kyslíku (ThSK), která se udává v gramech kyslíku potřebného na úplnou oxidaci 1 g organické látky podle stechiometrie na CO_2 a H_2O . Stupeň oxidace se vyjadřuje v procentech ThSK (Pitter, 2009).

3.2.2 Celkový organický uhlík TOC(DOC)

Tato nepřímá metoda se používá ke stanovení celkových organických látek. Je založena na oxidaci organických látek na oxid uhličitý (CO_2). TOC lze stanovit tzv. kyvetovými testy, kdy oxidace probíhá při 100 °C a vzniklý oxid uhličitý se stanovuje fotometricky. Při této teplotě se oxidují všechny organické látky, proto je metoda někdy výhodnější oproti CHSK. Avšak při hodnocení kvality povrchových vod je lepší používat CHSK, poněvadž vyjadřuje spotřebu kyslíku a může se srovnávat s BSK (Pitter, 2009).

3.2.3 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)

Biochemická spotřeba kyslíku je definovaná jako množství rozpuštěného molekulového kyslíku spotřebovaného za určitý časový interval při aerobním biochemickém rozkladu látek přítomných ve vodě. Množství kyslíku je úměrné množství organických látek, a proto můžeme odhadnout stupeň znečištění. (Pitter, 2009)

3.2.4 pH

Stanovení pH je jedním z ukazatelů kvality vody. Ovlivňuje většinu fyzikálně-chemických, chemických a biochemických procesů ve vodách. V čistých přírodních vodách se hodnota pH pohybuje v rozmezí 4,5 do 9,5 (Malý et Malá, 1996).

Je definována jako záporný logaritmus koncentrace vodíkových iontů.

(Pitter, 2009).

3.2.5 Elektrolytická konduktivita

Elektrolytická konduktivita je koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. Používá se jako kontrola výsledků chemického rozboru a měří se konduktometrem (Pitter, 2009).

3.2.6 Plyny rozpuštěné ve vodách

- **Oxid uhličitý (CO₂)**

Tento plyn se do vod dostává z atmosféry nebo může vzniknout aerobním a anaerobním biochemickým rozkladem organických látek v půdě (biogenní původ), pochází z magmatu nebo vzniká termickým rozkladem uhličitánů (hlubinný původ). Vyskytuje se v molekulární formě hydratované molekuly CO₂(aq). Je velmi dobře rozpustný, avšak jeho rozpustnost závisí na pH (Pitter, 2009).

- **Kyslík (O₂)**

Kyslík se dostává do vody dvěma způsoby. Jednak difúzí z atmosféry a jednak při fotosyntetické asimilaci vodních rostlin, řas a sinic. Rozpustnost kyslíku závisí na koncentraci již rozpuštěných látek. Rozpustnost ovlivňuje zejména teplota a tlak. (Pitter, 2009)

Koncentrace rozpuštěného kyslíku je jedním z indikátorů kvality vody. Je nutný při samočištění povrchových vod a využívá se při biologickém čištění odpadních vod a je nezbytný pro život ryb (Töglyessi et al., 1989).

- **Ozon (O₃)**

Ozon je důležitým desinfekčním a oxidačním činidlem. Ve vodě je velmi málo stabilní a rychle se rozkládá. Na vodní organismy působí toxicky a to již od koncentrace 0,01 mg /l (Pitter, 2009).

3.3 Znečištění

Znečištění povrchových vod pochází především z antropogenních zdrojů jako jsou zemědělství a průmysl. Rozeznáváme tři druhy zdrojů znečištění a to bodové, kdy je znečištění do vodního toku přiváděno soustředěně a je možné sledovat jeho kvalitu i kvantitu (přímé vstupy kanalizace do toku), plošné (splachy z okolní půdy především zemědělsky obdělávané) a difúzní (rozptýlené bodové zdroje). Dalším znečištěním je znečištění tepelné, které je způsobeno nadměrným přívodem tepla do toku. (Pitter, 2009)

3.3.1 Samočistící procesy

Samočištěním vody jsou myšleny fyzikální, chemické a biologické procesy, které odbourávají znečištění. Zapojují znečištění do přirozených oběhů látek nebo některé části ukládají.

Dříve, když se odpadní vody odváděly přímo do toků, musely toky snášet velké organické znečištění, které samočistící procesy nebyly schopny odbourat. Dnes jsou již téměř všechny vesnice a města nad 2000 obyvatel vybaveny čistírnou odpadních vod, která zmírňuje dopady znečištění vodních toků.

Mezi samočisticí procesy lze zahrnout např. usazování primárních znečišťujících látek, nitrifikace a denitrifikace, chemické vázání fosforu na jílové částice (fosfor je tak dobře ve vodě odbouratelný), rozklad organického znečištění denitruenty aj.

3.3.2 Eutrofizace

Eutrofizace je zvýšení obsahu nutrietů, převážně sloučenin dusíku a fosforu, ve vodě, které způsobují přílišný růst fotosyntetizujících organismů, zejména cyanobakterií (sinic) a řas.

Přírodní eutrofizaci nelze nijak ovlivnit. Obsah sloučenin dusíku a fosforu pochází z půdy, dnových sedimentů a z těl odumřelých živočichů. Přírozenou eutrofizací dochází k tzv. stárnutí jezer, kdy se oligotrofní jezera (jezera chudá na živiny), přemění přirozenými procesy na eutrofní.

Antropogenní eutrofizace je způsobena zemědělským hospodařením, vypouštěním splaškových a odpadních vod obsahující polyfosforečnany z mycích a pracích prostředků.

Kritériem stupně eutrofizace je koncentrace celkového fosforu nebo se též používá koncentrace reaktivního fosforu (Pitter, 2009).

Toxické látky produkují zejména cyanobakterie. Tyto látky se nazývají cyanotoxiny a mohou způsobovat alergické reakce, někdy i uhynutí ryb, dobytka, ptáků a dokonce i člověka (Töglyessi et al., 1989).

3.3.3 Acidifikace

Acidifikace je spojena hlavně s jezery a vodními nádržemi. Projevuje se nízkou hodnotou pH, kyselinovou neutralizační kapacitou (KNK) a zvýšenou koncentrací hliníku. Je způsobena několika faktory: geologickým podložím, vyluhováním huminových kyselin, kyselými depozicemi, náhradou smíšených porostů smrkovými monokulturami a nepřímými vlivy, hlavně nitrifikací. (Pitter, 2009).

3.4 Kvalita (jakost) povrchových tekoucích vod

Kvalita vod je stanovena legislativou, která udává koncentrace různých látek ve vodě, jež nesmí být překročeny. (Malý et Malá, 1996)

Jak píše Pitter (2009), přípustné znečištění je posuzováno podle emisních limitů, což jsou maximálně přípustné koncentrace v odpadních vodách nebo podle imisních limitů tj. koncentrace, které nesmějí být překročeny ve vodním recipientu při vypouštění odpadních vod.

Kvalita vod se posuzuje podle jednotlivých ukazatelů (indikátorů), které vyjadřují fyzikální stav, chemické složení a biologické osídlení vody. Rozlišujeme ukazatele individuální (např. Fe, Ca, Mg, aj.) a skupinové (BSK, CHSK, aj.). Soubor těchto ukazatelů se nazývá kritériem jakosti. Může jím být např. kyslíkový režim vody, souborem jsou ukazatelé rozpuštěného kyslíku, BSK, CHSK, DOC.

3.5 Vzorkování

3.5.1 Odběr vzorků

Pro úspěšné analyzování ukazatelů kvality vody, je potřeba správného a odborného zacházení s odebranými vzorky, jak v terénu, tak cestou do laboratoře. Důležité je už to, jak se vzorky vůbec odebírají.

Voda není homogenní prostředí, vyskytují se v ní různé rozpuštěné i nerozpuštěné látky, které jsou ovlivňovány procesy ve vodě. Jejich transport záleží na různých jiných faktorech (např. teplota vody, koryto toku apod.). Homogenitu prostředí ovlivňují přítoky ostatních přírodních toků, odpadních a splaškových vod.

Důraz musí být kladen na systematické odebírání, měly by být přesně definovány odběrné profily (pravý, levý břeh, střed koryta), ve kterých je odběr prováděn. Díky této systematickosti bude je výsledky z odběrů srovnávat. K tomu je nutno mít přesně definovaný počet odběrů a počet sledovaných ukazatelů.

Pokud odběry nejsou součástí nějakého monitorovacího systém, je možné provádět odběry jednorázově, což se nejčastěji děje při různých haváriích. Tyto odběry by měly zachytit momentální stav jakosti vody v době, kdy se tato událost stala.

Při vzorkování je nutné dávat pozor, aby nedošlo k vnější kontaminaci vzorku. Mohlo by poté dojít k chybě interpretace výsledků odběrů a tím ovlivnit další postupy (Perný, 1996).

3.5.2 Uchovávání vzorků

Je nutné dodržovat pokyny pro uchovávání vzorků. Pro jednotlivé skupiny ukazatelů kvality vody jsou stanovené odlišné podmínky.

Těžké kovy, zejména rtuť, tenzidy a nepolární extrahovatelné uhlovodíky by se měly konzervovat ihned na místě odběru pomocí konzervačních látek, jež je dobré si předem v laboratoři připravit do vzorkovnice.

Co se týká biochemických ukazatelů, jako je chemická spotřeba kyslíku, biologická spotřeba kyslíku a totální organický uhlík, tyto se musí uchovávat v chladu (Perný, 1996).

4 MATEMATICKÉ MODELY

Začátky modelování kvality vody sahají zhruba do šedesátých let dvacátého století. Ovšem s rychlým rozvojem počítačů v posledních dvaceti letech, také nastal rychlý rozvoj numerických metod a tím došlo k vývoji různých softwarových prostředků k modelování úloh nejen jakosti vody. (Orlob, 1983, Říha et. Ošlejšková, 2001)

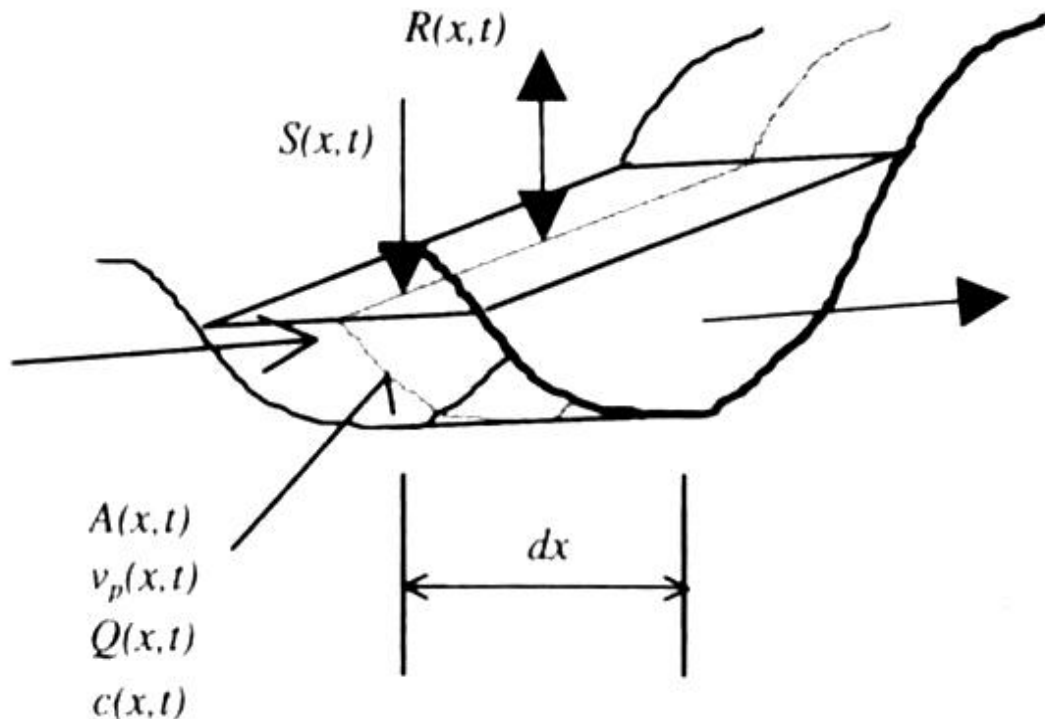
Jak uvádí Říha et al. (2002), výchozím prostředkem pro zlepšení jakosti vody je potřeba zavedení velké databáze znečišťovatelů a následná analýza softwarovými prostředky, které jsou schopné nejen analyzovat současný stav, ale také mohou poskytnout informace o budoucím efektu ozdravných opatření, jako je stavba čistírny odpadních vod (ČOV) a jiné. Zmiňuje se také o tom, že takováto databáze by měla být flexibilní tj. přizpůsobovat se různým softwarovým prostředkům, které musí co nejlépe vystihnout procesy probíhající ve vodě.

Problematikou struktury se zabývá ve své studii Říha et al. (2002), kde uvádí deset bodů struktury numerických a matematických modelů.

- Definice cílů - jakých cílů má být dosaženo, tím se definují požadavky, které z těchto cílů vyplývají (programové vybavení, náročnost časová a finanční apod.)
- Řídící rovnice – u modelů proudění a jakosti vody se používají rovnice vycházející ze zákona zachování hmotnosti a stavových rovnic procesů ve vodě (viz kap. 5). Jsou potřeba okrajové a počáteční podmínky.
- Zjednodušující předpoklady – ovlivňují tvary a počty rovnic, počty neznámých, složitost algoritmu a programu
- Metoda řešení – je závislá na okrajových a počátečních podmínkách a typu rovnic, tvaru oblasti a vlastnostech prostředí.
- Algoritmizace úlohy – vypracování postupu řešení
- Programování úlohy – volba vhodného jazyka (Pascal, Delphi aj.)
- Numerické testy – ověřují správnost použitého algoritmu a sestaveného programu
- Kalibrace – stanovení parametrů tak, aby došlo ke shodě výsledků s naměřenými daty (např. vodní toky)

- Verifikace – ověření parametrů pro kalibraci pomocí jiných nezávislých dat
- Simulace – umožní sledovat koncentrace látek v toku při změně parametrů v kalibrovaném a verifikovaném modelu

Jak již bylo výše uvedeno, matematický model je tvořen bilanční rovnicí (vycházející ze zákona zachování hmotnosti), počátečními a okrajovými podmínkami. Na obr. 1 je úsek, ze kterého lze odvodit rovnici (rov. 1) zákona zachování hmotnosti. Ovšem za předpokladu, že změna koncentrace je pouze v podélném směru toku a čase.



Obr. 1 - elementární úsek pro odvození zákona zachování hmotnosti (Říha et al., 2002)

$$\frac{\partial(A(x, t) \cdot c(x, t))}{\partial t} = \frac{\partial(A(x, t) \cdot c(x, t) \cdot v(x, t))}{\partial x} + \frac{\partial\left(A(x, t) \cdot DL(x, t) \cdot \frac{\partial c(x, t)}{\partial x}\right)}{\partial x} + S(x, t) \cdot A(x, t) \cdot R(x, t), \quad (1)$$

kde

A ... průtočná plocha (m²)

C ... koncentrace (kg/m³)

v_p ... průměrná profilová rychlost (m/s)

Q... průtok (m³/s)

S ... specifický odtok (m³/(km².s))

R ... rychlost objemové změny (kg/m³.s)

5 PROCESY VE VODĚ

V předcházející kapitole byly nastíněny chemické ukazatele, které ovlivňují kvalitu (jakost) vody. Tato část se bude zabývat procesy ve vodě, jenž se dělí na fyzikální, chemické a biologické. Mezi fyzikální řadíme advekci, disperzi, boční přítoky, sedimentaci a vyplavování látek (Říha et al., 2002).

5.1 Advekce

Advekce je jev, při kterém dochází k pohybu látky ve směru proudění kapaliny (nejčastěji vody). Látka je unášena ve stejném směru a stejnou rychlostí jako voda (Perk, 2006). Ačkoliv se částice pohybují ve směru proudu, nemají stejnou bodovou rychlost. Tato různá rychlost částic je způsobena rozdílnými hodnotami tření v různých částech příčného průřezu koryta. (Krejčí et Zezulák, 2005).

Neoddělitelnou součástí modelu transportu látek je model proudění vody (hydrodynamický model). Řeší se proudění vody v nádržích a v tocích. Pro účely této práce se budeme zabývat jen modelováním proudění v otevřených korytech.

Pro proudění vody v tocích se přijímá základní předpoklad jednorozměrné schematizace (1D), zanedbává se složka vektoru rychlosti kolmá ke směru proudění.

5.1.1 Modelování proudění vody v tocích

Matematický popis řídicích rovnic proudění vychází ze zákona zachování hmotnosti (rovnice kontinuity) a věty o změně hybnosti (pohybová rovnice) (Říha et al., 2002, Jeníček, 2007).

Rozlišujeme dva typy proudění - pokud jsou proudnice při malých rychlostech rovnoběžné (směr a velikost rychlosti jsou neměnné), pak jde o proudění laminární.

Druhým typem proudění je proudění turbulentní, kdy se při vyšších rychlostech tvoří víry (směr a velikost rychlosti jsou časově i prostorově proměnné). Přechod mezi nimi udává Reynoldsovo číslo (rov. 2).

$$Re = \frac{v_s d}{\nu} , \quad (2)$$

kde:

D ... průměr trubice(hydraulický radius), (m)

V_s ... střední hodnota proudění kapaliny v daném průřezu (m/s)

ν ... kinematická viskozita.

Rychlost proudění udává Chézyho rovnice (rov. 3):

$$v = C\sqrt{RI} , \quad (3)$$

kde

v ... rychlost (m/s)

C ... ztrátový rychlostní součinitel

R ... hydraulický poloměr

I ... sklon svahu (%)

Příčemž ztrátový rychlostní součinitel je závislý na drsnosti a hydraulickém poloměru v rovnici 4:

$$C = \frac{1}{n} R^{1/6} \dots \text{dle Manninga} \quad (4)$$

n ... drsnost

(Hrádek et Kuřík, 2008)

5.2 Disperze

Dalším procesem, probíhajícím ve vodě, je disperze. Dělí se na dva procesy a to na molekulární difúzi a hydrodynamickou disperzi.

5.2.1 Molekulární difúze

Molekuly látky se ve vodě pohybují vlivem tzv. Brownova pohybu, tj. pohybem náhodným a neuspořádaným. Látky jsou transportovány z prostředí s vyšší koncentrací do prostředí s nižší koncentrací těchto látek. Tento jev se nazývá molekulární difúze. V polovině 19. století Fick stanovil, že transport látky molekulární difúzí je úměrný průřezu a koncentračnímu gradientu. Popsal tento vztah matematickým zápisem (rov. 5). Rychlost přenosu látky jednotkovou plochou je úměrná koncentračnímu gradientu, tedy

$$J = -D \frac{dC}{dx}, \quad (5)$$

- známý též jako Fickův zákon.

kde

J... specifický hmotnostní průtok ($\text{g}/\text{m}^2 \text{ s}$)

D... koeficient molekulární difúze (m^2/s)

C... koncentrace (g/l)

Difúze probíhá, dokud není dosaženo rovnováhy. Pak je koncentrační gradient roven nule. Znaménko minus znamená, že pohyb látek probíhá ve směru klesající koncentrace.

Koeficient difúze závisí na chemických a termodynamických vlastnostech dané látky a teploty vody. (Perk, 2006)

5.2.2 *Hydrodynamická disperze*

Hydrodynamická disperze znamená příčný a podélný rozptyl rozpuštěné látky. Jedná se o jev způsobený turbulentním prouděním, fluktuacemi částic vody a nerovnoměrným rozdělením rychlosti v profilu.

Hydrodynamická disperze se rozlišuje na podélnou složku, která je rovnoběžná s osou toku a na příčnou, která je kolmá na osu toku.

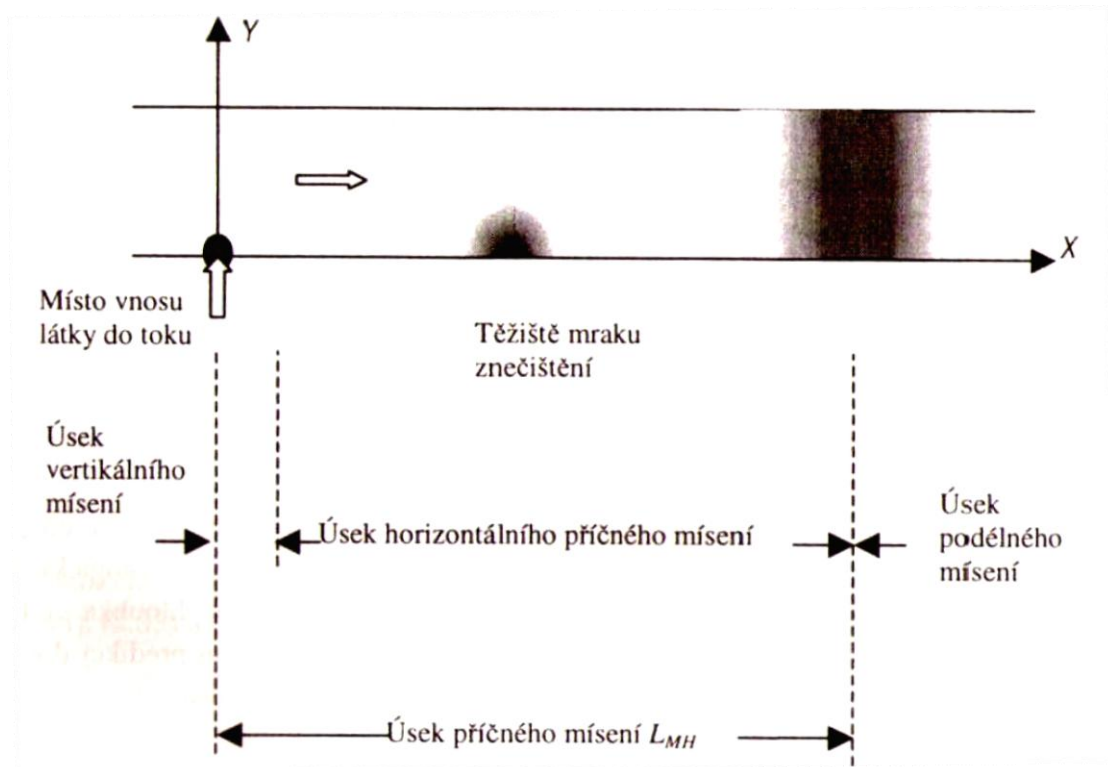
Pokud mluvíme o transportu látek v tocích, těžko lze od sebe oddělit hydrodynamickou disperzi a molekulární difúzi. V aplikacích se proto používá pouze jediný parametr, který se nazývá disperze, někdy též turbulentní difuze. Podle ČSN 750130 je disperze definována jako fluktuace částic protékající kapaliny, které se pohybují různým směrem, a tím se liší doba zdržení jednotlivých částic kapaliny v systému.

Disperze je určena součinitelem disperze D , jenž je definován jako součet součinitele molekulární difuze a hydrodynamické disperze. (Říha et Ošlejšková, 2001)

Při vypuštění znečištění dochází k mísení znečišťující látky s vodou, koncentrace látky má pak prostorový charakter.

Látka může být vypuštěna jednorázově (okamžitý vtok) nebo permanentně (po delší dobu). V obou případech lze průběh mísení rozdělit do tří fází (obr. 2):

- Vertikální mísení, které vzniká v důsledku vertikální disperze. U toků s malými hloubkami trvá poměrně krátce. U větších toků jako třeba Labe nebo Rýn se dá tato fáze zanedbat.
- Příčné mísení je druhou fází, kde dochází k mísení vlivem příčné disperze, což je složka disperze kolmá na směr proudění. U malých toků s většími rychlostmi lze tuto fázi zanedbat. U toků větších tato fáze může trvat několik desítek kilometrů (Mazijk, 1996).
- Podélné mísení je charakterizováno součinitelem podélné disperze. Koncentrace v příčných profilech je konstantní, ovšem za předpokladu, že transport není přerušen bočním přítokem nebo výustí apod. (Říha et al., 2002)



Obr. 2 - fáze mísení při jednorázovém vnosu (Říha et al., 2002)

5.3 Přehled 1D modelů

Podle Říhy et al. (2002) by měl být transport látek v tocích modelován pro větší přesnost dvourozměrnými modely. Jak již bylo řečeno, pro dostatečně přesnou predikci doby doběhu sledované látky je možno použít jednorozměrné modely (zanedbává se vektor rychlosti kolmý na osu toku). Dvourozměrných modelů transportu se používá spíše v širších tocích a mělkých vodních nádržích.

5.3.1 MIKE 11

Mike11 byl vyvinut v Dánském hydrologickém institutu (DHI) jako jednorozměrný matematický model pro simulaci proudění, kvalitu vody a transport sedimentů v tocích a jiných systémech.

Model je založen na hydrodynamickém modulu (HD), který simuluje neustálené proudění v otevřených korytech. Používá metody konečných diferencí, k popisu koryta se používá sada příčných profilů obecného tvaru.

Model řeší jak říční tak bystřinné proudění. V rámci okrajových podmínek lze modelovat objekty obecně popsané konzumpční křivkou – přepad přes širokou korunu, přepad přes pohyblivý jez, propustek, apod.

Mike 11 obsahuje i modul pro kvalitu vody. Pro simulaci se musí zadat vstupní parametry jako je teplota vody, počáteční koncentrace fosforu a dusičnanů, bakterie apod.

(DHI, <http://www.dhi.cz/software/river.php>)

5.3.2 HEC-RAS

HEC-RAS je integrovaný 1D systém, který umožňuje interaktivní provoz, obsahuje moduly hydraulické analýzy, obsluhy datové báze, vizualizaci vstupních dat i výsledků, simulující ustálené i neustálené proudění, transport sedimentů a kvalitu vody. Byl vyvinut v Hydrologickém inženýrském centru, divizí amerického armádního sboru pro inženýry.

Program HEC-RAS využívá integrovaného prostředí MS Windows s grafickým uživatelským rozhraním (GUI).

Systém je založen na jednoduchosti obsluhy, přičemž je zachována výkonnost. Je standardním prostředkem pro plánování, návrh a protipovodňovou ochranu ve Spojených státech. (Zezulák, 2002)

Výsledky hydraulických simulací modelu HEC-RAS se dají použít jako vstupy do dalších produktů HEC, např. do programu HEC-FDA (Flood Damage Analysis) nebo HEC-ResSim. Což je program řešící odhad potenciálních povodňových škod. (Kovář, 2005)

Dalším nadstavbovým programem je HEC-GeoRAS, který umožňuje import geometrických dat z prostředí ArcGIS, která pak vstupují do programu HEC-RAS. (HEC-RAS Manual, 2010)

5.3.3 Analýza kvality vody (Water Quality Analysis)

Tato součást modelovacího systému HEC-RAS umožňuje simulaci kvality vody v toku.

Modul kvality vody pro řešení advekčně-disperzní rovnice používá explicitní numerické schéma QUICKEST-ULTIMATE .

Model simuluje transport látek, kterými jsou dusičnany, dusitany, amoniakální dusík, organický dusík, vodní řasy, rozpuštěný a organický fosfor a rozpuštěný kyslík a chemická spotřeba kyslíku (CHSK). (Bertoloto et al., 2011)

6 PŘÍPADOVÁ STUDIE ROKYTENKA

Data byla měřena na tocích Rokytenka a Horský potok. Tyto dva potoky leží v povodí Labe, na území Orlických hor, v blízkosti Rokytnice v Orlických horách. Na obr. 3 jsou znázorněny oba toky od horních měrných profilů (další foto viz příloha).

6.1 Rokytenka

Potok Rokytenka pramení asi 2 km severovýchodně od Horní Rokytnice v Orlických horách ve výšce 870 m n. m., ústí do Divoké Orlice v Žamberku v 370 m n. m.

Délka toku je 16,8 km, plocha povodí 63,2 km². Průměrný průtok 0,97 m³/s. Má tři levé přítoky – potok Hvězdná, Horský potok a Dolský potok a jeden pravý přítok potok Suchá.

Geologické podloží tvoří mezozoické horniny, pískovce a jílovce. Typy půd, vyskytující se v lokalitě podle WRB (World Reference Base for Soil Resources), jsou fluvický glej a luvická kambizem. Jedná se o středně úrodnou půdu, která ve vyšších polohách obsahuje sice více humusu, který je však méně kvalitní než v nížinách. Proto se musí dodávat umělá hnojiva s obsahem dusičnanů.

(www.geoportal.gov.cz)



Obr. 3 - lokalita Rokytenka(www.mapy.cz)

6.2 Horský potok

Jak již bylo řečeno, jedná se o levý přítok Rokytenky. Tento potok pramení západně od Rokytnice v Orlických horách, dále protéká vesnicí Kunvald, kde je jeho koryto regulováno kameninovým zdivem a pod Kunvaldem se vlévá do Rokytenky. Jeho průtok se pohybuje od $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ do $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$. (obr. 4).

V okolí toku se vyskytuje převážně půdní typ kyselá kambizem. Geologické podloží se mění z proterozoických hornin (břidlice, fylity, svory až pararuly) na pískovce a jílovce. (www.geoportal.gov.cz)



Obr. 4- Horský potok nad soutokem s Rokytenkou, (foto autor)

7 METODIKA

Data byla získána z grantového projektu č. 502/93/0236 v letech 1993-1995, koordinovaného Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půd, Praha – Zbraslav. Částí projektu bylo měření koncentrace forem dusíku v povrchových vodách v lokalitě Rokytanky a Horského potoka v Orlických horách.

Pro potřeby simulace transportu dusičnanů byla použita právě tato data.

Měření proběhlo v úseku Rokytanky s horním uzávěrovým profilem tvořeným mostkem polní cesty cca 2,0 km jihozápadně od obce Kunvald a s dolním profilem cca 0,8 km pod ústím Horského potoka a také na dolní části Horského potoka.

V případové studii Rokytanky a Horského potoka byl, jako stopovací látka, použit dusičnan NO_3 . Průběh koncentrací byl stanoven spektro-fotometrickým zpracováním ze vzorků odebraných v měrných profilech manuálním vzorkováním. Pro kontrolu bylo současně prováděno i měření vodivosti a to buď přenosnými konduktometry, nebo vodivostní sondou s automatickým záznamem (stanice NOEL). Proběhlo celkem šest měření.

Koncentrace stopovacích látek byla sledována v osmi měrných profilech na Rokytance a ve čtyřech profilech Horského potoka. Bylo provedeno celkem 6 simultánní měření vodivosti a koncentrací NO_3 . Pro měření byly tedy vybrány tři úseky, přilehlé soutoku Rokytanky a Horského potoka.

Možnost intervenčního řízení poskytuje boční přítok Horského potoka, který má vliv na snížení kontaminační vlny v korytě v případě havárie znečišťujících látek.

Během experimentů se počáteční hodnoty, 'pozadí', před aplikací dávky NO_3 v horních uzávěrových profilech pohybovaly v mezích 20.3 až 23.7 mg/l .

Po aplikaci dávky se tyto hodnoty pohybovaly mezi 200 - 250 mg/l.(VÚMOP, 1995)

7.1.1 *Hydraulické podklady*

Pro simulaci bylo třeba připravit hydraulické podklady, a to:

- vyjádřit přítoková množství v horních uzávěrových profilech,
- pro úseky Rokytenky vyjádřit boční přítok Horského potoka,
- odvodit podklady pro počítačové zpracování podélného profilu sledovaných úseků obou toků, příslušné příčné profily a ostatní hydraulické charakteristiky.

Přítoková množství byla získána z hydrometrických měření a geometrie koryta z přibližného zaměření. (VÚMOP, 1995)

7.1.2 *Příprava podkladů modelu*

Během terénního šetření byl dále proveden i odhad drsnostního součinitele dna a břehů dle Manninga. S ohledem na nízké průtoky během experimentů, bylo vyhodnocení podkladů provedeno pouze pro nižší partie koryta, a nebyla uvažována možnost vybřežení.

7.1.3 *Vybavení pro odběry jednotlivých vzorků a měření koncentrací*

V jednotlivých měrných místech **ST1** až **ST12** bylo k dispozici následující přenosné vybavení:

- **ST1** (*horní uzávěrový profil sledovaného úseku Horského potoka, Pf.1, silniční mostek, měrný profil hydrometrického měření Hydroinform*): automatická monitorovací stanice NOEL pro sledování konduktivity, čidlo umístěno na trnu, zaraženém do dna toku při levém břehu, stopky, souprava pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať.
- **ST2** (*Horský potok Pf.2*): přenosný konduktometr, stopky, zařízení pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať.
- **ST3** (*Horský potok Pf.3*): vybavení stejné jako na stanovišti **ST3**
- **ST4** (*dolní uzávěrový profil sledovaného úseku Horského potoka, Pf.4, nad soutokem s Rokytenkou, měrný profil hydrometrického měření Hydroinform*):

automatická monitorovací stanice NOEL pro sledování konduktivity, čidlo umístěno na trnu, zaraženém do dna toku při levém břehu, stopky, souprava pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať

- **ST5** (*horní uzávěrový profil sledovaného úseku Rokytenky, Pf.5, silniční mostek, měrný profil hydrometrického měření Hydroinform*): automatická monitorovací stanice NOEL pro sledování konduktivity, čidlo umístěno na trnu, zaraženém do dna toku při levém břehu, stopky, souprava pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať,
- **ST6** (*Rokytenka Pf.6*): přenosný konduktometr, stopky, zařízení pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať,
- **ST7** (*Rokytenka Pf.7*): vybavení stejné jako na stanovišti **ST6**,
- **ST8** (*dolní uzávěrový profil sledovaného úseku Rokytenky, Pf.8 nad soutokem s Horským potokem, měrný profil hydrometrického měření Hydroinform*): monitorovací stanice NOEL pro sledování konduktivity, čidlo umístěno na trnu, zaraženém do dna toku při levém břehu, stopky, souprava pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať,
- **ST9** (*horní uzávěrový profil sledovaného úseku Rokytenky, Pf.9, silniční mostek u pily, měrný profil hydrometrického měření Hydroinform*): automatická monitorovací stanice NOEL pro sledování konduktivity, čidlo umístěno na trnu, zaraženém do dna toku při pravém břehu, stopky, souprava pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať,
- **ST10** (*Rokytenka Pf.10*): přenosný konduktometr, stopky, zařízení pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať,
- **ST11** (*Rokytenka Pf.11*): vybavení stejné jako na stanovišti **ST10**,
- **ST12** (*dolní uzávěrový profil sledovaného úseku Rokytenky, Pf.12, měrný profil hydrometrického měření Hydroinform*): monitorovací stanice NOEL pro sledování konduktivity, čidlo umístěno na trnu, zaraženém do dna toku při levém břehu, stopky, souprava pro manuální vzorkování NO₃, vodočetná lať.(VÚMOP, 1995)

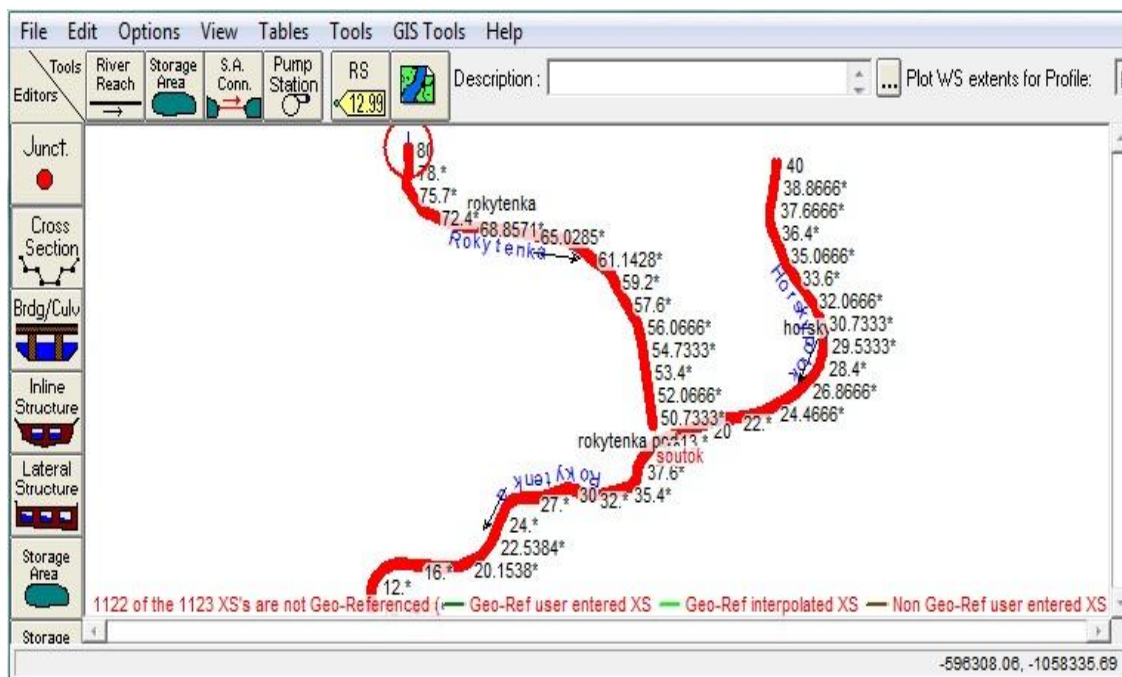
8 MODELOVÁNÍ V PROSTŘEDÍ HEC-RAS

K vlastní simulaci je zapotřebí vložit geometrická data, tj. osa toku včetně příčných profilů, dále pak hydraulické parametry koryta, počáteční a okrajové podmínky a data týkající se modelování kvality vody.

8.1 Geometrická data

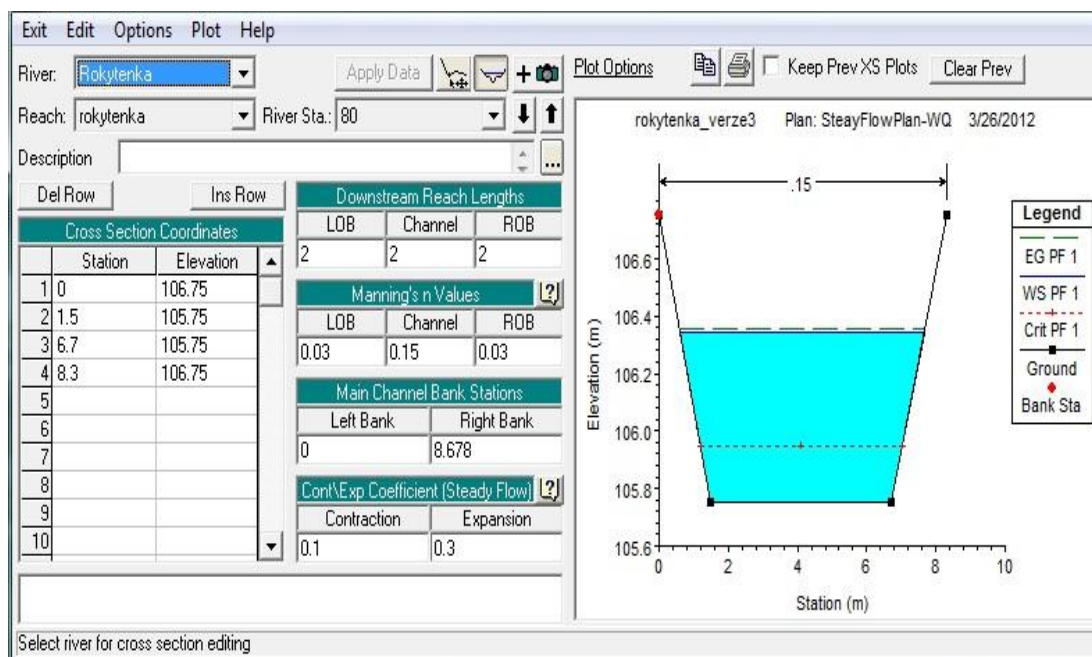
Geometrická data byla opatřena za pomoci softwarového prostředí ArcGIS. Z něj byly získány souřadnice bodů tvořících osu toku a ty následně byly manuálně vloženy do HEC-RASu (obr. 5).

Dále se vkládaly příčné profily, ve kterých probíhá simulace. Zadané byly příčné profily, kde probíhalo měření, ostatní profily byly interpolovány.



Obr. 5 - geometrie koryta toku Rokytenky a Horského potoka (model, autor)

Každému příčnému profilu byly zadány jednotlivé parametry a to staničení, šířka koryta, hloubka koryta, Manningův součinitel a další koeficienty, které ovlivňují proudění mezi jednotlivými příčnými profily (obr. 6).

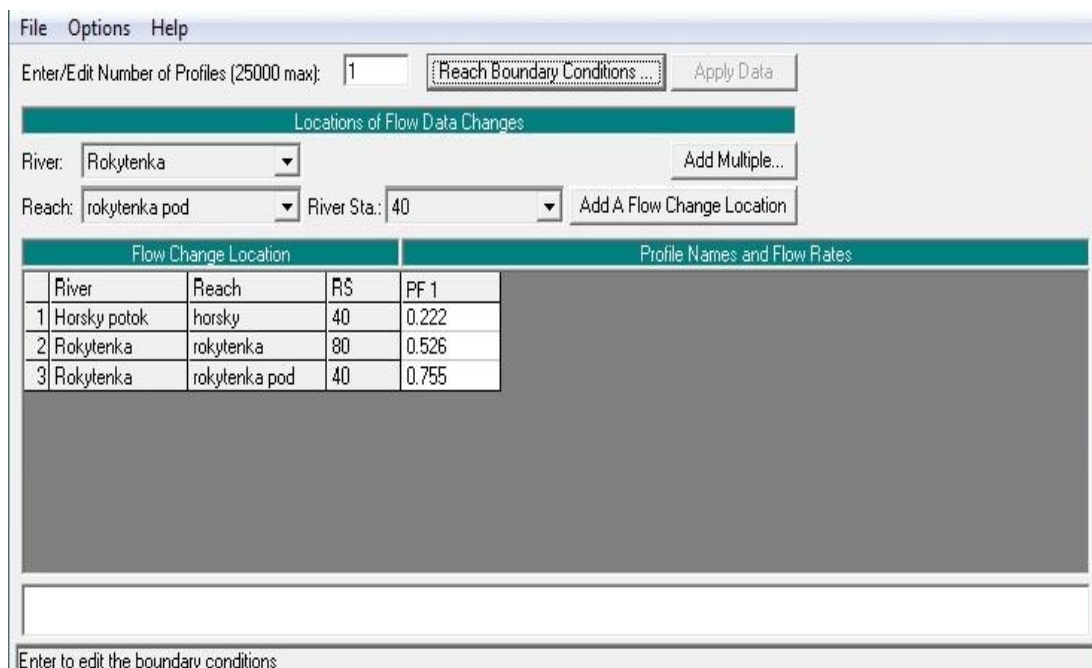


Obr. 6 - zadání parametrů příčného profilu v toku (model, autor)

8.2 Zadání rovnoměrného proudění

Byly zvoleny příčné profily z každého začátku úseku se známým průtokem. Těmto profilům se přiřadily okrajové podmínky. Protože nejsou známy bližší údaje o toku, byla vybrána okrajová podmínka kritické hloubky. Model bude počítat pro každý profil kritickou hloubku.

Byly zadány také jednotlivé průtoky na úsecích toků, pro horní úsek Rokytenky je průtok $0,526 \text{ m}^3/\text{s}$. Horský potok má hodnotu průtoky $0,222 \text{ m}^3/\text{s}$ a průtok na dolním úseku Rokytenky má hodnotu $0,755 \text{ m}^3/\text{s}$ (obr. 7).

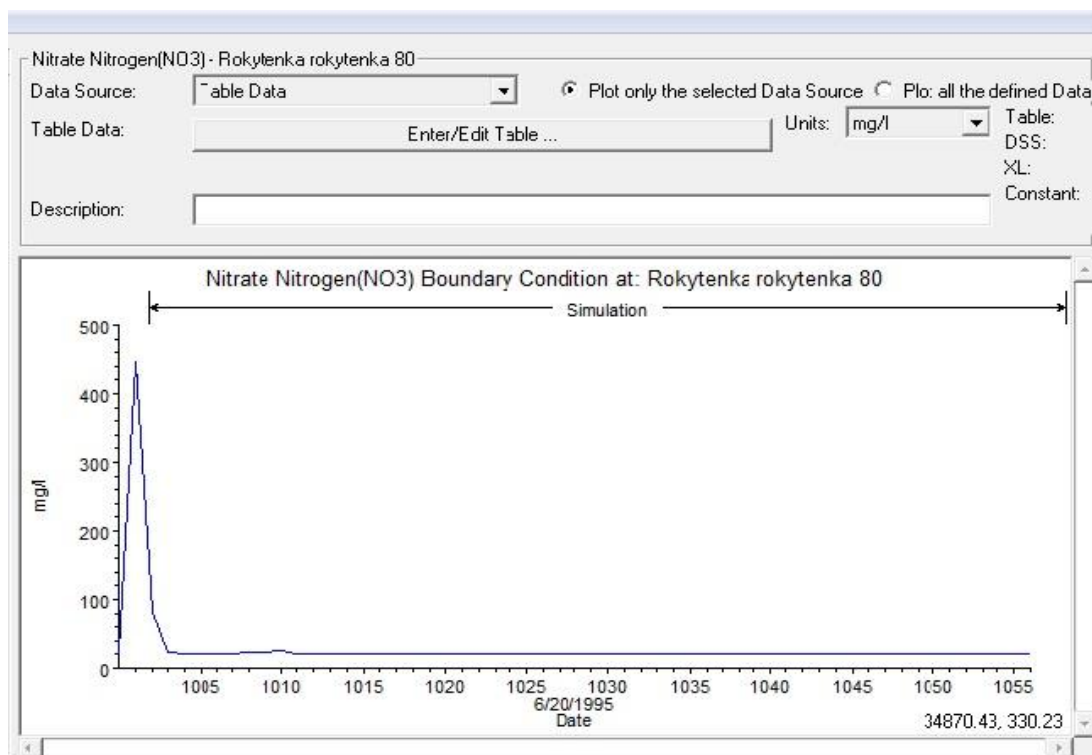


Obr. 7 - zadání parametrů rovnoměrného proudění (model, autor)

8.3 Modul simulace kvality vody

K simulaci kvality vody je potřeba zadat počáteční podmínky tzn., co vstupuje a ovlivňuje konečný výpočet. Do HEC-RASu je možné vložit vstupní údaje o koncentraci a množství vybraných škodlivých látek (rozpuštěný kyslík, vodní řasy, dusíkaté a fosforečné látky apod.).

Pro účely této práce byla zadána koncentrace dusičnanů (obr. 8), která byla sledována.



Obr. 8 - Počáteční koncentrace dusičnanů (model, autor)

8.4 Zadání meteorologických dat

Dalšími vstupními údaji, které jsou modulem vyžadovány, jsou meteorologická data. Z Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) byla získána meteorologická data pro dané území a daný rok výzkumu (průměrné hodnoty k 1. 8. 1995):

- 1) Tlak vzduchu se dopočítává z *Reference elevation*
- 2) Teplota vzduchu - 25°C
- 3) Vlhkost vzduchu – relativní vlhkost 61%
- 4) Rychlost větru – 2,3
- 5) Oblačnost – 0,44
- 6) Sluneční radiace - konstantní hodnota 2 W/m²

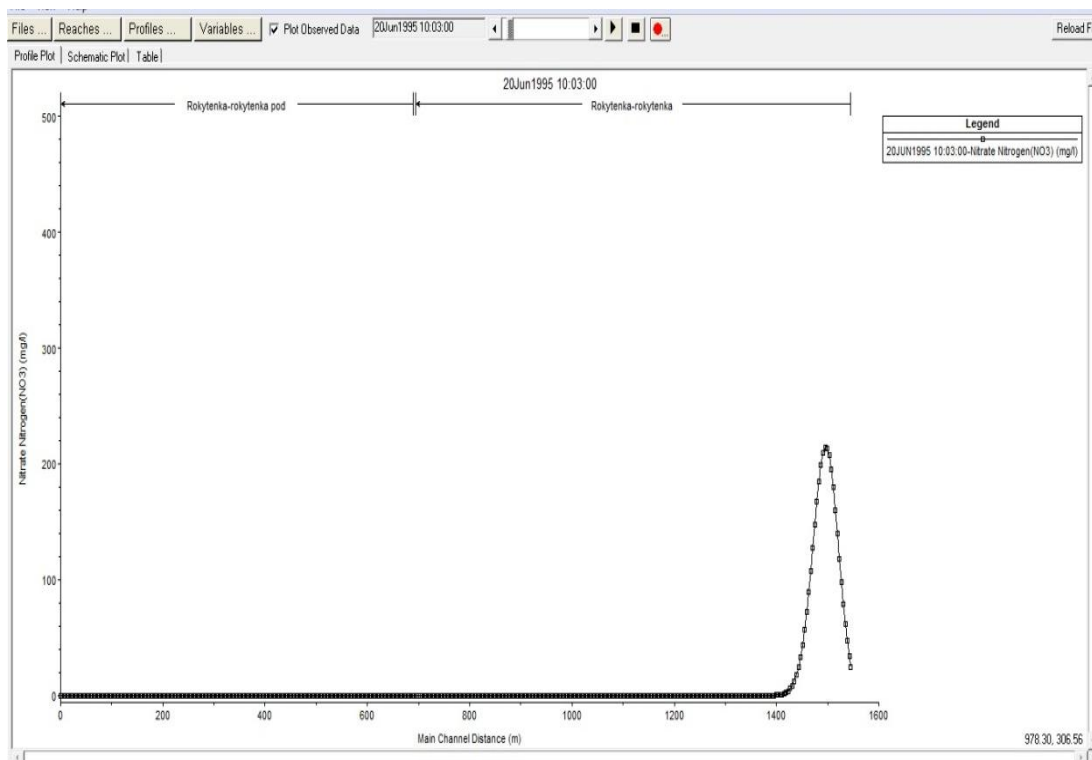
9 VÝSLEDKY

Po zadání všech vstupních parametrů se spustil výpočet v HEC-RASu. Samotný výpočet proběhl během několika vteřin a poté se vyhodnotil výstup z modelu.

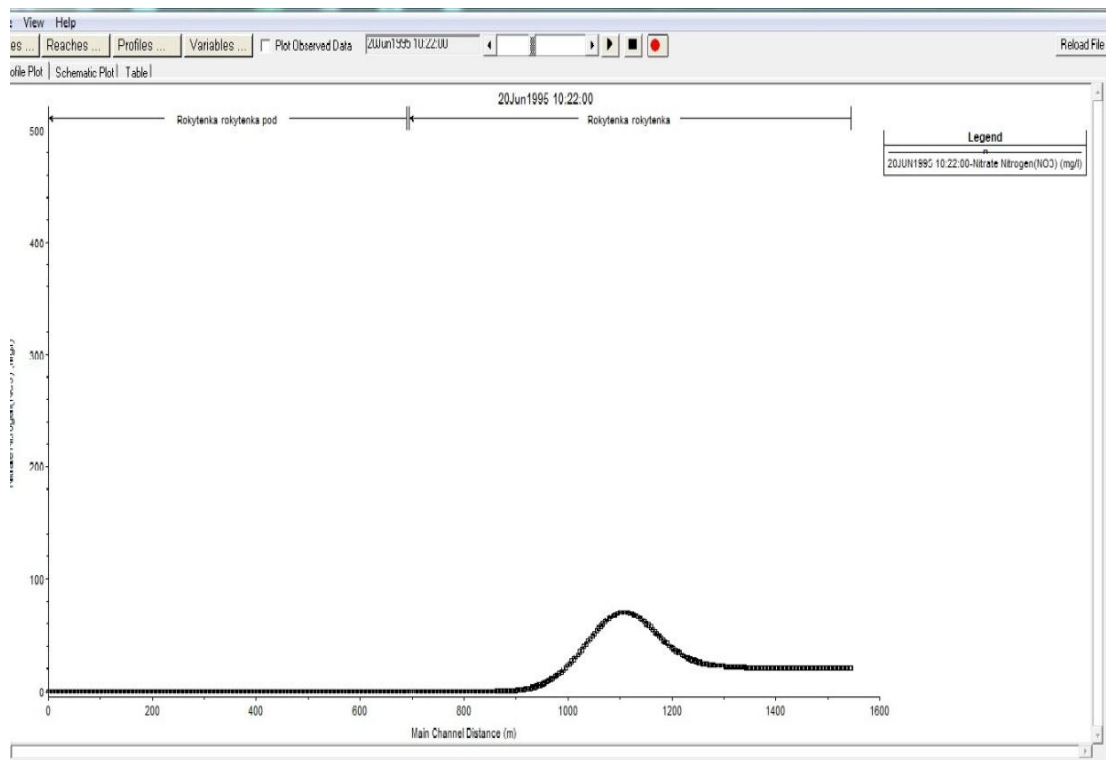
Výsledkem tohoto modelu byl kontinuální zápis vlny koncentrace, která probíhá podélným profilem toku. Na obr. 9 je jasně vidět počáteční vlna dusičnanů, jež byla vypuštěna do toku v měrném profilu č. 1.

Na obrázcích (obr. 10 – 12) je zobrazen dusičnanový mrak, jehož koncentrační vlna se vlivem procesů mění. Pík se vyhlazuje, vlna se postupem času zplošťuje.

Na datovém CD nosiči je přiloženo video, na kterém je možno shlédnout celý postup koncentračního mraku od vypuštění látky do toku k měrnému profilu 12.

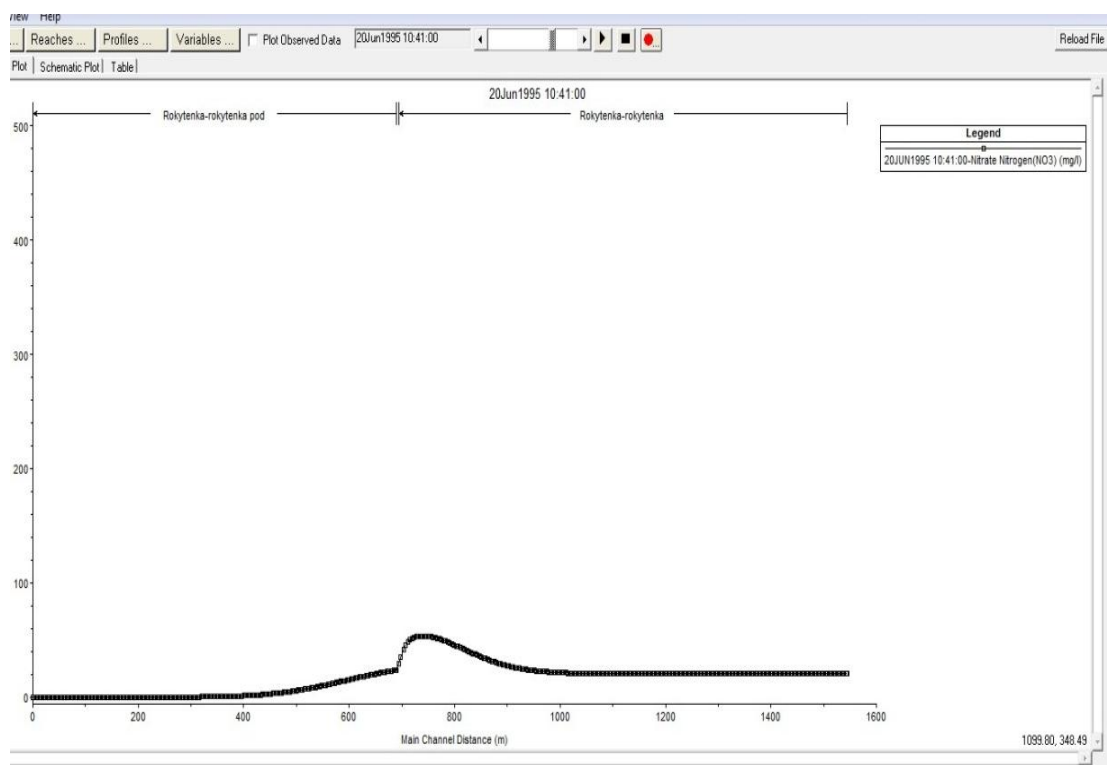


Obr. 9 - počáteční koncentrační vlna dusičnanů (model, autor)

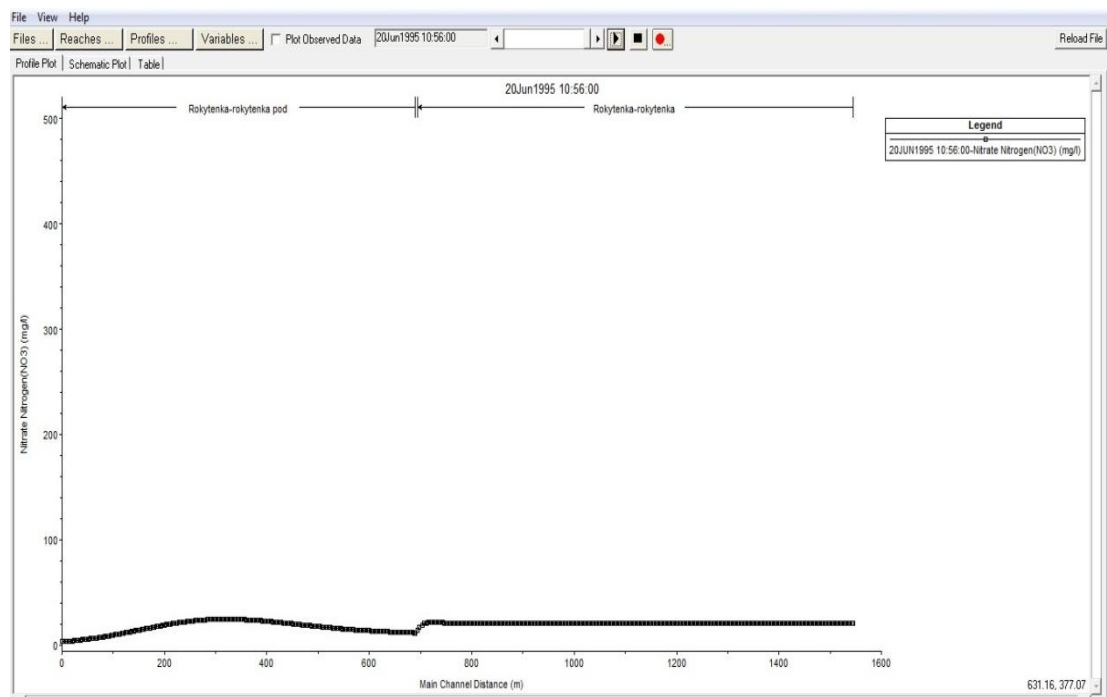


Obr. 10 - koncentrační vlna dusičnanů v polovině délky toku nad soutokem (autor)

Na obrázku 11 je jasně vidět, jak soutok s Horským potokem ovlivňuje koncentrační vlnu. Přímou v soutoku se vlna láme, dá se říci, že přítok Horského potoka je natolik silný, že vlna je tímto přítokem silně ovlivněna.



Obr. 11- koncentrační vlna dusičnanů v soutoku s Horským potokem (autor)



Obr. 12 - koncentrační vlna dusičnanů pod soutokem (autor)

Koncentrační vlna se pod soutokem roztahuje a hodnota koncentrace klesá (obr. 12).

10 DISKUZE

Práce se softwarem byla náročná hlavně na vložení geometrických dat, která byla exportována z jiného softwarového prostředí. Tímto prostředkem byl ArcGIS, ve kterém byla data editována. Po vložení geometrických dat už jen zbývalo nastavit veškeré parametry, které HEC-RAS potřebuje k vlastní simulaci modelu a to parametry proudění vody a modulu kvality vody.

U každého modelu je důležité mít co nejpřesnější vstupní informace. Čím se tyto vstupy více shodují s realitou, tím přesnější model je. V dnešní době již není takovým problémem přesné informace získat. Ústavy a pracoviště, věnující se vědecké činnosti, mají díky informačním technologiím mnoho dat, která jsou schopny poskytnout. Data pro simulaci modelu v této práci byla získána terénním měřením, z Českého hydrometeorologického ústavu a z grantového projektu č. 502/93/0236 řešeného v letech 1993-1995. Ten byl koordinovaný Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půd, Praha – Zbraslav. Díky těmto institucím, se data vkládaná do modelu velmi blížila reálným podmínkám, proto také simulovaný transport dusičnanů odpovídal naměřeným hodnotám ve vybraných příčných profilech (obr. 13 a obr. 14 viz příloha). Z toho také vyplývá, že model byl správně kalibrován.

Na obr. 15 v měrném profilu 12 je patrná vyšší koncentrace dusičnanů než v měrném profilu 10. Je to tím, že stopovací látka byla vypuštěna těsně nad soutokem a ne v měrném profilu 1. Je jasně vidět, že je tu vliv intervence na soutoku Horského potoka a Rokytenky.

Měření koncentrační vlny sice proběhlo jednorázově, ale při použití daných přístrojů je zřejmé, že nedošlo k žádné závažné chybě. Průtoky se měřily hydrometrováním. Tato metoda patří k velmi přesným metodám určení průtoku.

Případná chyba v modelu mohla vzniknout špatným zadáním parametru drsnosti, který byl pouze odhadnut. Ovšem je otázkou, jak důležitý je tento parametr pro výpočet celé simulace a jestli se jeho nepatrná změna může projevit na celém modelu a změně koncentrační vlny. Pokud byl zadáván do modelu v intervalu hodnot, ve kterých se pohybuje, pak by tato jeho případná změna neměla být viditelná v samotné simulaci.

Chyba by mohla také nastat v zadání geometrie toku. V tom případě se chyba objevila již v editaci v ArcGIS a bylo by nutné se vrátit zpět k tomuto kroku a opravit ji.

11 ZÁVĚR

Tato diplomová práce se zabývala problematikou kvality vody. V první části byly nastíněny chemické a biologické ukazatele ovlivňující kvalitu vody, způsob odběru a uchovávání vzorků. Druhá část pojednávala o matematických modelech a jejich struktuře, byla popsána řídicí rovnice, která je základem pro matematické modelování a vychází ze zákona zachování hmotnosti. Poté byly popsány procesy ve vodě ovlivňující transport látek v povodí.

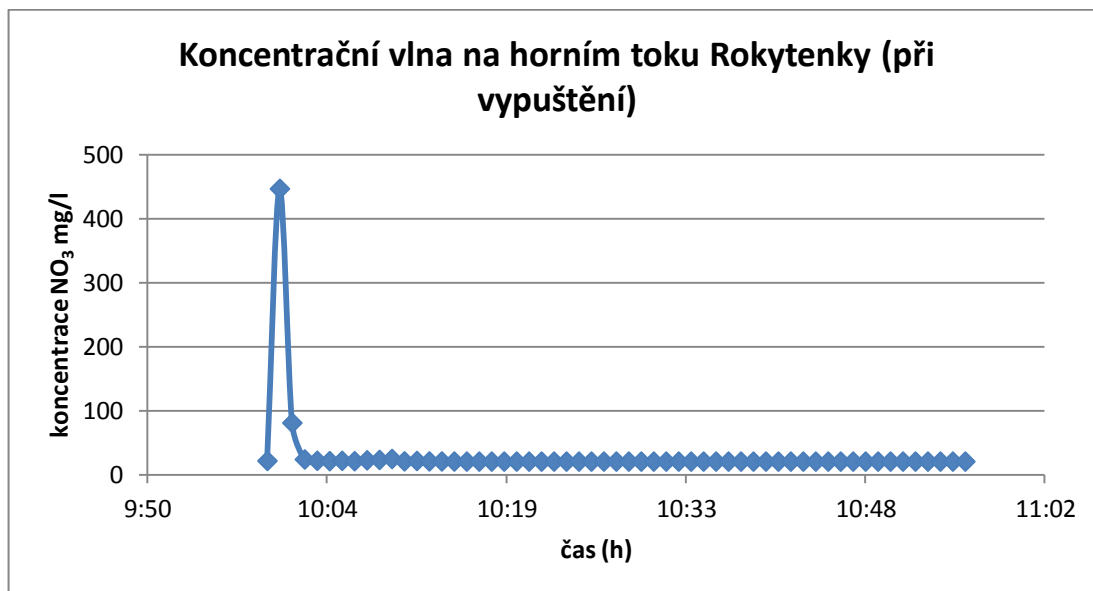
Hlavním cílem této práce bylo vytvoření matematického modelu s možností intervenčního řízení. Jako softwarový prostředek byl zvolen HEC-RAS, volně dostupný software pro modelování kvality vody. Model byl vytvořen na potoce Rokytenka nacházející se v Orlických horách nedaleko Rokytnice v Orlických horách. V kapitole metodika bylo popsáno zadání jednotlivých parametrů do softwaru a poté proběhla simulace. Výsledkem je kontinuální záznam transportu dusičnanů, jako stopovací látky, v toku Rokytenky. Pro intervenční řízení byl zvolen levostranný přítok Horský potok, jehož vliv na koncentrační vlnu je patrný z obr. 11 (viz výsledky). Při porovnání simulace s reálně naměřenými daty koncentrační vlny (obr. 13 a obr. 14 viz přílohy) je ukázáno, že simulace proběhla správně, naměřené koncentrační vlny jsou velmi podobné simulovaným. Tento model je využitelný v případě nějaké havárie, která by se mohla na toku objevit. V krátkodobém časovém horizontu dokáže předpovídat chování znečišťující látky a vliv přítoků do toku.

12 LITERATURA

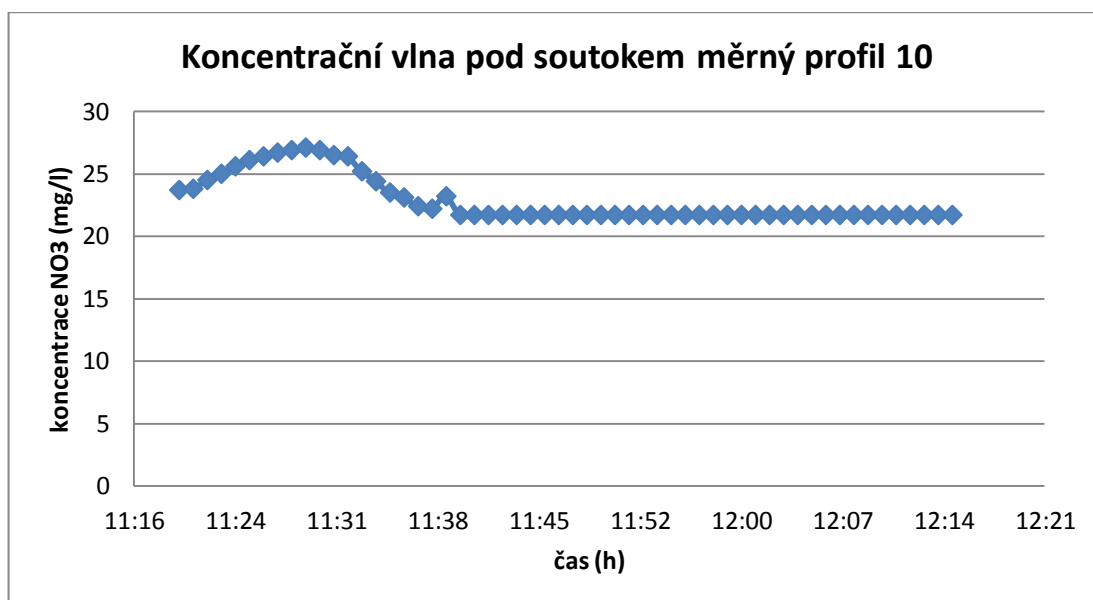
- BARIŠIĆ D., LULIĆ S. et MILETIĆ P., 1992: Radium and uranium in phosphate fertilizers and their impact on the radioactivity of waters. *Water research* 5: 607 -611.
- BERTOLOTTO D., MANERA A., MACIÁN-JUAN R., CHAWLA R., 2011: Improvement of the one-dimensional dissolved-solute convection equation using the QUICKEST–ULTIMATE algorithm. *Nuclear Engineering and Design* 241: 245 – 256.
- DHI, 2003: MIKE 11 – a modelling systém for rivers and channels, Short introduction Tutorial. DHI water & Environment: 88 s.
- DHI, 2012: MIKE 11. Danish hydrologic institute, online: <http://www.dhi.cz/software/river.php>, cit. 13.3.2012
- ELLIS K.V., WHITE G. et WARN A.E, 1989: Surface water pollution and its control. The Macmillan Press Ltd, London: 374 s.
- GEOPORTÁL VEŘEJNÉ SPRÁVY ČR, 2012: online: <http://www.geoportal.gov.cz>, cit. 3. 4. 2012
- HRÁDEK F., KUŘÍK P., 2008: Hydrologie. ČZU, Praha: 280 s.
- JENÍČEK M., 2007: Modelování srážko-odtokových procesů na malých a středně velkých povodích. In LANGHAMMER, J. (ed.): *Povodně a změny v krajině*. PřF UK, Praha: s. 101-109.
- KOVÁŘ P., 2005: Závěrečná zpráva o řešení výzkumného záměru CEZ J 03/98: 4141 00008 Možnosti zvyšování ekologické stability, retence a akumulace vody v krajině. ČZU, Praha: 65 s.
- KREJČÍ J. et ZEZULÁK J., 2005: Integrovaný model hydrodynamických a advekčně-disperzních procesů v říční síti – principy řešení a případová studie. ČZU, Praha: 75s.
- MALÝ J.et MALÁ J.,1996: Chemie a technologie vody. NOEL 2000, Brno : 200 s.
- MALÝ J.et MALÁ, J., 1998: Vliv rtuti na samočisticí procesy. In: HLAVÍNEK, P. [ed]: *Kvalita vod '98*. NOEL 2000, Brno: 169 – 177.

- MAZIJK A., 1996: One-dimensional approach of transport phenomena of dissolved matter in rivers, Communication of hydraulic and geotechnical engineering, FCE TU Delft, report No. 96-3: 310s.
- ORLOB G., 1983: Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs, International Institute for Applied System Analysis, Bath: 518 s.
- PERK M., 2006: Soil and water Contamination from molecular to catchment scale. Taylor & Francis Group plc, London: 389 s.
- PERNÝ M., 1996: Odběr a analyzování vzorků povrchových vod. In LÁZŇOVSKÝ, J.[ed.]: Povrchové vody a pozemkové úpravy. Prestige, Kutná Hora: 87 – 91s.
- PITTER P., 2009: Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha: 592 s.
- POPL M., et FÄHNRIK J., 1999: Analytická chemie životního prostředí. Vydavatelství VŠCHT, Praha : 218 s.
- RIEDER M., 1996: Vývoj a sledování čistoty povrchových vod. In LÁZŇOVSKÝ, J.[ed.]: Povrchové vody a pozemkové úpravy. Prestige, Kutná Hora: 79 -85s.
- ŘÍHA J. et al., 2002: Jakost vody v povrchových tocích a její matematické modelování. NOEL 2000, Brno: 267 s.
- ŘÍHA J. et OŠLEJŠKOVÁ, J., 2001: Modelové řešení úloh jakosti vody v sítích vodních toků. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, Praha: 100 s.
- TÖLGYESSY J., et al., 1989: Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia, Vydavatelství Slovenské akademie věd, Bratislava: 536 s.
- US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2010: HEC-RAS User's Manual. Hydrologic Engineering Center. Davis: 790 s.
- VÚMOP v.v.i., 1995: Závěrečná zpráva etapy projektu GAČR 502/93/0236. Praha: 12 s.
- ZÁKON č. 164/2001 Sb. o přírodních léčivých zdrojích, zdrojích přírodních minerálních vod, přírodních léčebných lázních a lázeňských místech a o změně některých souvisejících zákonů (lázeňský zákon)
- ZEZULÁK J., 2002: Hydroinformatics, selected issues. ČZU, Praha, LF: 155 s.

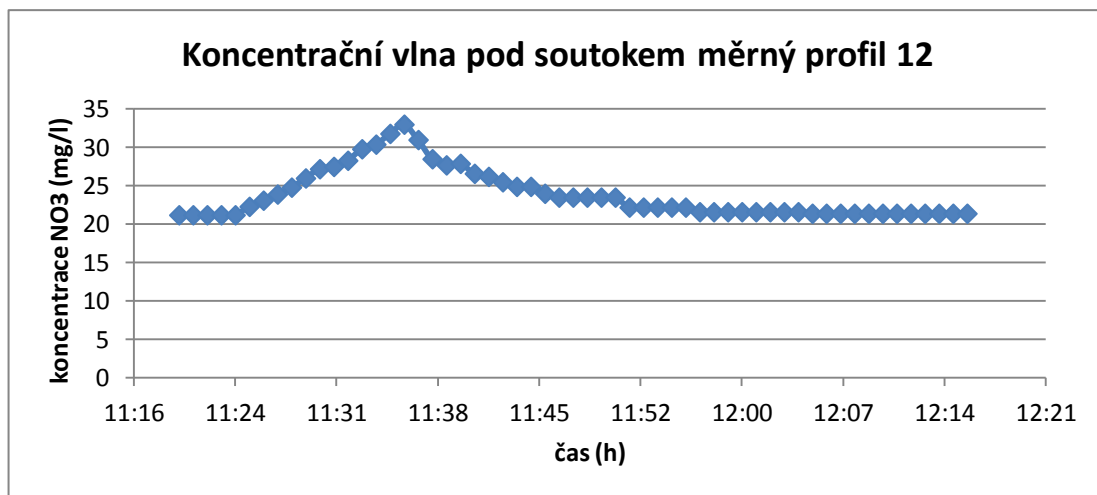
13 PŘÍLOHY



Obr. 13 - tvar koncentrační vlny dusičnanů při vypuštění do toku (data VÚMOP,1995)



Obr. 14 - průběh koncentrační vlny dusičnanů pod soutokem Rokytenky a Horského potoka ST 10 (data VÚMOP,1995)



Obr. 15- průběh koncentrační vlny dusičnanů v posledním měrném profilu na spodním toku Rokytenky (data VÚMOP, 1995)



Obr. 16 - tok Rokytenky nad soutokem (foto autor)



Obr. 17- Rokytenka nad soutokem (foto autor)



Obr. 18 – regulovaný tok Horského potoka nad soutokem v Kunvaldu (foto autor)



Obr. 19 - soutok Rokytanky a Horského potoka (foto autor)