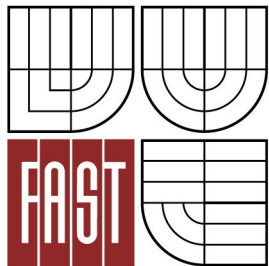


VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA STAVEBNÍ
ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING
INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

SIMULACE KONCENTRACE CHLORU VE VODOVODNÍ SÍTI

SIMULATION OF THE CHLORINE CONCENTRATION IN THE WATER-SUPPLY NETWORK

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE
BACHELOR'S THESIS

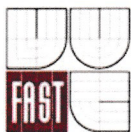
AUTOR PRÁCE
AUTHOR

MARKÉTA RAJNOCHOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

Ing. JAN RUČKA, Ph.D.

BRNO 2015



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program B3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu Bakalářský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor 3647R015 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště Ústav vodního hospodářství obcí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Student Markéta Rajnochová


Název Simulace koncentrace chloru ve vodovodní síti

Vedoucí bakalářské práce Ing. Jan Ručka, Ph.D.

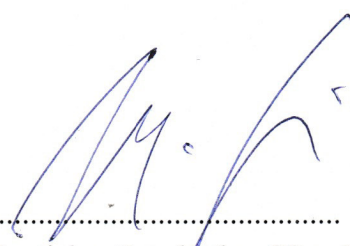
Datum zadání bakalářské práce 30. 11. 2014

Datum odevzdání bakalářské práce 29. 5. 2015

V Brně dne 30. 11. 2014


.....
doc. Ing. Ladislav Tuhovčák, CSc.
Vedoucí ústavu




.....
prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc., MBA
Děkan Fakulty stavební VUT

Podklady a literatura

- [1] OHAR, Z; OSTFELD, A.: Optimal design and operation of booster chlorination stations layout in water distribution systems, Water Research, Volume 58, 1 July 2014, Pages 209-220, ISSN 0043-1354
- [2] ROSSMAN, A. L., 2000: EPANET 2 Users Manual, United States Enviromental Protection Agency US E.P.A., USA, 9/2000
- [3] ŘÍHA, J., 1997: Matematické modelování hydrodynamických a disperzních jevů, Brno, 1997, Vysoké učení technické v Brně, ISBN 80-214-0827-8
- [4] PITTER, P., 1990: Hydrochemie, 2. vydání, Vydavatelství VŠCHT Praha 1990, ISBN 80-03-00525-6

Zásady pro vypracování (zadání, cíle práce, požadované výstupy)

Studentka provede simulaci koncentrace volného chloru ve vodovodní síti obce Kateřinice. Simulace bude provedena v simulačním softwarovém nástroji EPANET 2.0. Výsledky simulace budou porovnány s měřením na vodovodní síti. Simulační model vodovodní sítě bude kalibrován tak, aby výsledky simulace odpovídaly naměřeným hodnotám.

Struktura bakalářské/diplomové práce

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část VŠKP zpracovaná podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (povinná součást VŠKP).
2. Přílohy textové části VŠKP zpracované podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (nepovinná součást VŠKP v případě, že přílohy nejsou součástí textové části VŠKP, ale textovou část doplňují).



.....
Ing. Jan Ručka, Ph.D.
Vedoucí bakalářské práce

ABSTRAKTY A KLÍČOVÁ SLOVA

Abstrakt

Bakalářská práce je zaměřena na simulaci koncentrace volného chloru ve vodovodní síti obce Kateřinice. Pro simulaci byl využit softwarový nástroj EPANET 2.0, s jehož využitím byl pro existující vodovodní síť obce sestaven matematický simulační model, který byl následně kalibrován a verifikován na základě dat získaných měřeními jakosti vody ve vodovodní síti. Cílem práce bylo provést kalibraci simulačního modelu jakosti vody tak, aby co nejlépe simuloval koncentraci volného chloru ve všech místech vodovodní sítě obce. Také pomocí modelu byla stanovena optimální dávka chloru pro řešenou obec. Dále v rámci práce bylo zkoumáno, zda řízný proplach má vliv na rychlost rozpadu volného chloru.

Klíčová slova

Software EPANET 2.0, simulace volného chloru, reakční koeficient (rychlostní konstanta), kalibrace, verifikace

Abstract

The Bachelor thesis is focused on simulation of the concentration of free chlorine in the water supply network of the village of Kateřinice. For the simulation, the EPANET 2.0 software tool was used for construction of a mathematical simulation model for the existing water supply network of the village. Subsequently, the model was calibrated and verified on the basis of data obtained from the measurement of water quality in the distribution network. The aim was to calibrate the simulation model of water quality so as to best simulate the concentration of free chlorine in all areas of the village's water supply network. Also, the optimal dose of chlorine for the village was determined using the model. Furthermore, in the bachelor thesis it was examined if controlled flushing has an impact on the rate of decay of free chlorine.

Keywords

Software EPANET 2.0, simulation of free chlorine, reaction rate coefficient, calibration, verification

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE VŠKP

Markéta Rajnochová *Simulace koncentrace chloru ve vodovodní síti*. Brno, 2015. 81 s., 3 s. příl. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Jan Ručka, Ph.D.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 29. 5. 2015

.....
podpis autora

Markéta Rajnochová

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji vedoucímu práce Ing. Janu Ručkovi PhD. za pomoc, cenné rady, připomínky a poskytnutí odborných materiálů, které mi pomohly při tvorbě této práce.

OBSAH

1	ÚVOD	3
1.1	ÚVOD DO PRÁCE.....	3
1.2	STÁVAJÍCÍ STAV PROBLEMATIKY	3
1.2.1	Vodovod v Kateřiněch, způsob provozování.....	4
1.3	CÍLE PRÁCE.....	4
1.3.1	Výzkum v oblasti jakosti vody	4
2	VODOVOD OBCE KATEŘINICE	7
2.1	OBEC KATEŘINICE	7
2.2	ZÁSOBOVÁNÍ PITNOU VODOU OBCE KATEŘINICE	7
2.2.1	Zdroj vody a jímací objekt.....	8
2.2.2	Úpravna vody	9
2.2.3	Charakteristika spotřebiště.....	9
2.3	POPIS VODOVODU	10
2.4	HYDRAULICKÝ MODEL.....	11
2.4.1	Stavba hydraulického modelu.....	11
3	MATEMATICKÉ MODELOVÁNÍ	14
3.1	OBECNÝ ÚVOD MATEMATICKÉ MODELOVÁNÍ V HYDRODYNAMICE.14	
3.1.1	Kalibrace a verifikace modelu	14
3.2	MODELOVÁNÍ TRUBNÍCH TLAKOVÝCH SÍTÍ	15
3.2.1	Matematická formulace problému	15
3.2.2	Modely ustáleného tlakového proudění v trubních sítích	16
3.3	MODELOVÁNÍ JAKOSTI VODY.....	17
3.3.1	Softwarové nástroje používané pro simulaci jakosti vody.....	20
3.3.2	Softwarový nástroj EPANET 2.0	22
3.4	MODELOVÁNÍ KONCENTRACE CHLORU V TRUBNÍ SÍTI.....	27
3.4.1	Pitná voda	28
3.4.2	Dezinfekce vody	28
3.4.3	Chlor	29
3.4.4	Chlor v pitné vodě	33
3.4.5	Měření koncentrace chloru	39
4	MODEL JAKOSTI VODY OBCE KATEŘINICE.....	42
4.1	MĚŘENÍ VOLNÉHO CHLORU NA SÍTI	42
4.1.1	Řízený proplach.....	46
4.2	POPIS MODELU.....	46
4.3	KALIBRACE MODELU	50

4.3.1	Kalibrace modelu před řízeným proplachem.....	52
4.3.2	Kalibrace modelu po řízeném proplachu.....	56
4.4	VERIFIKACE MODELU.....	61
4.4.1	Verifikace modelu po řízeném proplachu.....	61
4.5	VÝSLEDKY SIMULACE.....	67
4.6	STANOVENÍ OPTIMÁLNÍ DÁVKY CHLORU PRO OBEC KATEŘINICE....	68
5	VYHODNOCENÍ A ZÁVĚR	71
6	POUŽITÁ LITERATURA	72
	SEZNAM TABULEK	75
	SEZNAM OBRÁZKŮ.....	76
	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ.....	78
	SEZNAM PŘÍLOH	80
	SUMMARY	81

1 ÚVOD

Jakosti vody se dostává v dnešní době velké pozornosti. Cílem provozovatelů je dodávat spotřebiteli hygienický nezávadnou pitnou vodu, ale také optimalizovat dávku chloru tak, aby neovlivňoval chuť vody a zároveň byla voda dostatečně hygienicky zabezpečena. Především těmto problémům lze využít simulacního modelu rozpadu chloru.

1.1 ÚVOD DO PRÁCE

Pro přiblížení poznání stávajícího způsobu dávkování chloru v obci Kateřinice, byla použita simulace rozpadu chloru. Simulační model byl sestaven v softwarovém nástroji EPANET 2.0. Podnětem k práci byla možná dostupnost naměřených dat koncentrace chloru a stížnost obyvatelů na organoleptické závady vody, zejména chlorovou chuť vody. Během doby měření proběhl řízený proplach vodovodní sítě. Simulací bylo zkoumáno, zda řízený proplach má vliv na spotřebu chloru ve vodovodní síti.

Práce je rozdělena do 4 kapitol. První kapitola obsahuje stanovení cílu a řešení řešených projektů na téma jakosti vody.

Druhá kapitola zahrnuje seznámení s lokalitou, pro kterou byl simulační model sestaven. Je zde popsána stávající distribuční síť obce a stavba hydraulického modelu, bez kterého by se simulace koncentrace chloru neobešla.

Třetí kapitola popisuje tematiku matematického modelování v oblasti jakosti vody. Také v této části byl podrobněji rozebrán chlor, jak z chemického hlediska, tak z hlediska jeho využívání ve vodárenství. Dále byl detailněji rozebrán softwarový nástroj EPANET 2.0, ve kterém proběhla simulace.

Čtvrtá kapitola popisuje sestavení simulačního modelu obce Kateřinice, využití naměřených dat a hledání reakčních koeficientů. Model byl kalibrován a následně verifikován tak, aby vypočtené hodnoty odpovídaly skutečným naměřeným hodnotám. V závěru práce jsou popsány dosažené výstupy a výsledky simulace, a také jsou uvedeny výsledné reakční koeficienty rozpadu chloru. Pro obec byla stanovena optimální dávka koncentrace chloru a následně bylo vyhodnoceno, zda řízený proplach má, nebo nemá vliv na spotřebu chloru ve vodovodní síti.

1.2 STÁVAJÍCÍ STAV PROBLEMATIKY

Jak již bylo zmíněno výše, dodávat vodu dané jakosti spotřebitelům, je jednou z nejdůležitějších priorit provozovatelů vodovodních sítí. Aby bylo možné splnit požadavky na jakost vody, je zapotřebí porozumět vlastnostem látek pohybujících se distribučním systémem.

K faktorům, které ovlivňují změnu jakosti vody mezi úpravnou a spotřebitelem patří: chemický a biologický charakter vodního zdroje, účinnost a výkonnost procesů úpravy, stáří, typ, konstrukce a údržba distribuční sítě a také kontrola upravené vody. [36]

V řešené obci se jako problém vodovodní sítě jeví výskyt velkého množství sedimentů v potrubí, které se do ní dostaly v minulosti z vodního zdroje vlivem nevhodného složení dopravované vody. Odběratelé si často stěžovali na organoleptické závady vody. [31]

1.2.1 Vodovod v Kateřinicích, způsob provozování

Provozovatelem celého systému zásobování pitnou vodou je obec Kateřinice. Systém zásobování vodou zahrnuje podzemní vrty, úpravnu vody s akumulací nádrží a vodovodní síť. Na provoz a údržbu má obec vyčleněného jednoho pracovníka tzv. provozního technika. Provozní technik také zajišťuje dezinfekci vody v akumulací nádrži prostřednictvím chlorátoru, kterému nastavuje množství dávky chlornanu sodného.

1.3 CÍLE PRÁCE

Cílem práce bylo vytvořit simulační model jakosti vody ve vodovodní síti obce Kateřinice. Model byl vytvořen pro simulaci volného chloru ve vodovodní síti. Simulace byla provedena v simulačním softwarovém nástroji EPANET 2.0. Výsledky simulace byly porovnány s měřeními na vodovodní síti. Vytvořený model vodovodní sítě byl kalibrován tak, aby výsledky simulace odpovídaly naměřeným hodnotám. S využitím kalibrovaného modelu rozpadu volného chloru ve vodě byla stanovena optimální dávka chloru. V rámci práce bylo také zkoumáno, jaký je vliv řízeného proplachu vodovodního potrubí na rychlost rozpadu volného chloru v pitné vodě.

1.3.1 Výzkum v oblasti jakosti vody

TECHNEAU

Doba trvání projektu od 1. 1. 2006 do 31. 12. 2010

TECHNEAU je projekt, který vybízí tradiční systémy a technologie řešení pro pitnou vodu k vyrovnání se se současnými a s budoucími globálními hrozbami. To bylo iniciováno díky přehodnocení současných možností zásobování vodou a tím, že projekt poskytl prozkoumané a demonstrováné nové a lepší technologie pro celý zásobovací systém. Technologie zpracování zahrnují systémy membrán a oxidace s multi-bariérovým přístupem k zajištění bezpečnosti proti širokému spektru chemických a mikrobiologických kontaminujících látek. Vyvinuté technologie poskytují on-line informace o místě a jakosti vody, včetně parametrů, které se vztahují k nebezpečným kontaminacím. Projekt rozvíjel stávající práci v modelování za účelem kontroly a optimalizace zásobovacích systémů. Projekt umožnil koncovým uživatelům činit rozhodnutí, odpovídající jejich vlastním potřebám. Projekt poskytl řešení pro zásobování vysoce jakostní pitnou vodou, která má důvěru u spotřebitele. [26]

MICRORISK

Doba trvání projektu od 1. 11. 2002 do 31. 1. 2006 [25]

Microrisk je společný výzkumný projekt. Cílem bylo vyvinout a vyhodnotit soustavu pro kvantitativní posouzení mikrobiologické bezpečnosti pitné vody v členských státech EU. [24] Řetězec výroby pitné vody byl integrován do jednoho systému. Prvky tohoto systému jsou kvantitativní mikrobiologické hodnocení rizik, analýza rizik a analýza kritických kontrolních bodů. Projekt vedl k procesu vzniku nových směrnic a právních předpisů pitné vody v celé EU. [28]

SMaRT-Online WDN

Zahájení projektu: duben 2012 [5]

Doba trvání: 3-4 roky [5]

Hlavním cílem projektu SMaRT – Online^{WDN} je vývoj nástrojů pro online řízení bezpečnosti vodovodní distribuční sítě. Vývoj je založen na měření kvality i kvantity vody pomocí sensorových měřidel. Projekt má pět hlavních výzkumných cílů, a to: [20]

- 1) Inteligentní senzory a alarm generace. (*Smart sensors and alarm generation*)
- 2) Simulační model pro spolehlivý hydraulický stav vody a jakost vody. (*Online simulation model considering hydraulic state and water quality*)
- 3) Optimální umístění snímačů. (*Optimal Location of Sensors*)
- 4) Online identifikace zdroje znečištění. (*Online Source Identification of Contaminants*)
- 5) Analýza rizik, identifikace a vyhodnocování dopadů. (*Risk analysis, identification and evaluation of impacts*) [20]

Simulační model pro spolehlivý hydraulický stav vody a jakost vody

Jádro nástrojů pro online řízení bezpečnosti se skládá z inteligentních senzorů v kombinaci se simulačním modelem. Okrajové podmínky modelu sítě jsou pravidelně aktualizovány podle naměřených dat, které zaručují shodu modelu s pozorováním. Kvalita naměřených dat se kontroluje například použitím umělé neuronové sítě. S touto onlinovou informací je systém schopen odrážet současný hydraulický stav celého systému. Kromě toho monitorování parametrů jakosti vody podporuje detekci biochemického znečištění pitné vody. [20]

Online identifikace zdroje znečištění

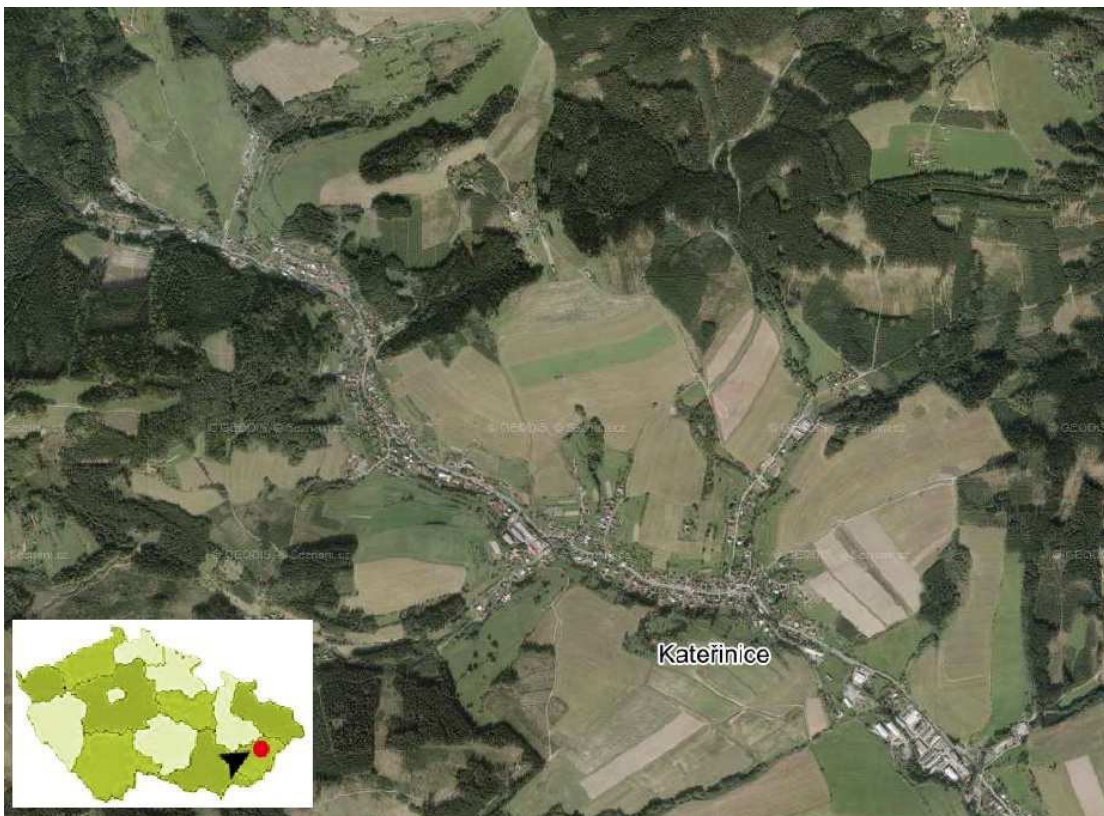
Zapojení stávajících deterministických a pravděpodobnostních metod pro identifikaci zdroje znečištění, které byly vyvinuty pro offline modely, do online simulace. Předpokládá se, že online simulační model existuje a vyrábí hydraulická síťová data například každé 3 min. Online identifikace zdroje vyžaduje, aby byl online model dostatečně kalibrován a verifikován a odrážel skutečný hydraulický stav distribuční sítě v reálném vodovodu s dostatečnou přesností. Požadovaný stupeň přesnosti modelu je problém, který musí být prozkoumán. Online model bude založen na „*backtracking*“ algoritmu, který používá historická naměřená data. Pro výpočet a lokalizaci možného vniknutí kontaminující látky budou využita senzorická čidla. Čím více bude senzorů k dispozici, tím lepší bude určení místa a času vniknutí možné kontaminující látky. [20]

2 VODOVOD OBCE KATEŘINICE

V následující kapitole bude popsáno spotřebišťe obec Kateřinice. Vzhledem k tomu, že pro simulaci koncentrace chloru je podrobný hydraulický model nepostradatelnou součástí, bude zde důkladně popsán distribuční řad obce Kateřinice a postup při sestavování hydraulického modelu.

2.1 OBEC KATEŘINICE

Obec Kateřinice je podhorskou valašskou obcí s nadmořskou výškou 390,00 m n. m. Nachází se severozápadně od Vsetína v Hostýnských vrších. Obec je značně členitá a dlouhá, zástavba je soustředěna podél silnice. Jedná se o větší obec o katastrální rozloze 1338 ha. Ve vesnici se nachází mateřská škola i základní škola. Je zde sbor dobrovolných hasičů, fotbalové družstvo, tři hospody atd. Roku 2014 se Kateřinice staly vesnicí roku. [19]



Obr. 2.1 Obec Kateřinice [8]

2.2 ZÁSOBOVANÍ PITNOU VODOU OBCE KATEŘINICE

Základními objekty pro umožnění zásobování pitnou vodou obyvatelstva Kateřinice jsou: jímací objekt, přiváděcí řad, úpravna vody s akumulací nádrží, vodovodní řad, přerušovací vodojem.

2.2.1 Zdroj vody a jímací objekt

Kateřinice jsou zásobovány z podzemních zdrojů. Voda je svedena jímacími zářezy a sběrnými drény do soustavy sběrných studní. Přibližná nadmořská výška vrtů je 457,00 m n. m. Ze studní je voda čerpána do akumulací jímky, ze které je voda následně gravitačně dopravována na úpravnu vody. Na *obr. 2.2* lze vidět dvě studny a také dávkovací stanici chloru, která měla za úkol hygienicky zabezpečovat vodu v době, kdy ještě nebyla postavena úpravna vody. [32]



Obr. 2.2 Sběrné studny, bývalá dávkovací stanice chloru

Na *obr. 2.3* lze vidět perforované ocelové potrubí o průměru 100 mm a přibližné délce 10 m, kterým se jímá podzemní voda. Studny jsou zhotoveny ze železobetonových skruží o průměru jednoho metru. [32]



Obr. 2.3 Sběrná studna

2.2.2 Úpravna vody

Úpravna vody se nachází severně od zástavby obce. Vzhledem k dobré jakosti podzemní vody je zde úprava vody řešena jako jednostupňová. Voda je upravována na třech pískových filtrech. Pro hygienické zabezpečení vody je využito chlornanu sodného ($NaClO$) jakožto dezinfekčního činidla. Součástí úpravní vody je jednokomorová akumulční nádrž o objemu 150 m^3 . Na potrubí vedoucí do spotřebiště je osazen vodoměr, šoupě a potrubí pro odběr vzorků vody. [32]



Obr. 2.4 Úpravna vody v Kateřinicích, barel s chlornanem sodným

2.2.3 Charakteristika spotřebiště

Vlastníkem i provozovatelem vodovodní sítě je obec Kateřinice. Z obecního vodovodu je zásobováno 750 obyvatel, přičemž obyvatelé několikanásobně převyšují průmyslový či zemědělský odběr. Z důvodu velkého převýšení nejnižšího zásobovaného místa a maximální hladiny v akumulční nádrži úpravní vody je spotřebiště rozděleno na dvě tlaková pásma. Horní tlakové pásmo (HTP) je zásobováno z úpravní vody s akumulční nádrží. Dolní tlakové pásmo (DTP) je zásobováno z přerušovacího vodojemu.



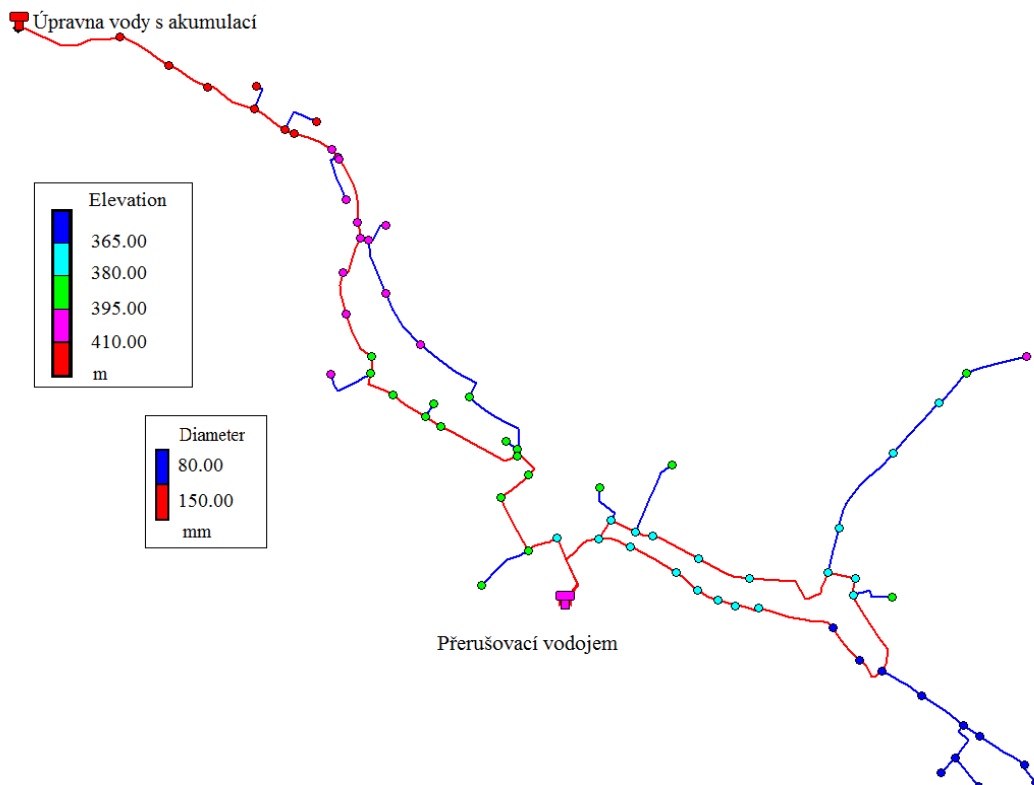
Obr. 2.5 Pohled na horní tlakové pásmo

2.3 POPIS VODOVODU

Vodovod v obci Kateřinice je přerušovacím vodojemem rozdělen do dvou tlakových pásem. Jeho celková délka je 8,56 km. HTP sahá od úpravný vody po přerušovací vodojem. DTP je od přerušovacího vodojemu po koncový úsek sítě. Vodovodní síť je celá zhotovená z PVC potrubí. Stáří potrubí HTP se pohybuje okolo 27 let a potrubí DTP okolo 25 let. Na vodovodní síti se nevyskytují regulační ventily ani armaturní komory. V následující tabulce jsou uvedeny podrobnější informace o délkách potrubí, průměrech atp. Zdrojem dat byl výstup z hydraulického modelu, na kterém byl simulován 24 hodinový průběh tlaků a odběrů v každém úseku sítě. [4]

Tabulka 2.1 Horní a dolní tlakové pásmo

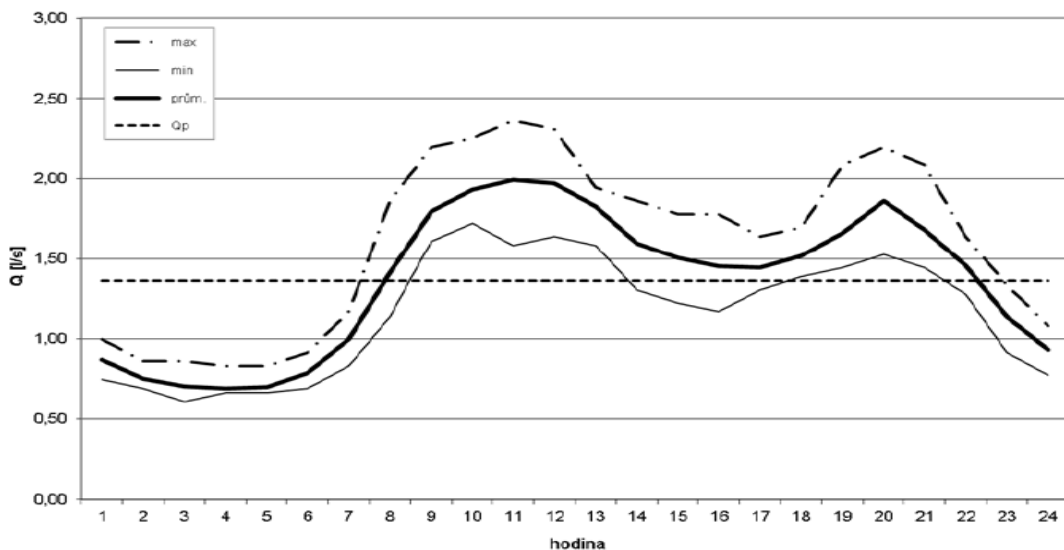
		HTP	DTP
Délka [km]	PVC DN 150	3,54	2,24
	PVC DN 80	0,73	2,05
Délka celkem [km]		4,27	4,29
Průměrný tlak - hydrodynamický [m v. sl.]		42,57	41,01
Průměrná rychlost [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]		0,07	0,03
Počet hydrantů		17	18
Počet uzávěru		11	18
Počet připojených nemovitostí		97	106



Obr. 2.6 Schéma vodovodní sítě s vyznačenými nadmořskými výškami v uzlech a dimenzí potrubí

2.4 HYDRAULICKÝ MODEL

Aby bylo možné sestavit hydraulický model, musela být uskutečněna měrná kampaň zájmového území. Výsledkem jsou odběrové křivky a křivka průběhu hydrodynamických tlaků ve vybraných místech v síti. Podkladem pro sestavení hydraulického modelu byl podrobný průzkum vodovodní sítě, který proběhl v roce 2012 a na jehož základě vznikla podrobná mapa, v níž je zakreslena přesná trasa vodovodu, popsán trubní materiál a jeho dimenze. V rámci pasportu byl proveden také detailní průzkum rozložení zásobovaného obyvatelstva ze systému zásobování vodou v obci Kateřinice. [32] Na obr. 2.7 lze vidět křivky denního odběru.



Obr. 2.7 Průběh spotřeby vody bez ohledu na pracovní či nepracovní dny [32]

Z grafu je patrné, že Kateřinice jsou typickým spotřebištem se dvěma denními špičkami odběru vody. Důvodem je absence větších průmyslových či zemědělských závodů, tudíž hlavním odběratelem je obyvatelstvo.

2.4.1 Stavba hydraulického modelu

Rozdělení sítě na úseky

Přiměřené množství uzlů a úseků, délka úseku a od ní odvíjející se počet uzlů je základem pro správné a dostatečně přesné fungování modelu. Jako uzly byly vybrány všechny hydranty nacházející se na síti. Důvodem bylo jejich praktické využití pro měření tlaků a následnou verifikaci. Dále byly za uzly vybrány všechna odbočení v řadu, jejich následné spojení a koncové úseky. Poté došlo k rozdělení individuálních úseků, které byly příliš dlouhé. Nejlepším řešením by bylo rozdělit úseky podle hustoty zástavby a počtu odběrných míst, avšak to by bylo velice složité a zdlouhavé. Proto v tomto modelu bylo stanoveno pravidlo, že by úsek neměl být delší než 200 m. Výjimkou jsou úseky delší než 200 m v případě, že na něm není připojeno větší množství obyvatel. Například zásobovací řady z úpravny vody nebo přerušovacího vodojemu. [32]

Převod topologie sítě do programu MikeNet

Poté co byla celá síť rozdělena na úseky a uzly, bylo nutné vytvořit podkladní soubor ve formátu dxf. Provedl se import topologie sítě do programu MikeNet. Nutností bylo již v podkladním souboru uvést síť do souřadného systému S-JTSK. Při převodu zůstal tento souřadný systém zachován, tudíž zůstaly zachovány všechny délky úseků. Nelze však spolehlivě přenést informace o dimenzích, typu materiálu a jeho technickém stavu, se kterým je spjata drsnost potrubí. Tento přenos by byl možný, ale je potřeba jej individuálně kontrolovat. Software MikeNet umožňuje vybrat všechna potrubí a přiřadit jim dimenzi, která se vyskytuje nejčastěji. [32]

Výškopis sítě

Software MikeNet neumožňuje spolupracovat s rozhraním ArcGISu, a tedy nelze automaticky přiřadit uzlům jednotlivé nadmořské výšky sítě. Proto byly nadmořské výšky přiřazeny individuálně po odečtení ze systému ArcGIS. [32]

Rozdělení úzlových odběrů

Rozdělení uzlových odběrů je nejdůležitější částí při stavbě matematického modelu. Jedná se o rozdělení celkového nátoku do sítě a stanovení jednotlivých uzlových odběrů. Byly sestaveny tři modely lišící se výběrem metody rozdělení uzlových odběrů. Každý z těchto modelů měl stejný základ, kterým byl model sestaven z kroků popsaných výše. Je-li model ve fázi, kdy má celá síť přiřazenou drsnost, správnou dimenzi a výšky uzlů a objektů, dojde k rozštěpení na tři různé modely, přičemž v každém bylo použito jiné metody rozdělení uzlových odběrů. Metoda rozdělení podle délek, metoda redukovaných délek a rozdělení odběrů podle počtu obyvatel. [32] Pro model jakosti vody jsou významné rychlosti v potrubí. Pro simulaci rychlostí v síti bylo využito nejpřesnějšího modelu, tj. model s použitou metodou rozdělení uzlových odběrů podle připojených obyvatel na úseku.

Rozdělení odběru podle počtu obyvatel připojených na úseku

Podkladem metody je detailní průzkum rozdělení zásobovaného obyvatelstva v jednotlivých úsecích sítě. K sběru informací bylo zapotřebí pracovníka provozu vodovodu a dat z matricy obce Kateřinice. Při terénním průzkumu byla vyhledána každá nemovitost s vodovodní přípojkou a následně byla zjištěna informace o počtu trvale bydlících osob dané nemovitosti z matricy. Poté se postupovalo stejně jako v metodě redukovaných délek. Každému úseku byl přiřazen součinitel, jehož hodnota odpovídala počtu zásobovaných obyvatel daného úseku. Dále proběhlo stanovení potřeby vody v úsecích. [32]

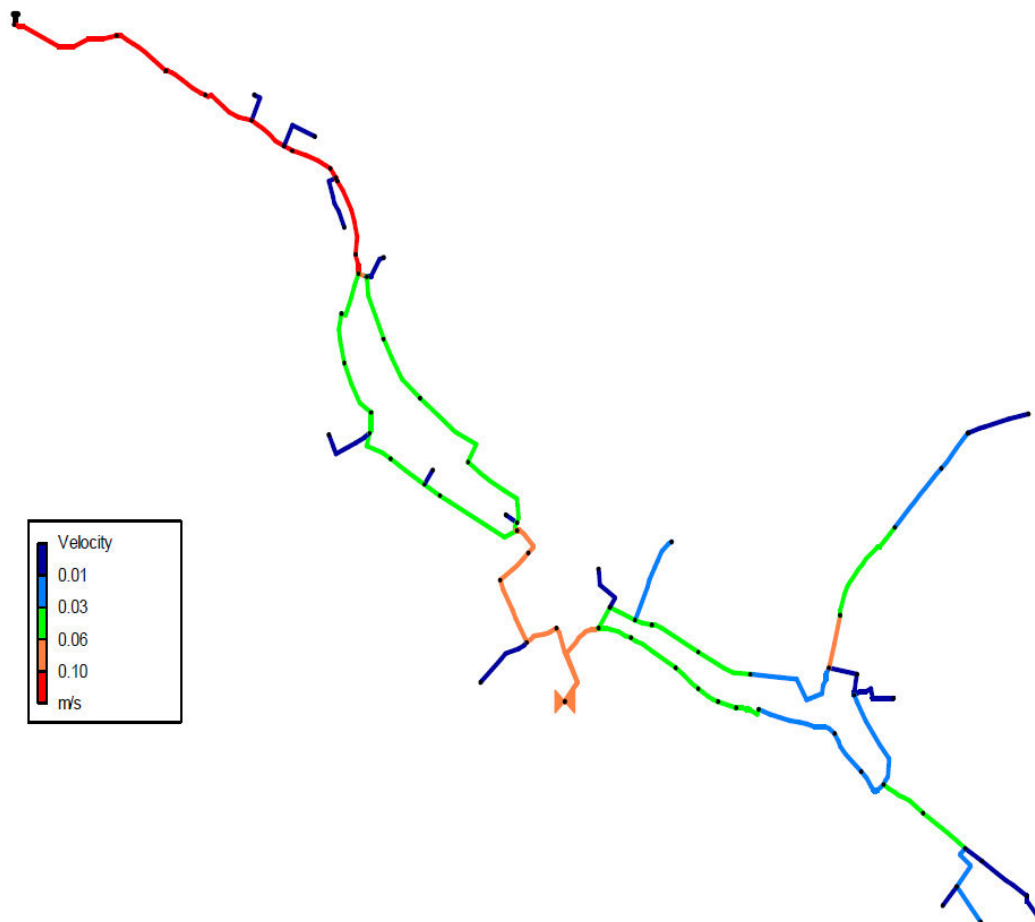
Verifikace

Verifikace ověřuje správnost kalibrace modelu, ale z důvodu časové náročnosti nebyla kalibrace hydraulického modelu provedena. Proto byla verifikace zjednodušena a proběhla na dva stavy sítě, a to na průměrný průtok a na minimální průtok. Prvním stavem byl průměrný průtok a jemu odpovídající průměrný tlak v síti. Nezbytné bylo určení správné polohy hladiny v akumulacní nádrži, která byla stanovená na 441,80 m n. m. A také bylo potřeba vzít v úvahu hloubku čidla pod terénem a chybu měření čidla, která je 0,5 m v. sl. Druhým stavem pro verifikaci byl

vzat minimální noční průtok, který doprovází maximální tlaky v síti. Kóta maximální provozní hladiny v akumulární nádrži je 442,80 m n. m. Pro verifikaci bylo využito dvou tlakových čidel. [32]

Verifikovány byly všechny tři modely, jako nejpřesnější se jevil model s metodou rozdělení podle počtu obyvatel připojených na úsek. Nicméně rozdíly mezi modely byl tak malé, že lze všechny tři modely uznat za věrohodné. [32]

Dále bylo provedeno porovnání rychlostí při referenčním průtoku dle různých metod rozdělení uzlových odběrů. Rychlosti se pohybovaly od $0,01$ do $0,14 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ a jejich rozdíly byly v intervalu od $0,01$ do $0,02 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. [32] I přesto, že jsou tyto rozdíly na pohled minimální v simulaci jakosti vody, mohou mít vliv.



Obr. 2.8 Přehledná mapa rychlostí při referenčním průtoku [32]

Závěr

Hydraulickou analýzou bylo zjištěno, že výběr metody pro rozdělení uzlových odběrů má vliv na velikost rychlostí v jednotlivých úsecích sítě. Ukázalo se, že pro nutnost podrobných a přesných výsledků nelze využít velmi zjednodušené metody rozdělování uzlových odběrů, což však samozřejmě nelze obecně tvrdit na základě jedné případové studie. Také z výsledku analýzy je zřetelné, že stávající síť je předimenzována, na což poukazují nízké rychlosti v síti. [32]

3 MATEMATICKÉ MODELOVÁNÍ

Matematickému modelování se v posledních letech dostává velké pozornosti. Je hojně využíváno v technických, ale i přírodovědeckých oborech. Nedílnou součástí pro vyhotovení a zobrazení matematického modelu je výpočetní technika, bez ní si v dnešní době modelování nelze představit. Vzhledem k tomu, že je tato práce zaměřena na simulační model jakosti vody, následující kapitoly budou zaměřeny na matematické modelování v hydrodynamice, modelování v tlakových trubních systémech a modelování jakosti vody a v neposlední řadě modelování chloru. Dále bude rozebrán softwarový nástroj EPANET 2.0.

3.1 OBECNÝ ÚVOD MATEMATICKÉ MODELOVÁNÍ V HYDRODYNAMICE

Matematické modelování je schopnost převodu problémů z aplikační oblasti do matematicky zpracovatelné a vyšetřovatelné formulace. Ta by měla umožnit teoretickou a numerickou analýzu problému s cílem proniknout do jeho podstaty. Lze klást otázky, hledat odpovědi a získávat užitečné či potřebné informace o zkoumaném modelu. [29]

Model je účelově zjednodušené zobrazení nějakého reálného nebo abstraktního světa. Jedná se o systém, který slouží k poznání konstrukce nebo organizace originálu. Míra zjednodušení ovlivňuje věcnou přesnost řešení, ta je chápána jako míra souhlasu mezi chováním modelu a skutečností. Modelem je také jednoduchý obraz určitých vlastností objektu získaný abstrakcí. Kvalita modelu je dána přesností vystižení objektu, jednoduchostí a stupněm vystižení zákonitostí, které platí pro objekt. [29]

Matematický model v hydrodynamice, jedná se o matematickou formulaci problému. Obecně je tvořen soustavou rovnic a to algebraických, diferenciálních, integrálních. Rovnice jsou doplněny počátečními a okrajovými podmínkami. Při stavbě matematického modelu se obvykle vychází ze základních zákonů mechaniky kontinuity a ze stavových rovnic. Základními a zároveň nejčastěji používanými jsou zákony zachování hmotnosti, hybnosti a energie. Stavové rovnice vážou mezi sebou stavové veličiny a doplňují počet na počet neznámých, které se v daném problému vyskytnou. Počáteční a okrajové podmínky umožňují získat jednoznačné řešení. Počáteční podmínky určují stav na počátku řešení, to znamená, že předepisují hodnoty neznámým na začátku sledovaného děje. Okrajové podmínky předepisují stav na hranici oblasti. [29]

3.1.1 Kalibrace a verifikace modelu

Jedná se o velmi důležitou úlohu při aplikaci matematických modelů. Jde o systematické upravování a měnění parametrů modelu čímž se dosáhne přijatelné shody mezi naměřenými a vypočtenými hodnotami sledovaných veličin. Např. rychlosti, tlaků, teploty, koncentrací sledovaných látek. Existuje řada metodik, jimiž se parametry modelu mění. Mohou to být metody matematicko-statistické, optimalizační, ale i metoda „pokus omyl“ vycházející zejména ze zkušeností řešitele. [29]

Verifikaci modelu se rozumí ověření výsledků kalibrace modelu na jiných souborech vstupních dat, než jaké byly použity při kalibraci. Nutno poznamenat, že kritéria určující míru shody naměřených a modelem získaných výsledků jsou značně subjektivní. Jsou stanovena na základě spolehlivosti a přesnosti jak vstupních dat, tak dat získaných monitoringem. Při kalibraci a verifikaci koncentrací látek je třeba přihlídnout k metodám vzorkování a přesnosti rozborů vzorků, která u akreditovaných laboratoří může činit až $\pm 20\%$. Bylo by absurdní požadovat míru shody naměřených a modelovaných veličin větší, než je přesnost metody, kterou byly naměřené hodnoty získány. Výsledky verifikace hydrodynamických a disperzních modelů, které vykazují neúměrně přesnou shodu, lze označit za „podezřelé“. [29]

3.2 MODELOVÁNÍ TRUBNÍCH TLAKOVÝCH SÍTÍ

Modelováním proudění vody v tlakových systémech se získají potřebné informace o tlakových a průtokových poměrech v těchto sítích. Lze jej využít pro potřeby provozování a řízení stávajících distribučních systémů, projektování nových trubních rozvodů, či jejich rekonstrukcí. Využitím měřících přístrojů lze uskutečnit měření přímo na síti. To umožňuje získat informace o průtokových a tlakových poměrech v místě měření, avšak k získání těchto údajů pro celou síť by bylo nutné osadit na síti velké množství měřících zařízení. To je sice technicky proveditelné, ale ekonomicky velmi náročné a tudíž stěží realizovatelné. Více přijatelnějším řešením pro získání potřebných informací se jeví použití matematického modelu v kombinaci s měřením realizovaným na posuzované síti. Klíčové je vhodné a účelné zvolení měřících míst. Zmíněným způsobem získáme sice méně přesnější informace, ale podané informace budou z celé sítě. Údaje získané měřením, lze použít pro kalibraci a verifikaci modelu. [29]

K modelování je nutné získat základní topologická a hydraulická data modelované vodovodní sítě. Zároveň je potřeba mít k dispozici podrobné údaje o odběrech a vtocích do sítě. Potřebnými daty pro modelování jsou: geometrie řešené sítě (údaje směrové a výškové, délkové a polohové), základní hydraulické informace (světlost a materiál potrubí), údaje o objektech ovlivňující řešenou síť (čerpadla, vodojemy, uzávěry) a hlavně hodnoty odběrů a vtoků do sítě. Data pro kalibraci modelu musí být získána měřením. Patří mezi ně hydraulické údaje o vybraných prvcích sítě a odpovídající hodnoty odběrů a vtoků do sítě. Vzhledem k velkému objemu dat o modelované síti a také s ohledem na přehlednost zpracování řešení je třeba modelovanou trubní síť generalizovat. Jedná se zejména o rozdělení sítě na konečný počet úseků, data o uvažovaných velkoodběratelech a výběr prvků, kde bude prováděno měření pro kalibraci. [29]

3.2.1 Matematická formulace problému

Základní rovnice

Při výpočtech tlakových trubních sítí se vychází z Bernoulliho rovnice. Jedná se o diferenciální rovnici pro neustálený pohyb vazké nestlačitelné kapaliny v silovém poli gravitace. [29]

Okrajové podmínky

Při modelování sítě jsou definovány tyto okrajové podmínky: hladiny ve vodojemech, provozní charakteristiky čerpadel a odběry nebo vtoky v uzlech. [29]

3.2.2 Modely ustáleného tlakového proudění v trubních sítích

V teorii hydrodynamiky trubních sítí studujeme průběh průtoku a tlaku v sítích. Trubní síť je představena grafem, který se skládá z jednotlivých úseků (potrubí) a jednotlivých uzlů. Uzlem rozumíme krajní body úseku, v kterých dochází k propojení. V uzlech také dochází k odběrům nebo přítokům. Okruhem v grafu rozumíme uzavřenou cestu, kde počáteční a koncový uzel je ten samý. Hledanými neznámými jsou ztrátová výška a průtok v í-tém úseku. Vycházíme z toho, že proudění v okruhových sítích musí splňovat uzlovou a okruhovou podmínku a vyhovovat stavové rovnici. [29]

Uzlová podmínka: Vychází ze zákona zachování hmotnosti. Součet všech přítoků do každého uzlu se musí rovnat součtu odtoků z uzlu. [29]

Okruhová podmínka: Vychází ze zákona zachování hybnosti. Jedná se o to, že součet tlakových ztrát pro všechny úseky tvořící nezávislý okruh je roven nule při zvolené okruhové orientaci. [29]

Stavová rovnice: Udává vztah mezi ztrátovou výškou a průtokem. [29]

Nejrozšířenějšími používanými numerickými metodami jsou metody iterační. Jedná se o řešení soustavy nelineárních rovnic, sestavených na základě výše zmíněných podmínek. Postupem je odhad některých průtokových veličin tak, aby byly splněny dvě ze tří podmínek. Postupným opakováním výpočtů se zpřesňuje platnost třetí podmínky až do dosažení zvolené přesnosti. Metoda má dosahovat požadované přesnosti s co nejmenším počtem iteračních kroků a také s co nejmenším počtem aritmetických kroků. Metody lze rozdělit: [29]

Metody vyrovnávání ztrátových výšek: Newtonova metoda, Lobačev – Crossova metoda a Dubin – Crossova metoda [29]

Metoda vyrovnání průtoků: Newtonova metoda II, Hardy – Crossova metoda [29]

Metoda vyrovnávání odporových součinitelů: Mc Ilroyova metoda [29]

3.3 MODELOVÁNÍ JAKOSTI VODY

Jako efektivní prostředek pro hodnocení změn jakosti vody v distribučním systému se jeví matematické modelování. Model jakosti vody umožňuje předpovídat možnosti potenciálního zhoršení jakosti vody, vyhodnocovat účinnost dezinfekčního systému a také má kladný dopad na ekonomiku provozu distribuční sítě. Například vhodně verifikované a kalibrované modely rozpadu chloru mohou napomáhat k optimálnímu umístění přídatných dávkovacích stanic, tím pádem umožňují snížení spotřeby dezinfekce a s tím souvisejících nákladů na dezinfekční činidla. Použití modelů však může být efektivní a realizovatelné pouze tehdy, jestliže mechanismy parametrů transformace a destrukce kvality vody v distribučním systému jsou vhodně definovány. Slabě definované modely poskytují slabou předpověď parametrů kvality vody a tak zpochybňují celkový účel procesu modelování jakosti vody v distribučních sítích. [36]

Různě vyvinuté algoritmy se navrhuje k formulaci modelů v ustáleném i dynamickém stavu. Modely ustáleného stavu používají zákon o zachování hmoty k tomu, aby se určilo konečné prostorové rozdělení rozpuštěných látek za konstantních hydraulických podmínek. Dynamické modely spoléhají na přístup modelování systému, aby stanovily pohyb a přeměnu složek za časově kolísajících podmínek, např. denní zákaznickova spotřeba vody a jiné faktory v dosahu změn distribučního systému. Jinými faktory je myšlena změna hladin v akumulaci nádrži, náhlá změna spotřeby vody např. při požáru atp. [36]

Algoritmy jsou stanovené na předpokladech jednorozměrného pohybu, na hydraulice proudění v síti v ustáleném stavu, na okamžitém nebo úplném uzlovém míchání, na zanedbatelné podélné disperzi a na složce s jedním nebo několika zdroji dávkování. Složky jsou zpracované jako konzervativní nebo jednoduché charakteristické funkce kinetiky prvního řádu. Protože systémy distribuce vody a procesy v nich probíhající jsou časově závislé, poskytuje dynamické modelování přesnější a realističtější vykreslení aktuální činnosti systému, přechodného vzájemného působení kvality vody a hydraulického chování. [36]

Modely ustáleného stavu

Matematické modelování jakosti vody v ustáleném stavu je založeno na řešení řady lineárních algebraických rovnic, které popisují zachování hmoty složky v uzlech sítě. Pro každý uzlový spoj j je všeobecná rovnice hmotové rovnováhy dána: [36]

$$\sum_j(QC)_{in} = \sum_j(QC)_{out} \quad (3.1)$$

kde: Q ... objemové průtočné množství [$l \cdot s^{-1}$]

C ... objemová koncentrace složky [$mg \cdot l^{-1}$]

in, out ... značení přítoku a odtoku z trubky

Uzlová koncentrace se může získat iteračním řešením stanovených uzlových rovnic, přímým rutinním řešením nebo názorným graficko–teoretickým jednostupňovým substitučním procesem. [36]

Jestliže se uvažují nekonzervativní substance, může se uzlová koncentrace přizpůsobit charakteristické rovnici kinetiky prvního řádu integrovanou pro dobu dotoku v trubce. [36]

Reakce prvního řádu

Rychlost reakce závisí na koncentraci reaktantu. Tvar rychlostní rovnice lze vyjádřit: [27]

$$R = K \cdot C \quad (3.2)$$

Kde: R ... rychlost reakce (míra reakce) [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]

K ... reakční koeficient (rychlostní konstanta) [den^{-1}]

C ... koncentrace reaktantu [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

Míra poklesu koncentrace chloru může být zapsaná rovnicí: [15]

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C^n \quad (3.3)$$

Kde: dc/dt ... změna koncentrace za čas [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]

K ... reakční koeficient (rychlostní konstanta) [den^{-1}]

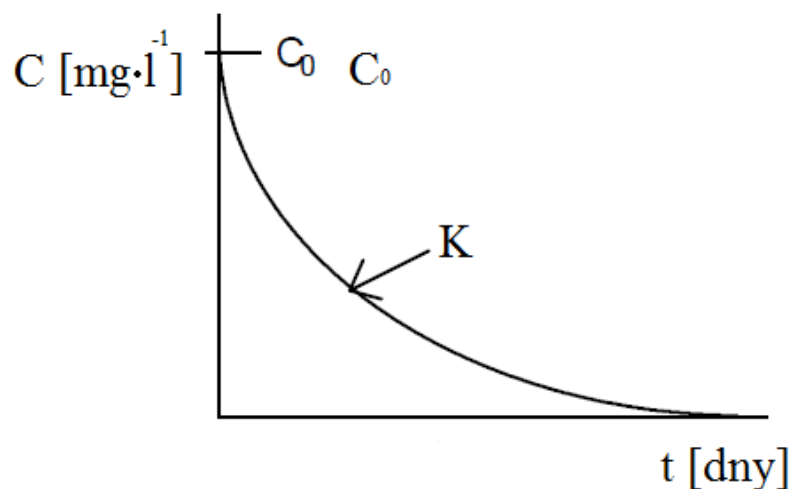
C ... koncentrace reaktantu [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

n ... reakční řád [-]

Pokud uvažujeme reakci prvního řádu potom $n = 1$

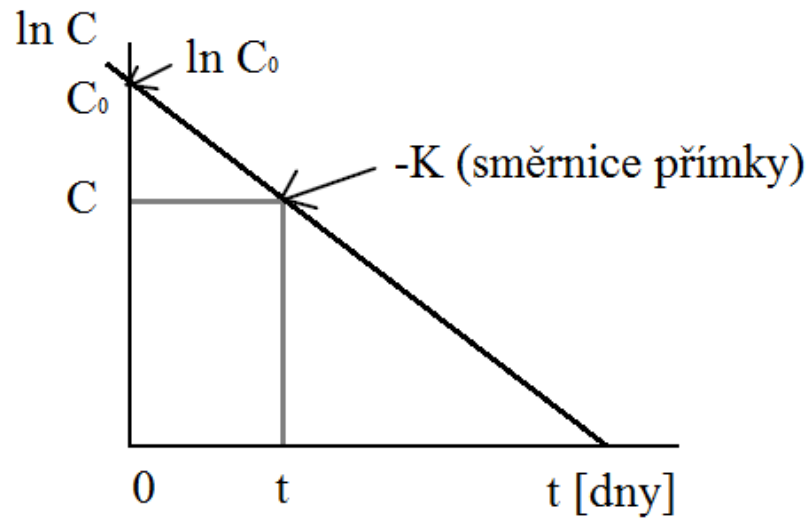
$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C \quad (3.4)$$

Typická závislost pro 1. řád je:



Obr. 3.1 Křivka poklesu koncentrace reaktantu v závislosti na čase [15]

C_0 je počáteční koncentrace, reakční koeficient (rychlostní konstanta) K je vyjádřen křivkou. K najdeme transformací křivky na lineární závislost. Tj. použitím přirozeného logaritmu namísto závislosti koncentrace na čase. [15]



Obr. 3.2 Lineární závislost koncentrace reaktantu na čase [15]

Grafem závislosti času t na $\ln C$ je přímka, jejíž směrnice je rovna rychlostní konstantě. Vyjádření koeficientu K je následující: [15]

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C \quad (3.5)$$

$$dC = -K \cdot C \, dt$$

$$\frac{dC}{C} = -K \cdot dt$$

Integraci s okrajovými podmínkami dostaneme:

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = \int_0^t -K \, dt \quad (3.6)$$

$$\ln C - \ln C_0 = -K \cdot t$$

$$\ln(C - C_0) = -K \cdot t$$

$$e^{-K \cdot t} = C - C_0$$

$$\underline{C = C_0 + e^{-K \cdot t}} \quad (3.7)$$

Dynamické modely

Dynamické matematické modely se využívají ke sledování koncentrací zbytkového chloru a koncentrací THM (trihalogenmethanů) v distribuční síti. Modely simulují procesy přenosu v potrubí, mechanismus kinetiky reakce a mísení v uzlech. Proces přenosu v prostoru a čase lze popsat diferenciální rovnicí zachování hmoty: [36]

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} + R \quad (3.8)$$

Kde: C ... objemová koncentrace složky uvnitř potrubí [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]

Q ... objemový průtok potrubím [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$]

A ... průřez potrubí [m^2]

t ... čas [dny]

x ... vzdálenost podél potrubí (v pozitivním směru proudění) [m]

R ...rychlost reakce (míra reakce) [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$]

Mechanismus kinetiky reakce, používaný k modelování růstového, nebo rozpadového procesu složky v potrubí, lze vyjádřit rovnicí kinetiky prvního řádu. Poněvadž proces přenosu látek podél potrubí je závislý na koncentracích proti proudu. Analytické řešení tohoto problému se stává neřešitelné i pro nejjednodušší konfiguraci distribuční sítě. Proto se pro matematické modelování procesu přenosu požaduje jako východisko numerické řešení. Dva hlavní postupy se mohou kategorizovat jako Lagrangeova a Eulerova schémata. [36]

3.3.1 Softwarové nástroje používané pro simulaci jakosti vody

SiteFlow

Software SiteFlow je vyvíjen firmou Aquion s.r.o. Program je založen na výpočtovém jádru EPANET 2.0. a SWMM. Umožňuje řešení jak stacionárního, tak i kvazi-dynamického proudění. Software SiteFlow je vhodný pro správu, projektování i simulační modelování vodovodů, kanalizací, drenáží atp. Jeho součástí je digitální model terénu, který se využije pro přiřazení nadmořských výšek, polygonová topologie slouží k zjištění například čísel pozemků a modul WMS se stará o online podkládání map. [1]

Pro reálný popis vodovodního systému jsou k dispozici uživatelské databáze objektů na síti s fyzikálně definovaným chováním jako například dávkovače chemikálií do systému propojené s knihovnami chemikálií a čerpadly. Lze simulovat procesy jako stárí vody, změny jakosti vody ve vodovodu atp. [1]

Kypipe, Pipe 2014

Kypipe byl vyvinut na univerzitě v Kentucky, je průběžně aktualizován a udržován už 40 let. Tímto softwarem lze modelovat rozvodný systém vody, ropy, rafinerských produktů, chemikálií, tlakových kanalizací atp. K dispozici jsou také nástroje pro kalibraci. Je zde také zahrnuta funkce pro optimalizaci čerpadla a dimenze potrubí. Lze podložit mapy v různých formátech jako DWG, SHP, BMP, JPG, PDF. Pipe 2014 poskytuje a udržuje rozsáhlé záznamy z GIS. [22]

Program umožňuje řešit stacionární, kvazi dynamické i dynamické úlohy. Lze využít *Hydrant flow calculation* pro výpočet požárního průtoku pro každý hydrant a s tím související dodržení minimálních tlaků v síti. *Direct parametr calculations* umožňuje výpočet provozních a konstrukčních parametrů, které splňují stanovené tlakové požadavky na určených místech v síti. *Water quality analysis* Pipe 2014 poskytuje výkonné rozhraní programu EPANET 2.0, lze provádět simulace jakosti vody na stávajících hydraulických modelech. Lze vypočítat chemické koncentrace, stáří vody nebo stopové chemikálie ze zdroje. Program umožňuje importovat a využít datové soubory z různých zdrojů. *Water Quality calibration* míra objemové reakce a reakce u stěny potrubí jsou požadované údaje pro výpočet koncentrací v průběhu času. Jsou-li k dispozici naměřené koncentrace v průběhu času, mohou být tato data použita pro kalibraci, což má za následek vyšší úroveň přesnosti prováděné simulace. Pro kalibraci lze potrubí rozdělit do více skupin. Jednotlivým skupinám mohou být přiřazeny různé reakční koeficienty. Další funkcí je například návod pro optimální umístění senzorů pro hlídání jakosti vody, a tak podobně. [22]

Mikenet (dříve ODULA)

Mikenet je komplexním programovým prostředkem určeným pro výpočet vodovodních sítí umožňující kompletní analýzu celé vodovodní sítě, nebo její vybrané části, za podmínek ustáleného nebo pomalu se měnícího proudění, globální gradientní metodou. Program umožňuje provést simulaci jakosti vody, stáří vody a trasování částic. Obsahuje výpočetní algoritmus EPANET 2.0. [34]

Mikenet urban

Software Mikeurban lze použít pro všechny vodovodní sítě ve městě, dešťové vody, drenážní systém a kanalizace. Umožňuje řešení optimalizace tlaku, analýzu úniku vody, analýzu požárního průtoku a analýzu rizik jakosti vody včetně stáří vody a znečištění vody. [17]

EPANET 2.0

Program, který matematicky modeluje hydraulické a kvalitativní chování vody uvnitř distribučního systému pitné vody. [36] Podrobněji bude popsán v následující kapitole 3.3.2. *Softwarový nástroj EPANET 2.0.*

3.3.2 Softwarový nástroj EPANET 2.0

EPANET 2.0 je softwarová aplikace určená pro statickou a kvazi-dynamickou simulaci hydraulických poměrů a kvalitativních parametrů v tlakových trubních systémech. Jedná se o snadno ovladatelný analytický nástroj, který umožňuje lépe porozumět hydraulickým poměrům, pohybu Newtonovských kapalin a šíření znečištění v síti. V současné době je EPANET 2.0 využíván po celém světě k analýzám distribučních systémů, výběru míst pro odběr vzorků vody, kalibracím hydraulických modelů, analýzám koncentrací zbytkového chloru atd. [34]

Aplikace umožňuje zadávání dat a tvorbu modelu s využitím podkladních map a schémat v souřadném systému XY, editaci dat, provádění simulací, vyhledávání ve výsledcích, prohlížení a exportu výsledků ve formě barevných map, grafů a tabulek. [34]

Modelovaná trubní síť může obsahovat trubní úseky, uzly, čerpadla, šoupata, vodojemy a nádrže. Matematickou simulací se stanovuje pro každý úsek průtok, pro každý uzel hydrodynamický přetlak, dále hladiny ve vodojemech a koncentrace chemických látek v síti. Také je možné simulovat stáří vody v síti. Výsledky analýzy je možné exportovat do výstupního datového souboru. [34]

EPANET 2.0 je matematický model řízený odběrem, který pro výpočet hydraulických veličin využívá obecnou gradientní metodu. [34]

Gradientní metoda

Tato metoda je obecně používána pro hydraulickou analýzu trubních tlakových systémů s nestlačitelným médiem a využívá se ke komerčním účelům jako základ výpočtových programů. Prostřednictvím iterací hledá řešení soustavy rovnic vytvořených z uzlové a hydraulické podmínky. Aby mohl zmíněný iterační výpočet proběhnout, je nutné předchozí rozdělení sítě. To spočívá v dělení sítě na uzly (nádrž, vodojem, spojení potrubí apod.) a úseky (potrubí, čerpadlo aj.), které slouží pro dopravu přenášeného média. [9]

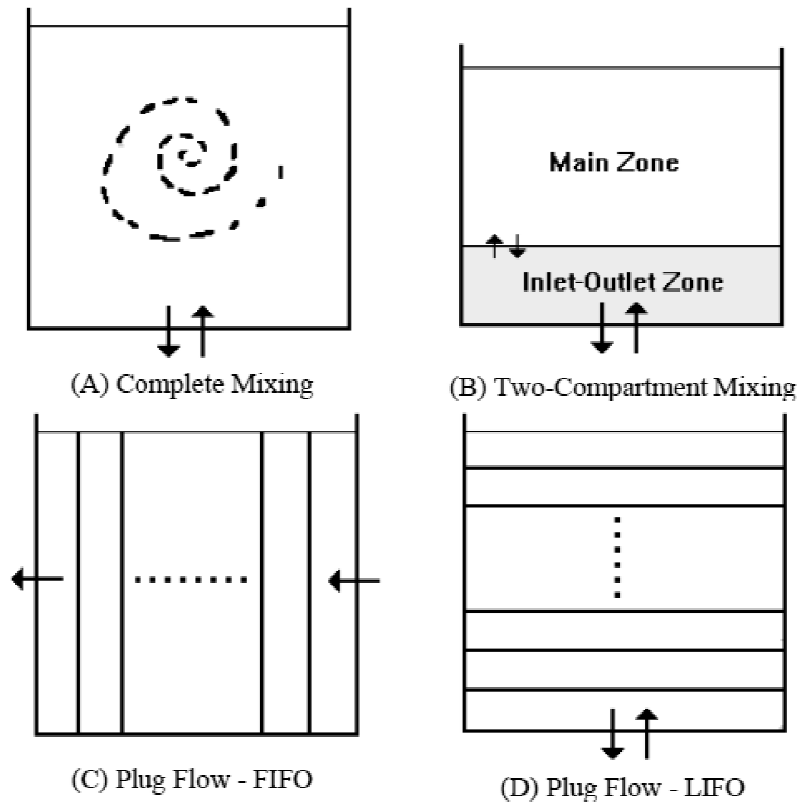
Simulační model jakosti vody

EPANET používá Lagrangianův časově založený přístup (*Lagrangian time-based approach*) k sledování částic vody, jak se pohybují podél potrubí a jsou vzájemně míchány v uzlech s pevnou délkou za časový krok. Časový krok pro modelování jakosti vody je většinou o dost kratší než časový krok pro modelování hydraulických jevů. Metoda sleduje koncentraci částic ve vodě, která vyplní každý úsek v síti. Koncentrace je závislá na použitém typu míchacího modelu. Řídící rovnice pro EPANET jsou založeny na principech zachování hmotnosti spolu s reakční kinetikou. [30]

Míchání ve vodojemu

Pro správnou funkci modelu je důležité v programu EPANET zadat, jaký typ míchání se má pro výpočet použít.

EPANET umí použít čtyři typy modelů pro charakterizaci míchání ve vodojemu. Zobrazeno na *obr. 3.3*. [30]



Obr. 3.3 Míchací modely ve vodojemu [30]

- A. **Complete Mixing model** předpokládá, že veškerá voda, která vstupuje do nádrže je okamžitě a kompletně smíchaná s vodou, která již v zásobníku je. Považuje se to za nejjednodušší formu chování při směšování. Pro popis nepožaduje žádné další parametry, zdá se, že je použitelná docela dobře pro velká zařízení, která pracují v principu naplnit a vypustit. [30]
- B. **Two-Compartment Mixing model**, tento model rozděluje objem vodojemu do dvou komor, které jsou považovány za kompletně promíchané. Přívodní a odběrné potrubí zásobníku je umístěno v první komoře. Čerstvá voda, která vstoupí do zásobníku, se smíchá s vodou v první komoře. Pokud je tato komora již naplněna, přeteče přes přliv do druhé komory, kde se zcela smíchá s vodou, která tam již je. Voda odtéká z první komory, přičemž odebrané množství je ihned doplněno vodou z druhé komory. Uživatel musí dosadit parametr, který je vyjádřen poměrem celkového objemu k objemu první komory. [30]

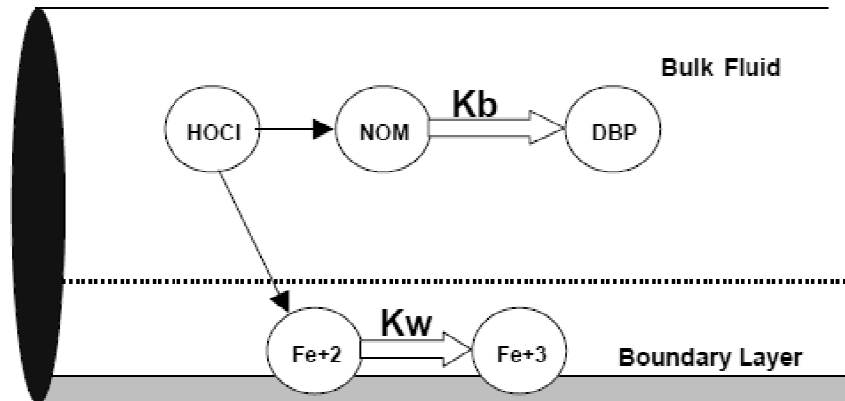
C. **FIFO Plug Flow model**, tento model předpokládá, že v zásobníku nedochází k žádnému směšování. Části vody se pohybují přes zásobník odděleným způsobem, přičemž první část, která vstoupí do zásobníku, je také první částí, která zásobník opustí. Fyzicky řečeno, tento model odpovídá průtokové nádrži, kdy přítok odpovídá odtoku. Dále nejsou vyžadovány žádné další parametry k popisu tohoto modelu. [30]

D. **LIFO Plug Flow model** předpokládá, že nedochází k směšování částí vody, které vstupují do nádrže. Ale na rozdíl od předešlého, tyto části vody jsou naskládány jedna na druhou, kde voda vstupuje a vystupuje z nádrže ze dna. Tento model může být aplikován na vysoké a úzké nádrži se vstupním a výstupním potrubím ve spodu a s nízkou změnou průtoku. A také nevyžaduje žádné další parametry. [30]

Reakce jakosti vody

EPANET umožňuje modelovat jak objemovou reakci (tzn., že chemikálie reaguje v hlavním proudu vody s organickými i anorganickými látkami), tak reakce u stěn potrubí, tím je myšlena reakce chemikálie s biofilmem na stěnách potrubí, s materiálem potrubí nebo jeho koroze.

EPANET umí sledovat růst nebo rozpad reagujících látek, jak postupují skrz distribuční systém. Nutností je znát, jakou rychlostí látka reaguje a jak tato rychlost reakce závisí na koncentraci látky. Rozlišují se dvě reakce, reakce v proudící vodě a reakce na stěnách potrubí. Na *obr. 3.4* je ukázáno, jak chlor reaguje s přírodními organickými látkami v objemovém průtoku a také, jak je reakce přenesena na stěnu potrubí, kde probíhá oxidace železa. [30]



Obr. 3.4 Reakční zóny v potrubí [30]

Objemová reakce (bulk reactions, reakce v proudící vodě)

Jedná se o modely objemových reakcí s kinetikou n -tého řádu, kde okamžitá míra reakce je závislá na koncentraci. [30]

$$R = K_b \cdot C^n \quad (3.9)$$

kde: R ... rychlost reakce (míra reakce, *reaction rate*) [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$]

K_b ... objemový reakční koeficient (*bulk reaction rate coefficient*) [den^{-1}]

C ... koncentrace reaktantu [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]

n ... reakční řád [-]

Koeficient K_b nabývá kladných hodnot pro růst sloučenin a naopak záporných hodnot při jejich rozpadu.

EPANET umí také uvažovat o reakci, kde existuje omezující koncentrace růstu nebo úbytku dané látky, v tomto případě je míra reakce dána vztahem: [30]

$$R = K_b \cdot (C_L - C) \cdot C^{(n-1)} \quad \text{pro } n > 0, K_b > 0 \quad (3.10)$$

$$R = K_b \cdot (C - C_L) \cdot C^{(n-1)} \quad \text{pro } n > 0, K_b < 0 \quad (3.11)$$

kde: R ... rychlost reakce (míra reakce, *reaction rate*) [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$]

C_L ... limitní koncentrace [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]

K_b ... objemový reakční koeficient (*reaction rate coefficient*) [den^{-1}]

C ... koncentrace reaktantu (hmota/objemu) [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]

n ... reakční řád [-]

Takže lze říct, že objemovou reakci charakterizují tři parametry: K_b , C_L a n . Nabývající hodnoty K_b a C_L některých známých modelů jsou popsány na obr. 3.5 [30]

<i>Model</i>	<i>Parameters</i>	<i>Examples</i>
First-Order Decay	$C_L = 0, K_b < 0, n = 1$	Chlorine
First-Order Saturation Growth	$C_L > 0, K_b > 0, n = 1$	Trihalomethanes
Zero-Order Kinetics	$C_L = 0, K_b < 0, n = 0$	Water Age
No Reaction	$C_L = 0, K_b = 0$	Fluoride Tracer

Obr. 3.5 Parametry koeficientu objemové reakce [30]

Limitní koncentrace C_L je maximální hodnota koncentrace, do které látka může růst, nebo minimální hodnota koncentrace, na kterou se může látka rozpadnout. Míra objemové reakce je úměrná rozdílu mezi současnou koncentrací C a touto hodnotou. [30]

Objemový reakční koeficient K_b je nutno přiřadit všem potrubím. Součinitel může být stejný pro všechna potrubí, nebo může být přiřazen pro jednotlivá potrubí zvlášť. Při růstu chemikálii se použije kladné číslo a naopak záporné číslo se použije při rozkladu chemických sloučenin. Nula se použije tehdy, je-li objemová reakce zanedbatelná. [30]

Reakční řád n je mocnina, na kterou je koncentrace zvýšená při výpočtu míry reakce. Použití hodnoty 1 pro reakci s kinetikou prvního řádu, nebo použití hodnoty 2 pro reakci s kinetikou druhého řádu. [30] U reakce s kinetikou nultého řádu rychlost vzniku, nebo rozpad sloučenin nezávisí na koncentraci reaktantů. U reakce s kinetikou prvního řádu je rychlost vzniku a rozpadu sloučenin přímo úměrná na koncentraci reaktantu. Reakce s kinetikou druhého řádu je rychlost vzniku, nebo rozpadu sloučenin závislá na druhé mocnině koncentrace reaktantu.

Tyto rovnice můžou být použity při modelování růstu vedlejších produktů dezinfekce, jako jsou například THM, kde celkové zformování vedlejších produktů C_L je omezeno na množství současné reaktivní sloučeniny [30]

V případě předpokladu úbytku reaktantu dle reakce prvního řádu, bude úbytek exponenciální (viz. obr. 3.1 a vyjádření z rovnice 3.6):

$$\ln \frac{C_t}{C_0} = t \cdot (-K_b) \rightarrow C_t = C_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (3.12)$$

kde: K_b ... objemový reakční koeficient (*bulk reaction rate coefficient*) [den^{-1}]

C_t ... koncentrace reaktantu v čase t [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

C_0 ... počáteční koncentrace reaktantu [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

t ... stáří vody [den]

Reakce u stěny potrubí

Míra reakce kvality vody vyskytující se na stěně nebo v blízkosti stěny potrubí může být považována za závislou na koncentraci v objemovém průtoku. [30]

$$R = \frac{A}{V} \cdot K_w \cdot C^n \quad (3.13)$$

kde: R ... rychlost reakce (míra reakce, *reaction rate*) [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]

K_w ... stěnový reakční koeficient [$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{den}^{-1}$] pro 0-řád, [$\text{m} \cdot \text{den}^{-1}$] pro 1-řád (*wall reaction rate coefficient*)

$\frac{A}{V} = \frac{4}{d}$... je plocha povrchu potrubí k jednotce objemu v potrubí [m^{-1}]

C ... koncentrace reaktantu [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

n ... reakční řád [-]

EPANET omezuje rozsah stěnového reakčního řádu, a to tak, že může nabývat hodnoty 0 nebo 1. Takže jednotky K_w jsou buď množství ku ploše za čas, nebo délka za čas. Objemový i stěnový reakční koeficient musí být do programu zadán uživatelem. K_w by měl být nastaven tak, aby zahrnoval jakákoliv případná omezení pohybujících se reaktantů a produktů mezi objemovou reakcí a reakcí u stěny potrubí. EPANET to dělá automaticky, je to založeno na úpravě molekulární difuzivity látky a na Reynoldsově čísle. Nastavením hodnoty nula bude reakce u stěny potrubí ignorována. [30]

Stěnový reakční součinitel K_w závisí na teplotě, na stáří a materiálu potrubí. Je známo, že kovové potrubí se stárnutím zdrsňuje a to v důsledku inkrustace a nahromadění korozního materiálu na jeho stěnách. Zdrsnění potrubí má za následek zvýšení drsnosti C faktoru dle Hazen-Williams, anebo vyšší drsnostní koeficient dle Darcy-Weisbach. Jsou důkazy, které nasvědčují tomu, že některé procesy, které časem navyšují drsnost potrubí, také navyšují reaktivitu stěn s některými chemikáliemi např. s chlorem a jinými dezinfekcemi. [30]

EPANET umožňuje prostřednictvím koeficientu K_w jednotlivých potrubí popsat jejich drsnost. Další funkce závisí na zvolení použitého vzorce pro výpočet ztrát v potrubí. Např. zvolením D-W (Darcy-Weisbach) je vzorec pro výpočet K_w následující: [30]

$$K_w = - \frac{F}{\log \left(\frac{e}{d} \right)} \quad (3.14)$$

kde: K_w ...stěnový reakční koeficient [$\text{m} \cdot \text{den}^{-1}$]

e ... drsnost dle Darcy-Weisbach [mm]

d ... průměr potrubí [mm]

F ... součinitel drsnosti stěnové reakce [$\text{m} \cdot \text{den}^{-1}$]

Stáří vody

Kromě přesunu chemikálii EPANET umožňuje také modelovat změny stáří vody v distribučním systému. Stáří vody je čas strávený částicí vody ve vodovodním systému. Čerstvá voda vstupuje z vodojemu do potrubí s počátečním stářím 0. Stáří vody poskytuje jednoduchý odhad celkové jakosti dodávané pitné vody. [30]

3.4 MODELOVÁNÍ KONCENTRACE CHLORU V TRUBNÍ SÍTI

Modelování zbytkového chloru v systémech zásobování pitnou vodou je velmi důležité při řízení koncentrace dezinfekčního činidla v rámci celé sítě. Kinetika rozpadu prvního řádu je v současné době používána k popisu spotřebě chloru jak v objemové reakci, tak i stěnové reakci. Dále lze matematického modelu využít při zjišťování koncentrací nežádoucích sloučenin dezinfekce na konci trubní sítě, jako jsou THM.

Aby mohla být pochopena podstata modelování chloru, je nutné mít znalosti z oboru chemie týkající se dezinfekce pitné vody chlorem. Proto jsou následující podkapitoly zaměřeny na chemii chloru a dějů s ní souvisejících.

3.4.1 Pitná voda

Pitnou vodou je veškerá voda v původním stavu, nebo po úpravě, která je určená k pití, vaření, přípravě jídel a nápojů, voda používaná v potravinářství, voda, která je určena k péči o tělo, k čištění předmětu, které svým určením přicházejí do styku s potravinami, nebo lidským tělem a k dalším účelům lidské spotřeby, a to bez ohledu na její původ, skupenství a způsob jejího dodávání. [11]

Pitná voda musí mít takové fyzikálně-chemické vlastnosti, které nepředstavují ohrožení veřejného zdraví. Pitná voda nesmí obsahovat mikroorganismy, parazity a látky jakéhokoliv druhu v počtu nebo koncentraci, které by mohly ohrozit veřejné zdraví. [37]

Hygienické požadavky na zdravotní nezávadnost a čistotu pitné vody (pro které používá zákon pojem „jakost pitné vody“) se stanoví hygienickými limity mikrobiologických, biologických, fyzikálních, chemických a organoleptických ukazatelů, které jsou upraveny vyhláškou č. 252/2004 Sb. (v platném znění) nebo jsou povoleny nebo určeny podle zákona o ochraně veřejného zdraví příslušným hygienickým orgánem. [11]

Mezi ukazatele s mezní hodnotou patří např. ukazatele charakterizující organoleptické vlastnosti vody (barva, pach, chuť), jejichž limitní hodnota má vyjadřovat přijatelnost pro spotřebitele. Také limity většiny ostatních ukazatelů s mezní hodnotou byly stanoveny na základě empirie – ať už jde o ukazatele charakterizující agresivitu vody, jako např. pH, chloridy, nebo o chemické ukazatele organického znečištění jako např. amonné ionty, či oxidovatelnost (chemická spotřeba kyslíku – CHSK), nebo o důležité provozní ukazatele typu zákalu či volného chloru. Pouze vedlejší produkty dezinfekce (chloritany a částečně chloroform) mají limitní hodnotu stanovenou z hlediska zdravotního účinku. [11]

3.4.2 Dezinfekce vody

Historie

Plynný chlor byl poprvé připraven Scheelem v roce 1774. Avšak chlor nebyl považován jako chemický prvek téměř do roku 1808. Ve Francii roku 1825 se používal pro nakládání s odpady a roku 1831 jako ochranné činidlo při evropské epidemii cholery. Chlor jako dezinfekční činidlo bylo poprvé použito v roce 1908 v Chicagu. Do dvou let se jako dezinfekce používal v New Yorku, Montrealu, Clevelandu a na dalších menších úpravárnách vod. Roku 1917 v Ottawě byl pro dezinfekci vody poprvé použit chloramin. Jeho výhodou byla malá tendence produkovat chuť a vůni látky. Nedostatek amoniaku během druhé světové války snižuje popularitu dezinfekce chloraminem. [38] Dezinfekce se běžně provádí od počátku 20. století, hlavně pro prevenci nemocí z vody. [21]

Cílem dezinfekce je hygienické zabezpečení pitné vody, tzn. především usmrcení, nebo alespoň inaktivace choroboplodných zárodků, jako jsou bakterie a viry, a také prevence před jejich výskytem v pitné vodě. [13] Během distribuce vody mají bakterie tendenci se v ní rozmnožovat [36], a proto dezinfekce kromě odstraňování patogenů z vody, může ochránit biologický opakovaný růst bakterií, jestliže je zachováno její zbytkové množství ve vodovodním distribučním systému. [21]

Vodu lze dezinfikovat několika způsoby, použitím látek silně oxidačních a současně baktericidních (např. chlor, ozón), použitím látek s oligodynamickým účinkem (např. stříbro) nebo fyzikálním (např. ultrafialové záření). [14] Nejčastěji je využíván chlor a jeho sloučeniny a to z důvodů chlorové nízké ceny a možnosti zachování zbytkového dezinfekčního činidla. Na druhé straně vysoký obsah chloru může zapříčinit ovlivnění organoleptických vlastností vody a být jedovatý, tudíž je zbytkový chlor udržován v mezích. [21]

3.4.3 Chlor

Vlastnosti

Jedná se o žlutozelený plyn charakteristického zápachu. Je to dusivý plyn, který silně porušuje sliznice dýchacích orgánů.

Je to velmi reaktivní prvek, poměrně dobře rozpustný ve vodě v závislosti na teplotě.[14] Do vody je dávkován jako plynný chlor, nebo chlornan sodný. Když se plynný chlor rozpustí ve vodě (v nepřítomnosti jiných látek) reaguje rychle za tvorby kyseliny chlorné ($HClO$) a kyseliny chlorovodíkové (HCl). [36] Ve vodě chlor hydrolyzuje dle rovnice:



Tvorba kyseliny chlorné se považuje za nejdůležitější reakci při chloraci vody, proběhne během několika sekund. [36] Jedná se o slabou kyselinu, což znamená, že podléhá částečné disociaci za tvorby iontu chlornanu OCl^- viz. rovnice 3.16. Kyselina chlorná je účinnější dezinfekční činidlo než chlornanový iont, jedná se o účinnou formu chloru, která zajistí destrukci organických látek tak, že naruší jejich enzymatické procesy v buňkách, nebo přímo naruší buněčné stěny. [14] Souhrnná hodnota koncentrací kyseliny chlorné a iontu chlornanu ve vodném roztoku se nazývá dosažitelný volný chlor. [36] Dále vzniká kyselina chlorovodíková, která reaguje s hydrogen-uhličitany. [14]

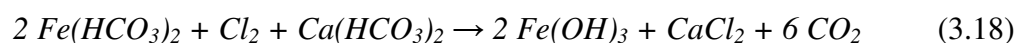
Účinky chloru

A. Oxidační účinek

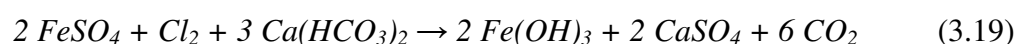
Oxidační účinky mají především kyselina chlorná a chlornany, které převažují v alkalickém prostředí. [23] Chlor oxiduje anorganické i organické sloučeniny. Reakce s anorganickými látkami např. Fe^{2+} , NO_2^- probíhá zpravidla rychle, kdežto reakce s organickými látkami probíhá pomaleji. [14] Také koroze železnatého materiálu může být chápána jako oxidace kovového železa Fe^0 na železnatý iont Fe^{2+} , který může reagovat s chlorem dle rovnice 3.17. [36]



Oxidačního účinku chloru lze také využít při odželezování a odmanganování vody. Odželezovací oxidační reakce pro hydrogenuhličitanu probíhá dle rovnice 3.18: [35]



Odželezovací oxidační reakce pro sírany probíhá dle rovnice 3.19: [35]



B. Chlorační účinek

Chlorační účinek má zejména elementární chlor. [23] Zpravidla se chlor váže v molekule organické sloučeniny, aniž by tuto sloučeninu rozložil. Například chlorování fenolů za vzniku toxických a silně páchnoucích chlorfenolů. [14] Chlorfenoly jsou v pitné vodě nežádoucí, neboť ji můžou zcela organolepticky znehodnotit. Při chloraci vody obsahující fenoly příznivě působí formy amoniakálního dusíku, který váže chlor za vzniku chloraminů. Reakce mezi amoniakálním dusíkem a chlorem je rychlejší než chlorace fenolu na chlorfenoly. [23]

C. Oxidačně chlorační účinek

Při této reakci se uplatňují jak oxidační, tak chlorační účinky. Příkladem je reakce s amonným iontem NH_4^+ nebo štěpení huminových látek za vzniku trichlormethanu ($CHCl_3$) a dalších trihalogenmethanů. [14]

D. Dezinfekční účinek

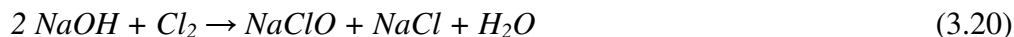
Viz. kapitola 3.4.2 Dezinfekce vody.

Přehled oxidačních činidel chloru

Chlornan sodný ($NaClO$)

Použití se vyplatí u menších zdrojů, je méně náročný na odbornou obsluhu. [14] Chlornan má cca 7x menší účinnost než plynný chlor, také potřebuje delší dobu kontaktu s vodou. [35] Vzhledem k nestálosti tuhých hydrátů chlornanu sodného se v průmyslové praxi připravují pouze jeho vodné roztoky. Připravují se buď elektrochemicky s obsahem 12 – 30 g aktivního chloru na litr vody, nebo chemicky

s obsahem asi 150 g aktivního chloru. Průmyslová výroba preferuje ekonomičtější chemickou přípravu chlornanu sodného. V ČR se roztok chlornanu sodného s obsahem cca 150 g·l⁻¹ aktivního chloru vyrábí absorpcí vzduchem zředěného chloru ve zředěném, cca 20 % roztoku hydroxidu sodného exotermní reakcí dle rovnice 3.20: [16]



Oxid chloričitý (ClO₂)

Má silné oxidační i dezinfekční účinky, je několikanásobně účinnější než plynný chlor. Dezinfekční účinek je nezávislý na pH. [35] Je vysoce efektivní biocid proti bakteriím a virům. Je zcela stabilní v distribuční síti a snižuje možnost postkontaminace. Může být použit při nižších koncentracích než plynný chlor. [36]

Příprava: [23]



Na rozdíl od chloru působí oxid chloričitý především oxidačně a nikoli chloračně. Netvoří se proto ve vodách THM a jiné chlorované organické látky a nereaguje s amonnými sloučeninami. [23] K nevýhodám patří jeho explozivnost, nemůže být převážen, a proto musí být připravován na místě. Jsou možné toxikologické účinky oxidu chloričitého a jeho vedlejších produktů, zejména chloritanu a chlorečnanu. [36]

Chloraminy (NH_xCl_y)

Chloraminy jsou považovány za vhodná sekundární dezinfekční činidla, přičemž nejpožadovanější z chloraminů je monochloramin (NH₂Cl), má minimálně výraznou chuť a zápach. Dichloramin (NHCl₂) a trichloramin (NCl₃) mají chuť i zápach výraznější. Pro primární dezinfekci se moc nehodí, neboť pro inaktivaci mikroorganismů potřebují delší čas než chlor. Aby se chloraminy odlišily od volného chloru, jsou obvykle referovány jako chemicky vázaný chlor. Celkový zbytkový chlor je termín používaný k charakterizaci sumy chemicky volného a vázaného zbytkového chloru. [36]

Chloraminy jsou vytvářeny reakcí chloru a amoniaku ve vodě:



Pokud bude chlor vůči amoniaku v přebytku, může dojít k úplnému rozkladu amoniaku na elementární dusík. [14]



Chlorování vody

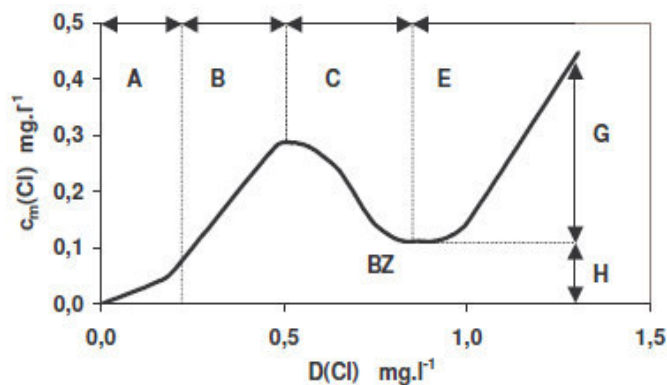
Při dezinfekci vody musíme znát spotřebu chloru. Což je množství chloru nezbytné k zajištění zbytkové koncentrace aktivního chloru ve vodě. Aktivním chlorem jsou formy chloru, které oxidují jodidy na jod v kyselém prostředí. Dále rozlišujeme *volný aktivní chlor* (molekulární chlor, oxid chloričitý) a *vázaný aktivní chlor* (chloraminy). [23]

Závislost koncentrace zbytkového aktivního chloru $c_m(Cl)$ ve vodě na dávce chloru $D(Cl)$ zobrazuje chlorační křivka. Její průběh závisí na tom, zda voda obsahuje amoniak či nikoliv. [14]

Chlorační křivka v přítomnosti amonných iontů je zobrazena na *obr. 3.6* V tomto případě rozlišujeme následující úseky:

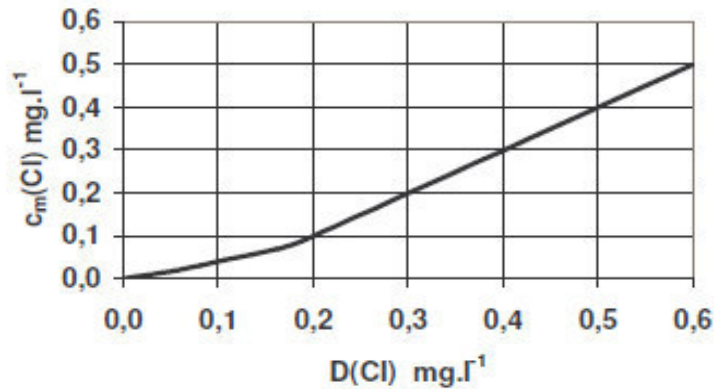
- V úseku A probíhá chlorace a oxidace stejně jako u vody bez amonných iontů. Prodleva na křivce se projevuje jen tehdy, když oxidace a chlorace probíhá rychleji než tvorba chloraminu. [14]
- V oblasti B dochází k tvorbě chloraminů. Ve vodě je přítomen pouze vázaný aktivní chlor. Vrchol na křivce odpovídá stavu, kdy je veškerý amoniak přeměněn na chloraminy. [14]
- V části křivky C dochází při velkém poměru $Cl_2:NH_4^+$ k rozkladu chloraminů. Minimum na křivce se nazývá bod zvratu (BZ). Ve vodě existuje pouze vázaný chlor. [14]
- Za BZ zůstává určité množství vázaného aktivního chloru (H) z nerozložených chloraminů. Úměrně s množstvím přidaného chloru vzrůstá za BZ zbytková koncentrace volného aktivního chloru (G). [14]

Při dezinfekci pitné vody chlorem v přítomnosti amonných solí se chloruje do bodu zvratu nebo těsně za něj. To proto, aby voda obsahovala nějaký přebytek aktivního chloru. [14]



Obr. 3.6 Chlorační křivka v přítomnosti amoniaku [14]

Průběh křivky při nepřítomnosti amonných iontů je zobrazen na *obr. 3.7*. Tato křivka odpovídá koncentraci chloru zjištěného ve vodě, jeho přidanému množství po odečtení podílu chloru spotřebovaného oxidačními nebo chloračními reakcemi s látkami obsaženými ve vodě. Uvedený úbytek se projeví prodlevou na začátku chlorační křivky. [14]



Obr. 3.7 Chlorační křivka v nepřítomnosti amoniaku [14]

Účinnost chlórování závisí na koncentraci chlóru a době jeho působení, pH, teplotě a chemickém složení vody. Vliv pH vyplývá z toho, že při jeho snižování se zvyšuje podíl účinnější formy *HClO* oproti formy méně účinné *ClO*⁻. [14] Koncentrace kyseliny chlorné a chlormanových iontů je přibližně stejná při pH 7,5 a při 25°C. [3]

3.4.4 Chlor v pitné vodě

Zvyklostí je dopravovanou vodu od úpravny vody po místo odběru po dobu jejího putování sítí zabezpečit proti náhodné sekundární kontaminaci.

Běžnou praxí, jak udržet zbytkové dezinfekční množství po celou dobu rozvodu vody v síti, je aplikace velkého množství dezinfekce na výstupu od úpravny vod, nebo vodojemu. Toto umožní mít dostatečné zbytkové množství na konečných místech sítě, ale pravděpodobně to povede k velmi vysokým hladinám koncentrace dezinfekce u spotřebitele, který je na začátku sítě v blízkosti úpravny vody. Také to povede k nadměrnému množství nežádoucích sloučenin dezinfekce na konci vodovodního řadu, kterými jsou například karcinogenní THM. [21] Viz. kapitola *Vedlejší produkty dezinfekce*.

Dle vyhlášky 252/2004 Sb. je mezní hodnota pro aktivní chlór max. 0,3 mg.l⁻¹. Překročení této hodnoty se nejedná o koncentraci, která by představovala přímé zdravotní riziko, nýbrž jen vyvolává nepříznivé pachové vjemy. Minimální hodnota zbytkového chloru v současné době není uváděna. [14] Chuťové a pachové vjemy jsou subjektivní. Zatímco jeden pracovník může vodu klasifikovat jako páchnoucí, druhý nemusí při prahové koncentraci zaznamenat pachový vjem. [23] Průměrné množství přidaného chlóru je 0,1-0,2 mg.l⁻¹. V závislosti na místě odběru z vodovodní sítě má voda slabší či silnější aroma chlóru. Důvodem je, že chlór se časem z vodovodní sítě vytrácí, a to tím víc, čím je větší zbytkové organické znečištění

vody, což působí potíže při plnění požadavku max. hodnoty aktivního chlóru. Chlor nezabíjí jen bakterie, ale zároveň reaguje s přítomnými přírodními organickými látkami za vzniku vedlejších produktů dezinfekce. Jedná se o skupinu několika set organických i anorganických látek většinou ve stopových množstvích, ale vzhledem k jejich toxicitě jsou i tyto relativně nízké koncentrace nežádoucí, což vede ke stále větší snaze jejich výskyt minimalizovat. [18] Takový problém, se může vyřešit dávkováním chlóru a amonné soli, protože takto vzniklé chloraminy jsou menším oxidačním činidlem, a proto jsou stálejší než volný chlór. [14] Také zmiňovaný problém lze vyřešit distribucí vody bez chemické dezinfekce, jak už k tomuto řešení přistoupily vodárny v různých evropských zemích, [18] zejména v Německu. V ČR je tato metoda zkoušena na skupinovém vodovodu Mladá Boleslav. [40]

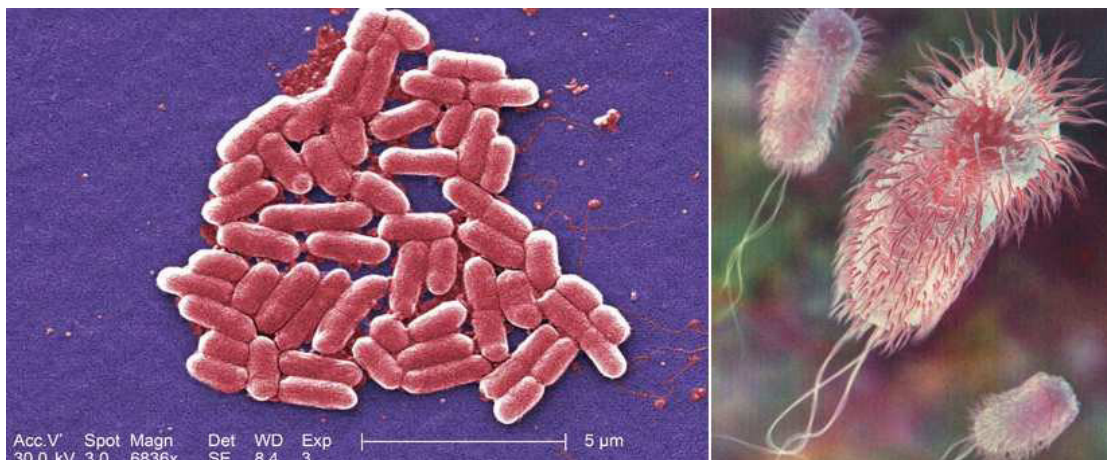
Dávkování chlóru

Dávkování chlóru do vody se provádí prostřednictvím chlorátoru. Jedná se o přívod plynného chlóru spolu s ředící vodou do uzavřené nádrže, v níž se rozpustí. Takto vzniklá chlorová voda se dává do upravené vody, se kterou se dokonale promíchá. Chlorátory pro dávkování plynného chlóru můžeme rozdělit na podtlakové a tlakové, přičemž podtlakové jsou bezpečnější z hlediska provozu, kdy při netěsnostech neuniká chlór do ovzduší. [14]

Účinek chlóru na mikroorganismy v pitné vodě

Mikroorganismy se mohou do distribučního systému dostat již při samotné úpravě vody. Při návrhu technologického postupu úpravy vody je zapotřebí vzít v úvahu nejen obvyklé průměrné hodnoty jakosti surové vody, ale také nárazové znečištění. Další možností vniknutí mikroorganismů do vodovodní sítě je při havárii potrubí. Při opravě potrubí nastane pokles tlaku v síti, a ten může zapříčinit zpětné nasátí z vodovodní přípojky do vodovodního řádu z důvodu neosazení či špatné funkce zpětné klapky na vnitřní instalaci vodovodu. [11]

Mezi možné bakterie, které mohou způsobit příčinu nemocí z pitné vody patří: *Vibrio cholerae*, *Salmonella enterica typhi*, *Salmonella typhimurium*, *Escherichia coli*, *Viry hepatitidy A, E a F*. [11]



Obr. 3.8 *Escherichia coli* [2,39]

Při ověřování mikrobiologické nezávadnosti vody se nehledají bakterie či viry způsobující známá onemocnění přenášená vodou. Bylo by to technicky, finančně i časově neúnosné. Z tohoto důvodu se po celém světě používá metoda tzv. indikátoru fekálního znečištění, při které se hledají bakterie žijící ve střevním traktu člověka a teplotokrevných živočichů (*Escherichia coli*, *enterokoky*, *Clostridium perfringens*). Aby bylo možné prohlásit vodu za nezávadnou, nesmí voda obsahovat žádnou z těchto bakterií. Tyto bakterie totiž poukazují na to, že voda přišla do styku s exkrementy nebo zbytky těl živočichů. [11]

Aby pitná voda nebyla zdrojem infekčních zárodků a příčinou onemocnění, nelze se spoléhat jen na průběžnou dezinfekci chlorem, nebo dokonce jen na nárazovou dezinfekci dle výsledku rozboru vody. Dezinfekce chlorem je účinná jen vůči omezenému spektru infekčních zárodků a někdy při nižší dávce může zakrýt problém tím, že zahubí jen citlivější vyšetřované indikátorové bakterie a další odolnější patogeny zůstanou v dezinfikované vodě životaschopné, takže výsledek rozboru bude falešně negativní. [11]

Zvyšuje-li se teplota, zvyšuje se i účinnost chlorace, ale nevýhodou je, že se snižuje stálost chloru. Minimální doba působení chloru je 10 až 15 min. Při koncentraci volného chloru $0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, při době kontaktu 30 min a pH nižším než 8,0 je dosaženo odstranění patogenních bakterií a virů poliomyelitidy. V praxi při chlorování pitné vody se doporučuje 1 až 2 hodiny. [14]

Účinnost dezinfekčního činidla se vyjadřuje rovnicí dle zákona Watsona H.E. [36]

$$k = C^N \cdot t \quad (3.27)$$

kde: t ...čas kontaktu [min]

C ...koncentrace dezinfekčního činidla [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]

N ...koeficient zředění [-]

k ...spec. koeficient vyjadřující druh mikroorganismů a podmíněk

Hodnoty součinů Ct představují standardní cestu vyhodnocení relativní dezinfekční účinnosti různých dezinfekčních činidel. [36] Inaktivační hladina (výsledky) jsou uváděny jako procentuální redukce (99%, 99,9%, 99,99% ...), nebo jako redukce log. Redukce log 1 odpovídá 90% redukci, log 2 = 99%, log 3 = 99,9 % atd.

Veličina Ct je základní charakteristika dezinfekce, která definuje účinnost dané látky při určité koncentraci C a době působení t za definovaných podmínek teploty a hodnoty pH. Příklad [Chlor-viry- Ct_{99} $8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ při 10°C a pH 7 až 7,5] \rightarrow aby při dezinfekci vody bylo odstraněno 99% virů, musí chlor působit v koncentraci $8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ po dobu jedné minuty při teplotě vody 10°C a hodnotě pH 7 až 7,5. Na následujícím obr. 3.9 je uveden výčet Ct faktorů dezinfekčních činidel na bázi chloru. [11]

Chlor	<p>bakterie</p> <p>viry</p> <p>prvoci</p>	<p>Ct_{99}: 0,08 mg·min/l při teplotě 1–2 °C a pH 7; 3,3 mg·min/l při 1–2 °C a pH 8,5</p> <p>Ct_{99}: 12 mg·min/l při 0–5 °C; 8 mg·min/l při 10 °C; oboje při pH 7 až 7,5</p> <p><i>Giardia</i> Ct_{99}: 230 mg·min/l při 0,5 °C; 100 mg·min/l při 10 °C; 41 mg·min/l při 25 °C; všechno při pH 7 až 7,5 <i>Cryptosporidium</i> neúčinkuje</p>
Chloramin	<p>bakterie</p> <p>viry</p> <p>prvoci</p>	<p>Ct_{99}: 94 mg·min/l při 1–2 °C a pH 7; 278 mg·min/l při 1–2 °C a pH 8,5</p> <p>Ct_{99}: 1240 mg·min/l při 1 °C; 430 mg·min/l při 15 °C; oboje při pH 6–9</p> <p><i>Giardia</i> Ct_{99}: 2550 mg·min/l při 1 °C; 1000 mg·min/l při 15 °C; oboje při pH 6–9; <i>Cryptosporidium</i> neúčinkuje</p>
Oxid chloričitý	<p>bakterie</p> <p>viry</p> <p>prvoci</p>	<p>Ct_{99}: 0,13 mg·min/l při 1–2 °C a pH 7; 0,19 mg·min/l při 1–2 °C a pH 8,5</p> <p>Ct_{99}: 8,4 mg·min/l při 1 °C; 2,8 mg·min/l při 15 °C; oboje při pH 6–9</p> <p><i>Giardia</i> Ct_{99}: 42 mg·min/l při 1 °C; 15 mg·min/l při 10 °C; 7,3 mg·min/l při 25 °C; všechno při pH 6–9; <i>Cryptosporidium</i> Ct_{99}: 40 mg·min/l při 22 °C a pH 8</p>

Obr. 3.9 Dezinfekční účinnost chloru a jeho sloučenin [11]

Příklady Ct faktoru jsou uvedeny pro plynný chlor, chloramin a oxid chloričitý, je však zapotřebí si uvědomit, že ve většině malých úpravných se dávkuje chlornan sodný (savo), který má přibližně 7x menší oxidační účinek než plynný chlor.

V jiném zdroji jsou uvedeny následující hodnoty: [36]

Tabulka 3.1 Hodnoty mikrobiální inaktivace pro log 2 při 5°C pro pH ∈ (6, 9)

Dezinfekční činidlo	Bakterie E.coli	Poliovirus	Cysty Giardia m.
Volný chlor [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,034 – 0,05	1,1 – 2,5	30 - 360
Chloramin [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	95 - 180	768 - 3740	1400

Jiný zdroj uvádí dobu inaktivace působení chloru o koncentraci $1,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Tabulka 3.2 Doba působení volného chloru o koncentraci $1,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, pH = 7,5 a teplota $t = 25^\circ\text{C}$ [33]

	E. coli	Hepatitis A virus	Giardia	Cryptosporidium
T [min]	< 1	16	45	9 600

Běžná vodárenská praxe uvádí dezinfekci cca $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ volného chloru s dobou působení 30 minut zajistí inaktivaci běžných bakterií, střevních patogenů a virů. Jiná situace nastává při kontaminaci sítě s reziduální koncentrací $0,05 - 0,00 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ Cl}_2$. Řada prací dokládá působení chemické dezinfekce na mikroby v biofilmu. Redukce výchozích počtů mikrobů na cm^2 plochy biofilmu však neeliminuje veškerou bakteriální biomasu, jen poněkud sníží její rozvoj. Dále uvádí, že při reziduální koncentraci chloru $0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ biofilm dezinfekce významně neovlivní. Dále nastává otázka, jaká reziduální koncentrace chloru postačí k eliminaci kontaminace distribuční sítě z vnějšího prostředí? Na tuto otázku odpovídá kanadská práce, která ukázala, že rezistentní mikroorganismy nejsou ovlivněny reziduální koncentrací chloru v síti. Přítomnost chloru inaktivuje jen indikátorové bakterie, ale mnohé rezistentnější patogeny nechává hodiny neovlivněny. [33]

Například *Escherichia coli* je za 5 min při 20°C vodě redukována o 5 log řádů, ale při 4°C až za několik hodin při $0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ Cl}_2$. Při koncentraci $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ Cl}_2$ nedochází prakticky k redukci ani *Escherichia coli* ani po hodinách působení. [33]

Dalšími poznatky ohledně dezinfekce chlorem jsou následující. Přidáním chloru do vody se způsobí nežádoucí reakce, jako například přeměna vysokomolekulárních přírodních organických látek na jednodušší s nižší molekulovou hmotností, které jsou využitelné bakteriemi jako zdroj potravy a energie, to vede ke snižování biologické stability vody a k následnému pomnožování bakterií v distribuční síti. Inaktivací jen indikátorových, ale ne patogenních mikroorganismů se poskytne falešně negativní obraz o nezávadnosti vody. Oproti tomu mohou vznikat i žádoucí reakce, kterými jsou inaktivace (usmrcení) patogenních mikroorganismů a inhibice sekundárního pomnožování bakterií v distribuční síti. [12]

Pro zajištění mikrobiologické nezávadnosti vody je nutné uplatňovat tzv. multibariérový přístup, což znamená vytvoření systému s tolika opatřeními (barierami) v průběhu dopravy vody, kolik je rizikových míst vstupu infekčních zárodků do vody. První bariérou je důsledná ochrana zdroje surové vody. Druhou bariérou je použití takové technologie úpravy vody, která odpovídá jakosti surové vody. Třetí bariérou je ochrana vody před sekundární kontaminací během distribuce ke spotřebiteli, to znamená, udržování stálého přetlaku vody ve vodovodním řadu, udržování celistvosti vodovodních řadů a příslušná ochrana akumulované vody. Poslední bariérou je vnitřní vodovod u spotřebitele. Ten by měl být dimenzován tak, aby zde nedocházelo ke zbytečné stagnaci vody, měl by být proveden z hygienicky nezávadných materiálů nepodporujících pomnožení bakterií. Pokud je zvolený multibariérový systém ochrany funkční, není v mnoha případech nutné distribuovat vodu se zbytkovou chemickou dezinfekcí, což vede jednak k příznivým organoleptickým vlastnostem pitné vody, a jednak k minimalizaci vzniku nežádoucích vedlejších produktů. [11]

Příkladem z praxe je, že mnoho zahraničních vodárenských společností, zvláště v Německu, Nizozemsku a Švýcarsku, distribuuje vodu bez jakékoliv chemické dezinfekce a to i ve velkých aglomeracích jako je Berlín, Amsterdam atp. [11]

Vedlejší produkty dezinfekce

Vzhledem k největšímu rozšíření chlorace jsou nejlépe prozkoumány vedlejší produkty chlorování vody. Z organických látek to jsou nehalo-genované aldehydy, karboxylové kyseliny a halogenoctové kyseliny, aldehydy, halogenacetonitryly, furanony či chlorpikriny, ale nejznámějšími vedlejšími produkty chlorace jsou THM. [11]

Vedlejší produkty dezinfekce bývají spojovány s vyšším výskytem některých druhů rakoviny. Na základě experimentálních pokusů na zvířatech a buněčných kulturách byly prokázány toxické i mutagenní vlastnosti vedlejších produktů dezinfekce. Avšak vzhledem k dlouhé latentní době vývoje rakoviny i vzhledem k nízkým koncentracím vedlejších produktů je dokázání jejich přímé spojitosti s poškozením zdraví u člověka velice obtížné. Podezření na potenciální zdravotní rizika těchto látek iniciovalo výzkumy epidemiologických studií, které většinou potvrzují možnou souvislost s výskytem některých druhů nádorových onemocnění i vlivu na reprodukční funkce člověka. [11]

Dřívější studie zkoumaly především jejich orální příjem, ale vzhledem k jejich velmi těkavé povaze je nebezpečný také jejich dermální a inhalační příjem, např. při sprchování nebo návštěvách plaveckých bazénů. [13]

THM byly poprvé zjištěny v sedmdesátých letech. [11] Nejčastěji se vyskytujícím THM je bezesporu trichlormethan (chloroform, $CHCl_3$). Při přítomnosti i nepatrného množství bromidů v upravované vodě se vedle chloroformu mohou tvořit také bromdichlormethan ($CHBrCl_2$), dibromchlormethan ($CHBr_2Cl$) nebo tribrommethan ($CHBr_3$). [13] Tvorbě bromderivátů stačí stopové koncentrace bromidů ve vodách, protože brom uvolněný při chloraci vody reaguje podstatně snáze s organickými prekurzory než chlor. [11]

Prekurzory jsou látky schopné reagovat s chlorem za vzniku organohalogenů. Nejvýznamnějšími prekurzory THM jsou makromolekulární organické látky vyskytující se zejména v povrchových vodách, což jsou především huminové látky, ale také řasy a jiné mikroorganismy. [13] Reakce a tvorba THM probíhá poměrně pomalu, takže zjištěné koncentrace se mohou lišit v závislosti na době po chloraci vody. [11]

Zhodnocení

Dezinfekce chlorem umožňuje zabránit šíření některých přenosných nemocí vodou. Dokáže hygienicky zabezpečit pitnou vodu tím, že usmrtí nebo alespoň inaktivuje choroboplodné zárodky některých bakterií a virů, avšak došlo k poznání, že udržování zbytkové koncentrace volného chloru na úrovni desetin $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nestačí k zabránění epidemie, pokud by se do distribučního systému dostala znečištěná voda. Také aplikací většího množství dezinfekčního prostředku mohou vznikat nežádoucí vedlejší produkty, jak již bylo zmíněno výše. K hygienickému zabezpečení vody by měl být vybrán takový způsob dezinfekce, který na jedné straně zachová mikrobiální bezpečnost a na druhé straně minimalizuje riziko vzniku vedlejších produktů dezinfekce.

3.4.5 Měření koncentrace chloru

Měření koncentrací chloru v distribuční síti lze uskutečnit prostřednictvím spektrofotometru či kolorimetru. Naměřená data pro simulační model byla získána využitím kapesního kolorimetru. Typ použitého přístroje bude podrobněji popsán v následující podkapitole.

Měřicí přístroj HACH Pocket Colorimetr typ II

Kolorimetrie je optická metoda založená na porovnání intenzity zabarveného roztoku o neznámé koncentraci s roztokem téže látky o známé koncentraci.

Kolorimetrická metoda může být použita pro stanovení volného chloru ve vodě při koncentraci 0,1 až $10,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Jiné metody umožňují stanovení volného chloru, chloraminů, ostatních druhů chloru a celkového dostupného chloru. Jsou vhodné pro celkové koncentrace chloru až $5,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Minimální detekovatelná koncentrace chloru je o $0,02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. [6]

Jedná se o přenosný kolorimetr naprogramovaný na stanovení volného a celkového obsahu chloru. Na *obr. 3.10* jsou uvedeny technické parametry přístroje.

▼ Technické údaje	
Absorbance:	0 - 2.5 Abs
Číslo metody:	8021 (volný), 8167 (celkový)
Displej:	LCD, podsvícený
Doporučené reagensy:	HACH testy a HACH LANCE kyvetové testy
Hmotnost:	0.23 kg
Kompatibilní přístroje:	CE
Kompatibilita kyvet:	1palcová kulatá / 13mm kulatá / 1cm hranatá (s volitelným adaptérem)
Metoda:	DPD
Nejmenší dílky přírůstku:	0.01 0.1
Parametr:	Chlor, nízký rozsah - jako volný a celkový Cl ₂
Počet testů:	50 - 100
Podmínky prostředí: relativní vlhkost:	max. 90 % relativní vlhkost (nekondenzující)
Podmínky prostředí: teplota:	10 - 40 °C
Požadavky na baterie:	4 alkalické baterie velikosti AAA
Přesnost vlnové délky:	Fixní vlnová délka ≈ 2 nm (liší se u jednotlivých modelů)
Rozsah fotometrického měření:	0 - 2 Abs
Rozsah měření:	- volný a celkový Cl ₂
Rozsah měření (2):	0.1 - 8.0 mg/L Cl ₂
Stupeň krytí:	IP67 (vyjma prostoru pro baterie)
Šířka spektrálního pásu:	15 nm šířky pásma filtru
Uživatelské programy:	1
Uživatelské rozhraní:	Numerické Numerické
Voděodolné?:	liší se u jednotlivých modelů
Výběr vlnové délky:	Pevná vlnová délka
Zapisač dat:	10 naměřených hodnot + čas
Zdroj napájení:	4, alkalické baterie velikosti AAA
Zdroj světla:	Dioda LED (Light Emitting Diode)
Životnost baterie:	2 000 měření * podsvícení zkracuje životnost baterie

Obr. 3.10 Technické údaje měřicího přístroje HACH lange [7]

Používání přístroje spočívá v tom, že do kyvety s odebraným vzorkem vody se přidá reakční činidlo. Po krátké reakční době je kyveta připravena k měření. Během doby reakce je přístroj skrz kyvetu se slepým vzorkem nastaven na nulu. Po nasazení krytu proti světlu může začít měření. Na displeji se ukáže naměřená koncentrace.



Obr. 3.11 Měřicí přístroj HACH lange a kyveta [7]

Každý měřicí přístroj před začátkem používání musí projít akreditovanou kalibrací. Výstupem je kalibrační list. Kalibrace zahrnuje hodnocení vizuální kontroly, kontrolu vnitřních parametrů a nastavení atd.

Postup měření volného chloru v Kateřinicích

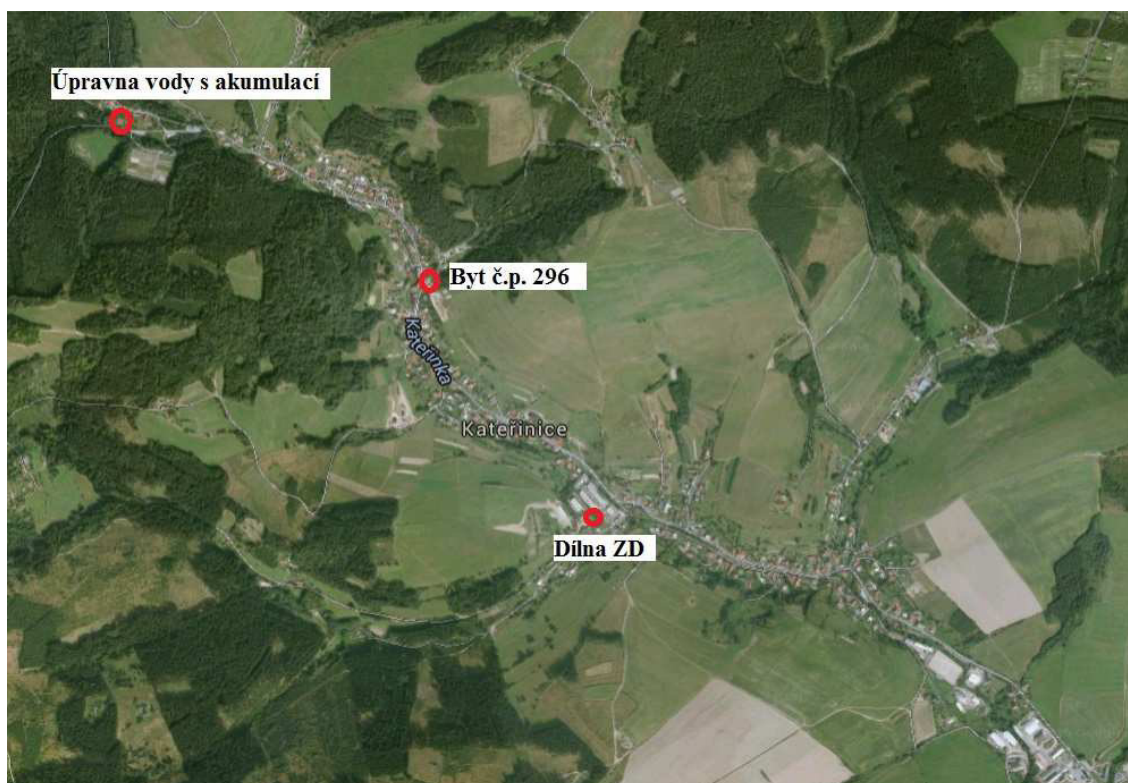
Hodnoty naměřených koncentrací volného chloru, které byly nezbytnou součástí pro zhotovení simulačního modelu, byly naměřeny technickým pracovníkem obce Kateřinice. Měření probíhalo po dobu čtyř měsíců, kdy byly odebírány vzorky vody ze tří předem určených míst vodovodní sítě. Měření spočívalo v odběru vzorku vody do kyvety, nakalibrováním měřicího přístroje na odebranou vodu, přimíchání příslušné reagensie do vzorku vody a následné změření výsledné koncentrace na základě změny barvy.

4 MODEL JAKOSTI VODY OBCE KATEŘINICE

Simulace koncentrace volného chloru byla provedena v simulačním softwarovém systému EPANET 2.0. Simulační model vodovodní sítě obce Kateřinice byl následně kalibrován tak, aby výsledky simulace co nejvíce odpovídaly naměřeným hodnotám. Dále byl model verifikován pro ověření správnosti kalibrace modelu. Ve vodovodní síti dochází k úbytku chloru jak v proudící vodě, tak i u stěn potrubí. V rámci bakalářské práce byl řešen pouze úbytek volného chloru v proudící vodě. Pro zhotovení modelu jakosti vody bylo využito již dříve sestaveného podrobného hydraulického modelu distribuční sítě obce Kateřinice, jehož správnost je pro simulaci chloru významná.

4.1 MĚŘENÍ VOLNÉHO CHLORU NA SÍTI

Měření koncentrace volného chloru bylo zrealizováno pracovníkem obce s využitím kapesního kolorimetru firmy HACH Lange, v období od 9. 9. 2013 do 9. 1. 2014. Odběr vzorků a následné měření probíhalo na třech předem určených místech, a to na odtoku z úpravně vody (ÚV), v bytě č. 296 a v dílně zemědělského družstva (dále jen ZD). Pro lepší představu jsou měřicí místa znázorněna na *obr. 4.1*.



Obr. 4.1 Obec Kateřinice s vyznačenými odběrnými místy

V průběhu měřicího období proběhl řízený proplach sítě. A proto lze měřicí období rozdělit do dvou etap. Doba před řízeným proplachem tj. od 9. 9. 2013 do 10. 10. 2013 a doba po řízeném proplachu tj. od 11. 10. 2013 do 9. 1. 2014. Zápis z měření lze vidět na *obr. 4.2 a 4.3*.

MĚŘENÍ VOLNÉHO CHLORU VE VODOVODU OBCE KATEŘINICE

Datum	Čas	Úpravna [mg/l]	Byt č.p.296 [mg/l]	Dílňa ZD [mg/l]	Poznámky	Podpis
9.9.13	15 ⁰⁰		0,30!			<i>Musil</i>
11.9.13	16 ³⁰		0,18	0,05		<i>Musil</i>
13.9.13	13 ⁰⁰	0,33	0,19			<i>Musil</i>
15.9.13	12 ³⁰		0,09	0,01!		<i>Musil</i>
17.9.13	15 ³⁰		0,12		VYDATKY DEŠT!	<i>Musil</i>
18.9.13	17 ³⁰	0,15	0,06	0,02		<i>Musil</i>
23.9.13	17 ⁰⁰		0,16			<i>Musil</i>
24.9.13	15 ⁰⁰	0,15		0,04		<i>Musil</i>
26.9.13	16 ⁰⁰		0,13			<i>Musil</i>
1.10.13	15 ⁰⁰	0,46!	0,33!		SNÍŽIT DÁVKU!	<i>Musil</i>
4.10.13	12 ⁴⁵	0,25		0,10		<i>Musil</i>
7.10.13	7 ²⁵	0,20				<i>Musil</i>
8.10.13	15 ¹⁵		0,26			<i>Musil</i>
10.10.13	8 ¹⁵	0,46!	¹⁶ 0,14	0,10	ODKALENÍ HTP 09.10.13	<i>Musil</i>
11.10.13	15 ⁰⁰		0,14			<i>Musil</i>
15.10.13	13 ¹⁵	0,20	0,09	0,03		<i>Musil</i>
17.10.13	14 ⁰⁰	0,18	0,11	0,04		<i>Musil</i>
20.10.13			0,12			<i>Musil</i>
23.10.13	10 ⁰⁰	0,20	0,14	0,11	21.10. 4x 30L NOVÝ CHLORIN	<i>Musil</i>
25.10.13	12 ⁰⁰		0,12			<i>Musil</i>
26.10.13	17 ⁰⁰		0,11			<i>Musil</i>
29.10.13	14 ⁰⁰	0,28	0,17	0,10		<i>Musil</i>
31.10.13	7 ¹⁵	0,17	0,14	0,11	PODEZŘENÍ NA ÚNIK VODY, ZKONTROLUJTE V HTP!	<i>Musil</i>
1.11.13	15 ¹⁵		0,08			<i>Musil</i>
5.11.13	12 ⁵⁰	0,14	0,09	0,07		<i>Musil</i>
7.11.13	16 ²⁰	0,37!	0,25!	0,17!	SNÍŽIT DÁVKU!	<i>Musil</i>
9.11.13	11 ⁰⁰		0,05			<i>Musil</i>
11.11.13	10 ⁰⁰		0,25	0,22		<i>Musil</i>
13.11.13	15 ³⁰		0,35		SNÍŽIT DÁVKU!	<i>Musil</i>
14.11.13	16 ⁰⁰		0,21			<i>Musil</i>

Obr. 4.2 Zápisový list z měření volného chloru v obci Kateřinice, období 9. 9. 2013 - 4. 11. 2013

Bakalářská práce je zaměřena na kalibraci a verifikaci po řízeném proplachu, kde je kvalita i kvantita naměřených dat vyhovující. Simulace volného chloru ve vodovodní síti z období před řízeným proplachem bude provedena zjednodušeně a její výsledek bude jen orientační.

Pro lepší představu o rozmezích naměřených koncentracích volného chloru před a po řízeném proplachu je vyhotovena následující *tabulka 4.1*.

Tabulka 4.1 Hodnoty naměřených koncentrací volného chloru

	Datum měření		Úpravna vody			Byt č.p. 296			Dílna ZD		
			min	max	počet hodnot	min	max	počet hodnot	min	max	počet hodnot
			mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹		mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹		mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	
Před proplachem	od	9. 9. 2013	0,15	0,46	6	0,06	0,33	10	0,01	0,10	5
	do	8. 10. 2013									
Po proplachu	od	11. 10. 2013	0,10	0,37	15	0,08	0,35	39	0,03	0,23	17
	do	9. 1. 2014									

Zhlédnutím naměřených hodnot koncentrací lze usoudit, že řízený proplach může mít vliv na spotřebu chloru ve vodovodní síti. Je patrný rozdíl v množství dávkované koncentrace chloru, a také je značný rozdíl ve zbytkové koncentraci chloru na konci vodovodní sítě. Proplachem se z potrubí uvolní a odstraní zbytky nezpevněných sedimentů, které mohou být organického i anorganického původu. Chlor reaguje se stěnami potrubí a s dalšími složkami obsaženými ve vodě, a tudíž jeho koncentrace klesá.

Pro sestavení matematického simulačního modelu bylo nutné rozdělit naměřená data dle využití pro kalibraci a verifikaci modelu.

Tabulka 4.2 Rozdělení naměřených hodnot koncentrace volného chloru dle využití pro kalibraci a verifikaci z období po řízeném proplachu

Po proplachu	Datum měření		Úpravna vody			Byt č.p. 296			Dílna ZD		
			min	max	počet hodnot	min	max	počet hodnot	min	max	počet hodnot
			mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹		mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹		mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	
Kalibrace	od	15. 10. 2013	0,14	0,37	9	0,09	0,25	9	0,03	0,11	9
	do	6. 12. 2013									
Verifikace	od	10. 12. 2013	0,19	0,33	5	0,12	0,28	5	0,05	0,21	5
	do	9. 1. 2014									

4.1.1 Řízený proplach

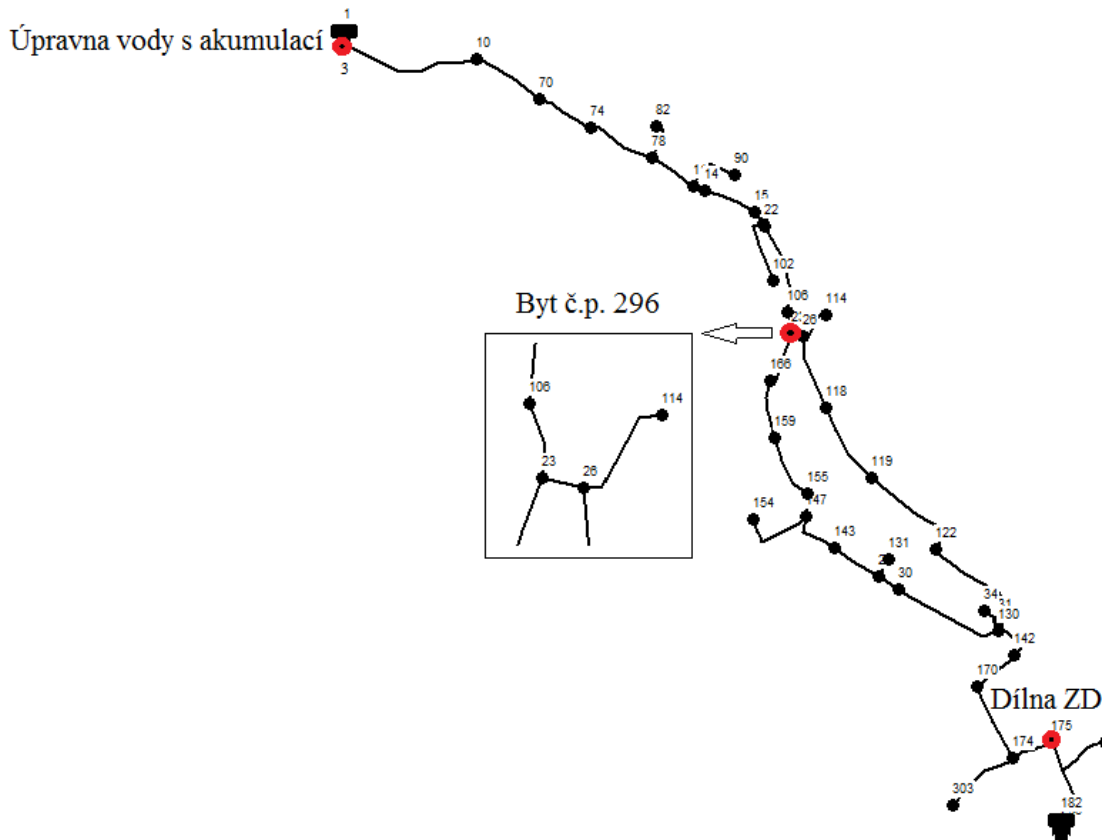
Během měrné kampaně 10. 10. 2013 se v Kateřinicích uskutečnil řízený proplach vodovodní sítě.

Řízený proplach je běžnou součástí údržby vodovodní sítě. Při běžném hydraulickém režimu se v potrubí akumulují jemné sedimenty, které v tenké vrstvičce ulpívají na povrchu potrubí. Sedimenty mohou být tvořeny produkty koroze vnitřního povrchu potrubí, zbytky chemikálií z úpravy vody atp. Podstatná část sedimentů je organického původu, jemná zrna mají velký specifický povrch a jsou vhodným prostředím pro tvorbu biofilmu. Řízeným proplachem dojde k náhlé změně hydraulických podmínek v potrubí, a tím dojde k vypláchnutí jemných sedimentů. Aby došlo k účinnému propláchnutí, je důležité řízený proplach realizovat na základě předem stanoveného postupu. [31]

4.2 POPIS MODELU

Simulační model využívá dříve sestaveného hydraulického modelu. Ten se skládá ze dvou tlakových pásem, přičemž pro model jakosti vody bylo využito pouze horního tlakového pásma (HTP). HTP se skládá z úpravny vody s akumulací nádrží, ve které je dávkován chlor. Jelikož EPANET 2.0 neumožňuje nastavení dávkování chloru přímo ve vodojemu, byl zvolen nejbližší uzel č.3, kterému byla přiřazena funkce dávkovací stanice (*setpoint booster*). Dávkovací stanici lze pevně zadat koncentraci chloru na odtoku z uzlu (*source quality*). Dávkovací stanici byla zadávána hodnota změřené koncentrace chloru na odtoku z akumulací nádrže.

Pro sledování koncentrace chloru v modelu byl vybrán uzel č. 23, který se nachází v místě měřicího místa bytu č. 296, dále byl vybrán uzel č. 175, který představuje místo dílny ZD vyskytující se na konci horního tlakového pásma viz. obr. 4.4.



Obr. 4.4 Matematický model s vyznačenými odběrnými místy

V modelu je předpokládáno úplné a okamžité míchání v uzlech. Je využito Lagrangeovy časově řízené metody. Pro modelování byla použita metoda založená na předpokladu, že úbytek chlóru lze popsat kinetickou rovnicí I. řádu, což znamená, že reakce probíhá v uzavřeném systému, nevznikají žádné meziprodukty, v systému neprobíhají žádné jiné reakce a rychlost reakce je přímo úměrná na koncentraci reaktantu za dané konstantní teploty.

V této simulaci byla uplatněna následující rovnice:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (4.1)$$

kde: K_b ... objemový reakční koeficient [den^{-1}]

(*bulk reaction coefficient, rychlostní konstanta*)

C_t ... koncentrace reaktantu v čase t [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

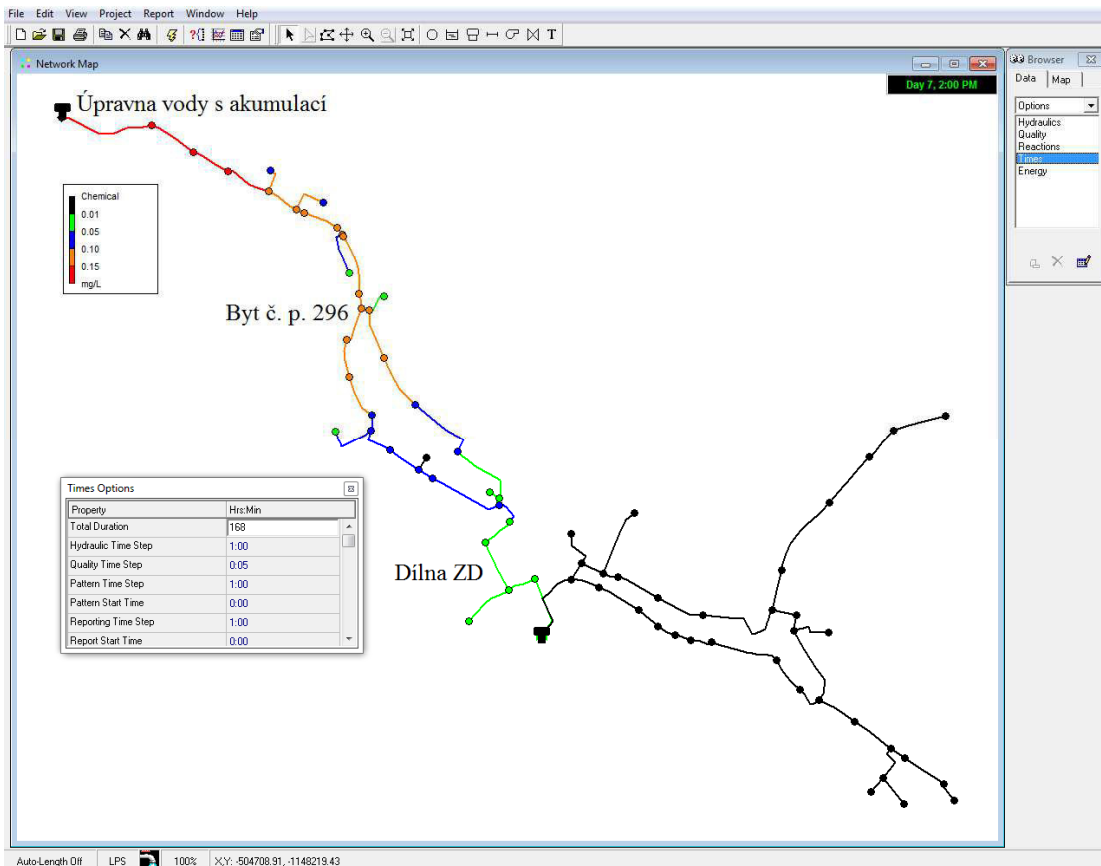
C_0 ... počáteční koncentrace reaktantu [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

t ... stáří vody [den]

Model předpokládá kompletní směšování vody ve vodojemu, což znamená, že voda vstupující do nádrže je okamžitě a dokonale promíchána s vodou, která již v nádrži je.

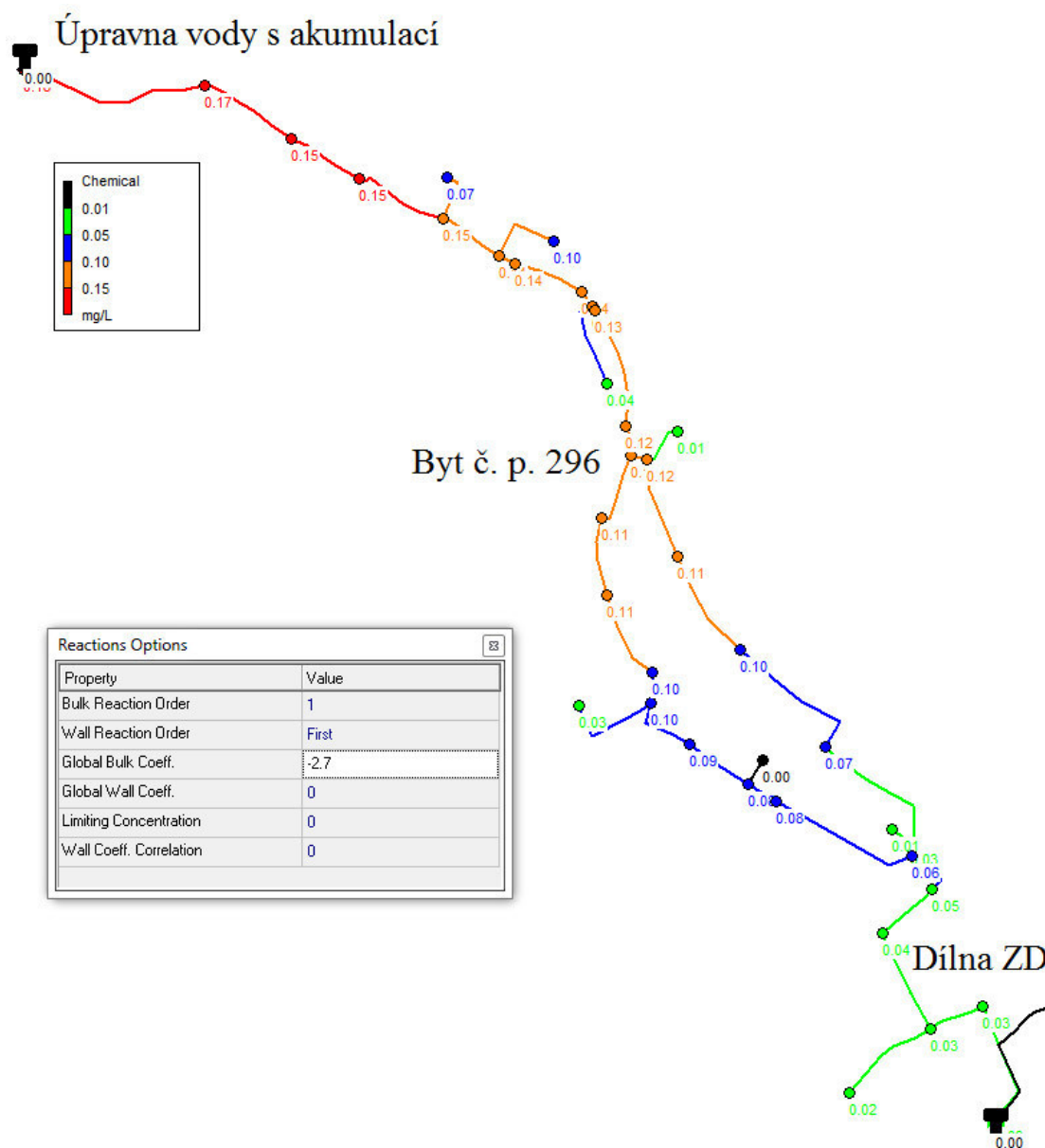
Pro simulaci chloru je důležité mít dávku chloru rozprostřenou po celé síti, a proto byla simulace spuštěna po dobu 168 hodin. Ke sledování změn jakosti vody byl nastaven hydraulický časový krok na hodnotu jedné hodiny, což určuje, jak často je počítán nový stav sítě. Lze vidět na *obr. 4.5* níže.

Naměřené hodnoty koncentrace chloru v akumulční nádrži úpravny vody (vodojemu) byly počátečními podmínkami pro simulaci volného chloru v síti. Poté byl pozměňován koeficient K_b . Z důvodu jednotného materiálu vodovodní sítě v obci Kateřinice je i koeficient K_b jednotný pro celý simulační model. Pro rozpad chloru je K_b charakterizován zápornou hodnotou a určen jednotkou den^{-1} .



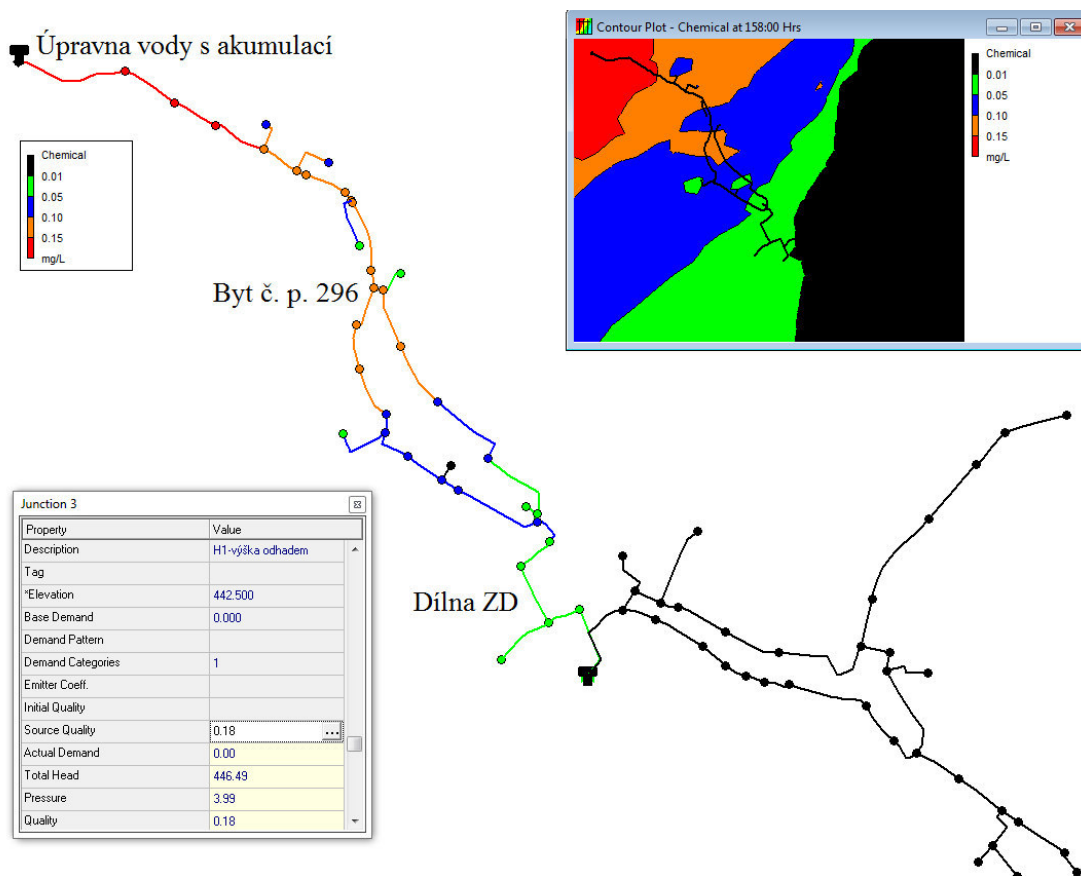
Obr. 4.5 Prostředí programu EPANET 2.0

Na *obr. 4.5 a 4.6* lze vidět, jak koncentrace volného chloru v různých částech sítě klesá, to je způsobeno hydraulickými podmínkami a obsahem rozpuštěných látek ve vodě schopných oxidace. Také je patrné, že koncentrace chloru závisí na stáří vody v síti. V krajních uzlech, kde je nejvyšší stáří vody, je i nejmenší koncentrace volného chloru.



Obr. 4.6 Simulaci dne 17. 10. 2013

Pro vizualizaci výsledků se dá v programu EPANET využít funkce v podobě grafu *contour plot*, který barevně ohraničuje části sítě, kde hodnoty koncentrace chloru spadají do určitých intervalů v daném čase. Na obr. 4.7 lze vidět prostředí programu s grafem *contour plot* vyobrazeným v pravé horní části. V pravém dolním rohu lze vidět zadávaná data pro uzel č. 3, který představuje dávkovací stanici (*steppoint booster*) se vstupní hodnotou naměřené koncentrace chloru $0,18 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$



Obr. 4.7 Vizualizace simulace koncentrace chloru se vstupní naměřenou koncentrací chloru dne 17. 10. 2013

4.3 KALIBRACE MODELU

Byla provedena kalibrace modelu, při které byly měněny reakční koeficienty úbytku chloru K_b , tak, aby modelované hodnoty co nejvíce odpovídaly hodnotám naměřeným. Pro kalibraci bylo zapotřebí zhotovit kalibrační datové soubory. Jedná se o soubory vytvořené v textovém editoru, které obsahují data o naměřených koncentracích. Tyto datové soubory byly vloženy do programu EPANET, poté program porovná vztah mezi naměřenou hodnotou v terénu a mezi hodnotou vypočtenou. Výsledkem je kalibrační zpráva, která zahrnuje informace o rozdílu mezi naměřenými a vypočtenými hodnotami. Na následujících obrázcích jsou ukázány výstupy z kalibrace v průběhu tvoření modelu.

```

;chlor
;Location      Time      value
-----
      3         158.00  0.18
     23         158.00  0.11
    175         158.00  0.04
    
```

Obr. 4.8 Ukázka datového souboru, měření 17. 10. 2013

Calibration Statistics for Chemical

Location	Num Obs	Observed Mean	Computed Mean	Mean Error	RMS Error
3	1	0.18	0.18	0.000	0.000
23	1	0.11	0.12	0.013	0.013
175	1	0.04	0.03	0.008	0.008

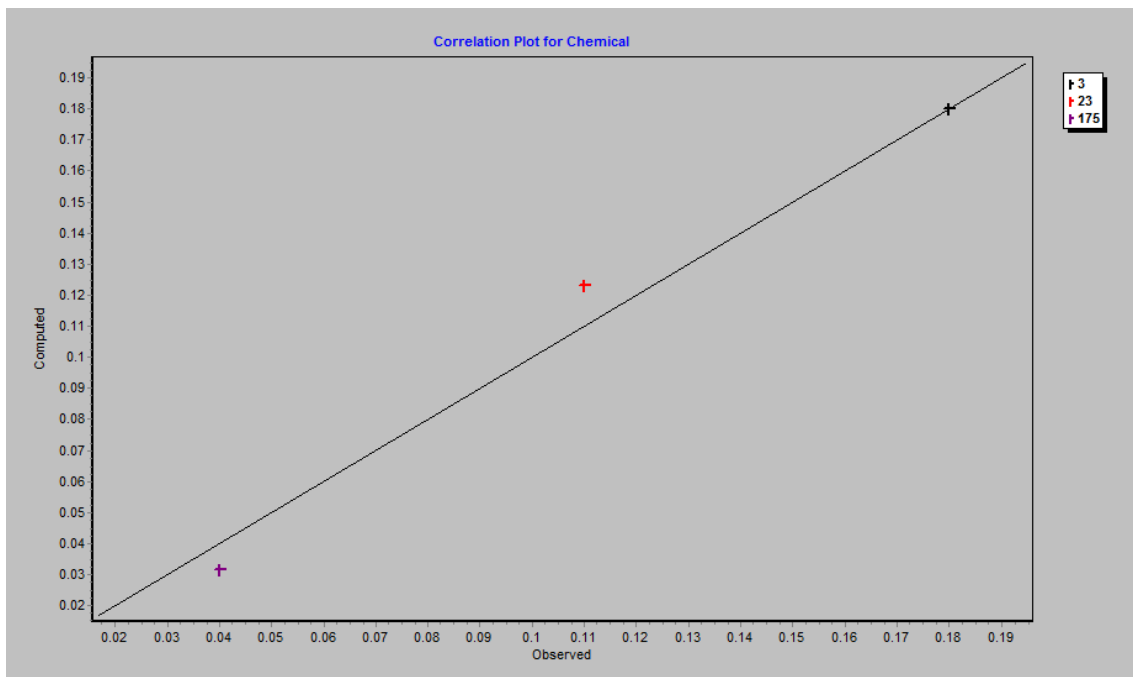
Correlation Between Means: 0.991

**Směrodatná
odchylka**

Obr. 4.9 Kalibrační zpráva - kalibrační statistika měření 17. 10. 2013

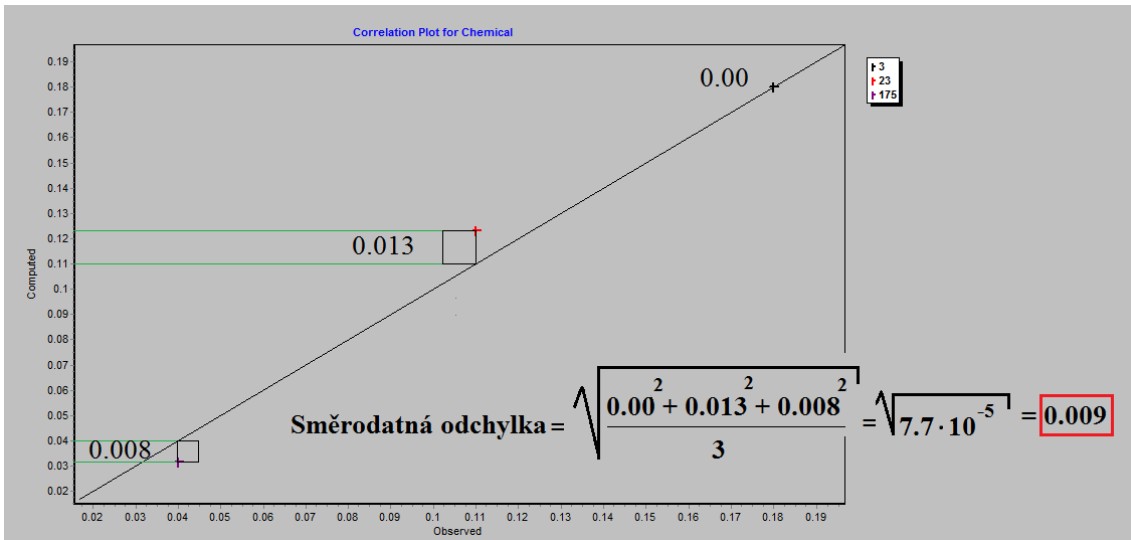
V kalibrační statistice jsou zahrnuty informace o koncentracích naměřených v terénu (*observed mean*), koncentracích vypočtených programem EPANET (*computed mean*), jejich rozdíl (*mean error*), z kterého je vypočtena směrodatná odchylka (*RMS Error*).

Pro lepší představu, odchylky naměřených a vypočtených hodnot, kalibrační zpráva obsahuje náhled *correlation plot*. Na ose x jsou naměřené hodnoty, na ose y hodnoty vypočtené. Jednotlivá místa měření mají přiřazenou barvu. Černým křížkem je označena úpravna vody. Tento křížek nemá žádnou odchylku od přímky průměrných hodnot, neboť se jedná o hodnotu vstupní. Červeným křížkem je označen byt č. 296. Fialovým křížkem je označena dílna ZD. Čím více se body přibližují k lineární přímce se sklonem 45°, tím větší je shoda mezi měřenými a simulovanými hodnotami a tudíž je menší směrodatná odchylka (*RMS error*).



Obr. 4.10 Korelace měřených a simulovaných hodnot, měření 17. 10. 2013

Při kalibraci modelu je snaha mít co nejmenší směrodatnou odchylku (*RMS error*), což je druhá odmocnina z rozptylu. Rozptyl udává, jak moc jsou hodnoty rozptýleny, využito je metody nejmenších čtverců. Rozptyl je spočten jako průměr druhých mocnin vzdáleností od průměrné hodnoty (v tomto případě průměrnou hodnotou je přímkou pod úhlem 45°). Pro lepší představu je metoda zobrazena na následujícím obrázku.



Obr. 4.11 Metoda nejmenších čtverců

Dosáhnout co nejmenší směrodatné odchylky a co největšího korelačního koeficientu není vždy snadné, poněvadž při měření může docházet k ovlivnění měřících hodnot, a to buď chybou člověka, nebo chybou měřicího přístroje.

4.3.1 Kalibrace modelu před řízeným proplachem

Jak již bylo zmíněno výše, pro kalibraci modelu z období před řízeným proplachem nebyl proveden dostačující počet měření. K dispozici byla pouze jedna trojice čísel, avšak i přesto byla provedena simulace a následná kalibrace. Důvodem byla snaha vyjádřit vliv proplachu na spotřebu chloru. Čím je koeficient K_b vyšší, tím je větší i rychlost rozpadu chloru.

Pro kalibraci modelu byly vzaty naměřené hodnoty dne 18. 9. 2013 v 17:30 hod. V následující tabulce 4.3 jsou uvedeny naměřené i vypočtené hodnoty koncentrace. Čas simulace odpovídá času měření. V programu EPANET musela být nastavena delší časová řada z důvodu transportu chloru do všech částí sítě. Sloupec *pattern* obsahuje koeficient denní nerovnoměrnosti, kterým program násobí odběr a tím ovlivňuje hydrauliku sítě, na které závisí simulační model. Ve sloupci K_b je hodnota zvoleného reakčního koeficientu. Sloupec korel. koef. obsahuje hodnotu vypočteného korelačního koeficientu, což znázorňuje míru závislosti mezi naměřenou a vypočtenou hodnotou. Ve sloupci *RMS error* je vypočtená směrodatná odchylka.

Tabulka 4.3 Výsledky simulace kalibrace modelu z období před řízeným proplachem

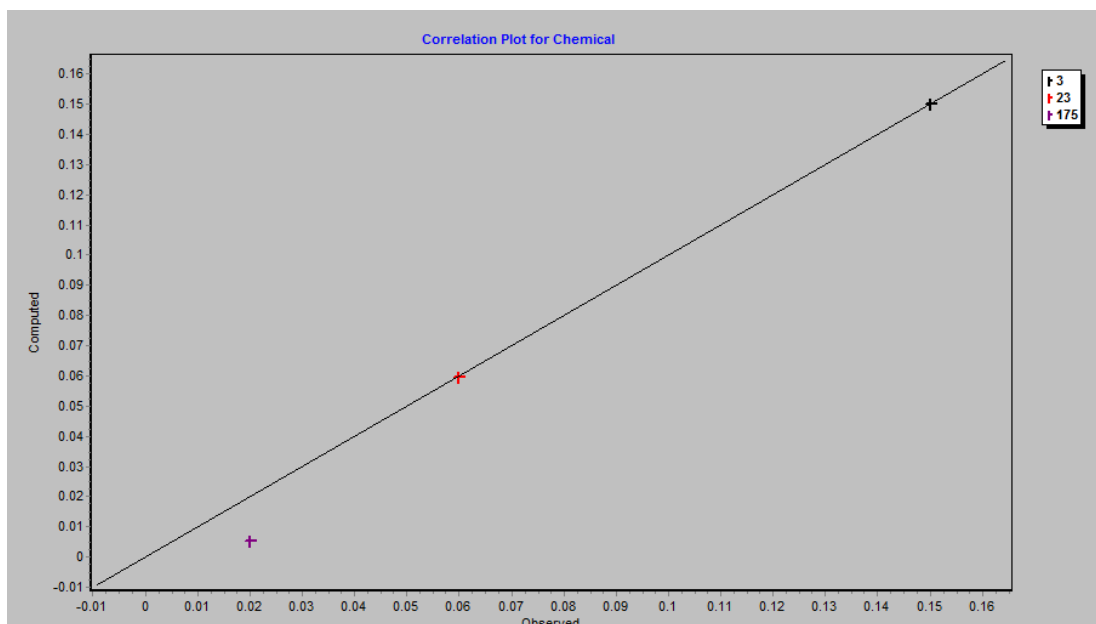
Datum	Čas měření	Čas simulace	Pattern		Koncentrace volného chloru			K_b	Korel. koef.	RMS error
					ÚV	Byt	Dílňa ZD			
					$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	den^{-1}		
18. 9. 2013	17:30	161,50	0,42	měřeno	0,15	0,06	0,02	-6,05	0,997	0,008
				vypočteno	0,15	0,06	0,01			
				rozdíl	0,00	0,00	0,01			

Calibration Statistics for Chemical

Location	Num Obs	Observed Mean	Computed Mean	Mean Error	RMS Error
3	1	0.15	0.15	0.000	0.000
23	1	0.06	0.06	0.000	0.000
175	1	0.02	0.01	0.015	0.015
Network	3	0.08	0.07	0.005	0.008

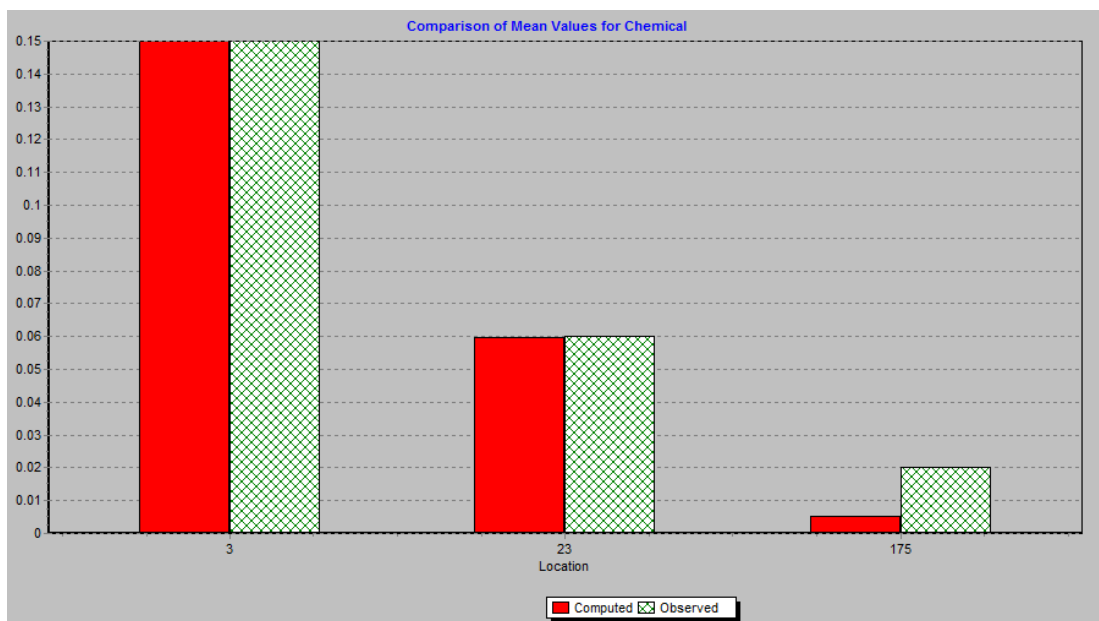
Correlation Between Means: 0.997

Obr. 4.12 Kalibrační statistika, období před řízeným proplachem

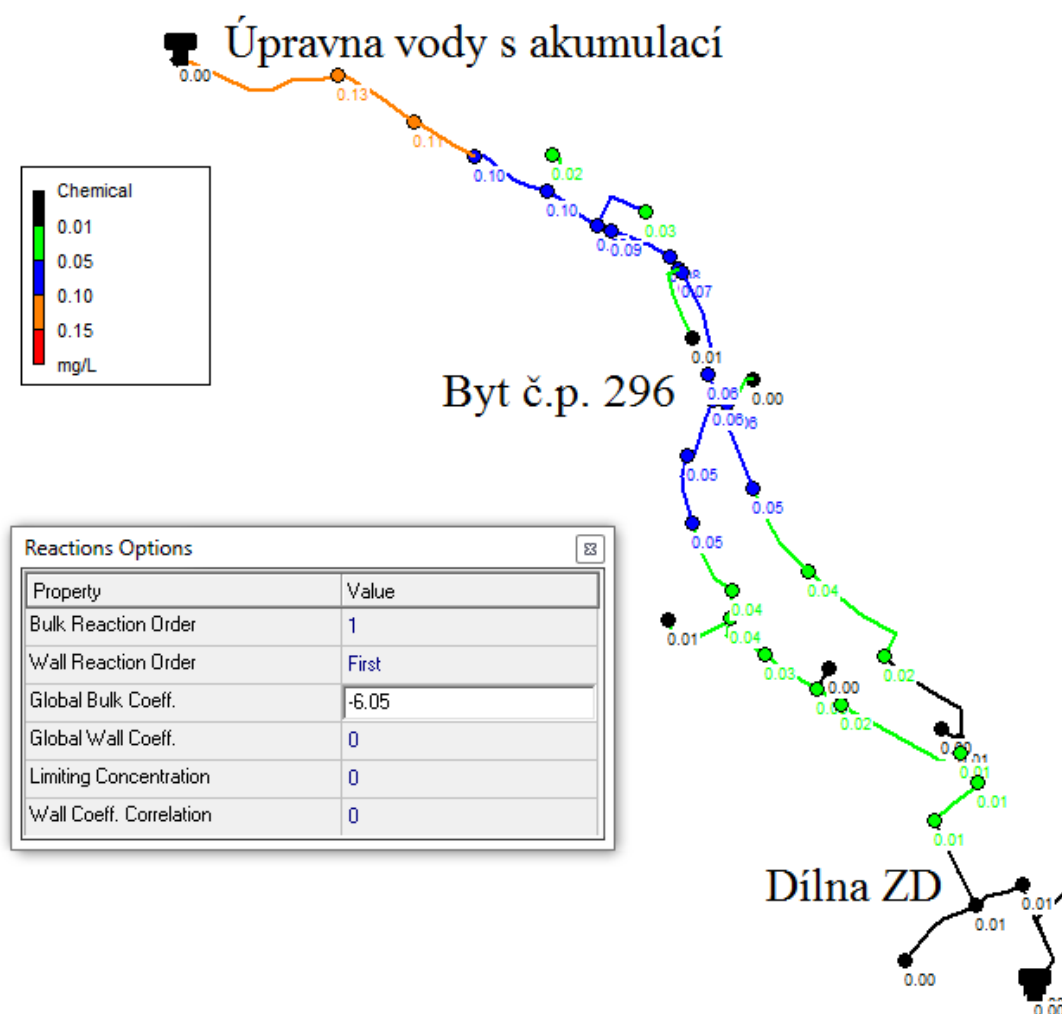


Obr. 4.13 Korelace měřených a simulovaných hodnot, období před řízeným proplachem

V programu EPANET lze také využít sloupcového grafu, který porovnává hodnoty naměřené a vypočtené. Osa x označuje místa odběru vzorků vody, osa y koncentraci chloru, červený sloupec představuje vypočtenou hodnotu a zelený sloupec hodnotu měřenou v terénu.



Obr. 4.14 Sloupcový graf porovnání koncentrací naměřených a vypočtených, období před řízeným proplachem



Obr. 4.15 Kalibrace modelu před řízeným proplachem, $K_b = -6,05 \text{ den}^{-1}$

4.3.2 Kalibrace modelu po řízeném proplachu

Pro kalibraci modelu po řízeném proplachu byly použity naměřené hodnoty z období od 15. 10. 2013 do 6. 12. 2013. Kalibrace byla pro kontrolu provedena dvěma metodami:

- 1. Kalibrace dle dílčích měření (1. metoda)
- 2. Kalibrace dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda)

Kalibrace dle dílčích měření (1. metoda)

Kalibrace dle dílčích měření spočívala v tom, že koeficient K_b byl hledán zvlášť pro každé měření. Výsledkem je průměrná hodnota zvolených koeficientů K_b . Následující *tabulka 4.4* zahrnuje vstupní hodnoty z měření a výsledné hodnoty ze simulace v programu EPANET. Jsou zde zapsány datумы a hodiny měření, hodina v simulaci, což znamená, že bylo nutno v programu nastavit delší časovou řadu, aby po dobu, kdy probíhá simulace, byl chlor již rozprostřen po celé vodovodní síti. Sloupec *pattern* (koeficient denní nerovnoměrnosti) je koeficient pro danou hodinu, kterým EPANET násobí odběr v síti a jeho průměr byl použit pro kalibraci dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda) viz. níže. Dále jsou zde sloupce měřících míst, ve kterých jsou zapsány vypočtené hodnoty koncentrace chloru. Sloupec K_b obsahuje hodnoty hledaného reakčního koeficientu pro každé měření zvlášť. Sloupec korel. koef. (korelační koeficient) nám udává míru korelace (závislosti) mezi dvěma veličinami (naměřenou a vypočtenou hodnotou). *RMS error* (směrodatná odchylka) vypovídá o tom, jak moc se od sebe liší naměřené a vypočtené hodnoty koncentrace chloru. Snahou bylo najít takový koeficient K_b , aby byla co nejmenší směrodatná odchylka a co největší korelační koeficient. Poslední řádek obsahuje zvýrazněné buňky s průměry, které budou využity pro kalibraci dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda) viz. *tabulka 4.5*.

Tabulka 4.4 Kalibrace dle dílčích metod měření (1. metoda)

Datum	Čas měření	Čas simulace	Pattern		Koncentrace volného chloru			Kb	Korel. koef.	RMS error
					ÚV	Byt	Dílna			
					mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	den ⁻¹		
15. 10. 2013	18:15	162,25	0,43	měřeno	0,20	0,09	0,03	-4,80	0,994	0,011
				vypočteno	0,20	0,10	0,01			
				rozdíl	0,00	0,01	0,02			
17. 10. 2013	14:00	158,00	0,41	měřeno	0,18	0,11	0,04	-2,70	0,991	0,009
				vypočteno	0,18	0,12	0,03			
				rozdíl	0,00	0,01	0,01			
23. 10. 2013	10:00	154,00	0,45	měřeno	0,20	0,14	0,11	-1,10	0,924	0,017
				vypočteno	0,20	0,17	0,10			
				rozdíl	0,00	0,03	0,01			
29. 10. 2013	14:00	158,00	0,41	měřeno	0,28	0,17	0,10	-1,80	0,960	0,024
				vypočteno	0,28	0,21	0,08			
				rozdíl	0,00	0,04	0,02			
31. 10. 2013	7:15	151,25	0,34	měřeno	0,17	0,14	0,11	-0,70	0,992	0,004
				vypočteno	0,17	0,15	0,11			
				rozdíl	0,00	0,01	0,00			
5. 11. 2013	13:15	157,25	0,42	měřeno	0,14	0,09	0,07	-1,30	0,897	0,016
				vypočteno	0,14	0,12	0,06			
				rozdíl	0,00	0,03	0,01			
7. 11. 2013	16:30	160,50	0,41	měřeno	0,37	0,25	0,17	-1,38	0,956	0,028
				vypočteno	0,37	0,30	0,15			
				rozdíl	0,00	0,05	0,02			
2. 12. 2013	13:15	157,25	0,42	měřeno	0,19	0,13	0,07	-1,62	0,978	0,012
				vypočteno	0,19	0,15	0,06			
				rozdíl	0,00	0,02	0,01			
6. 12. 2013	15:30	159,50	0,41	měřeno	0,31	0,20	0,11	-1,78	0,973	0,022
				vypočteno	0,31	0,24	0,09			
				rozdíl	0,00	0,04	0,02			
Průměr z měřených hodnot	14:00	-	-	naměřeno	0,23	0,15	0,09	-	-	-
Průměr z vypočtených hodnot		158,00	0,41	vypočteno	0,23	0,17	0,08	-1,91	0,971	0,016
				rozdíl	0,00	0,02	0,01	-	-	-

Kalibrace dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda)

Kalibrace dle průměru z hodnot dílčích měření spočívala v tom, že do programu byl vložen datový soubor s průměrem z měřených hodnot z *tabulky 4.4*.

```
;chlor
;Location      Time      value
;-----
      3         158.00  0.23
      23        158.00  0.15
      175       158.00  0.09
```

Obr. 4.16 Datový soubor s průměry z měřených hodnot z období 15. 10. 2013 - 6. 12. 2013

V následující *tabulce 4.5* jsou uvedeny průměry z dílčích měření jako vstupní hodnota a dále vypočtené hodnoty koncentrace chloru při hledaném reakčním koeficientu K_b . Je zde také uveden průměrný koeficient denní nerovnoměrnosti (*pattern*), korelační koeficient a směrodatná odchylka (*RMS error*).

Tabulka 4.5 Výstup z EPANETU, vypočtené hodnoty dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda)

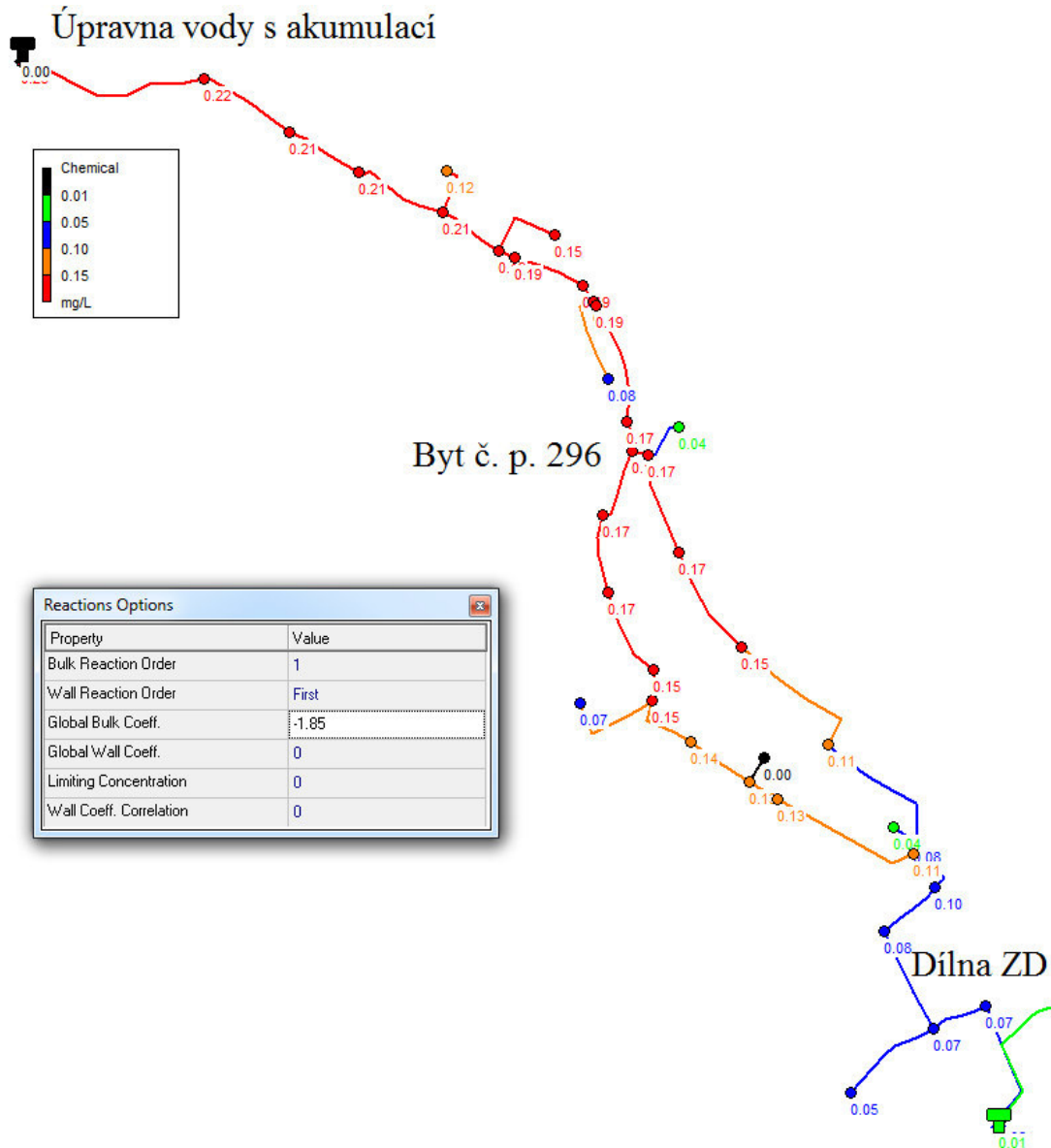
Čas měření	Čas simulace	Pattern		Koncentrace volného chloru			Kb	Korel. koef.	RMS error
				ÚV	Byt	Dílna			
				mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹			
14:00	158,00	0,41	průměr z měřených hodnot	0,23	0,15	0,09	-1,85	0,975	0,017
			vypočteno	0,23	0,17	0,07			
			rozdíl	0,00	0,02	0,02			

V následující tabulce je uvedeno porovnání výsledků simulace metody dle dílčích měření a metody dle průměru z dílčích měření.

Tabulka 4.6 Porovnání výsledků výpočtu kalibrace dle dílčích měření (1. metoda) a dle průměru z naměřených hodnot (2. metoda)

	Čas měření	Čas simulace	Pattern	ÚV	Byt	Dílna	Kb	Korel. koef.	RMS error
				mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹			
2. metoda	14:00	158,00	0,41	0,23	0,17	0,07	-1,85	0,975	0,017
1. metoda	14:00	158,00	0,41	0,23	0,17	0,08	-1,91	0,971	0,016
Rozdíl	-	-	-	0,00	0,00	0,01	0,06	0,004	0,001

Při kalibraci dle průměru hodnot dílčích měření (2. metoda) byl pro vstupní průměrnou hodnotu koncentrace vybrán reakční koeficient téměř shodný, jako při kalibraci dle dílčích měření (1. metoda). Tudíž je možné říct, že pro simulaci koncentrace chloru, lze použít průměru naměřených hodnot, neboť rozdíly ve výsledcích simulace jsou minimální. Metoda kalibrace dle průměru dílčích hodnot (2. metoda) je dostatečně přesná a mnohem rychlejší než kalibrace dle dílčích měření.



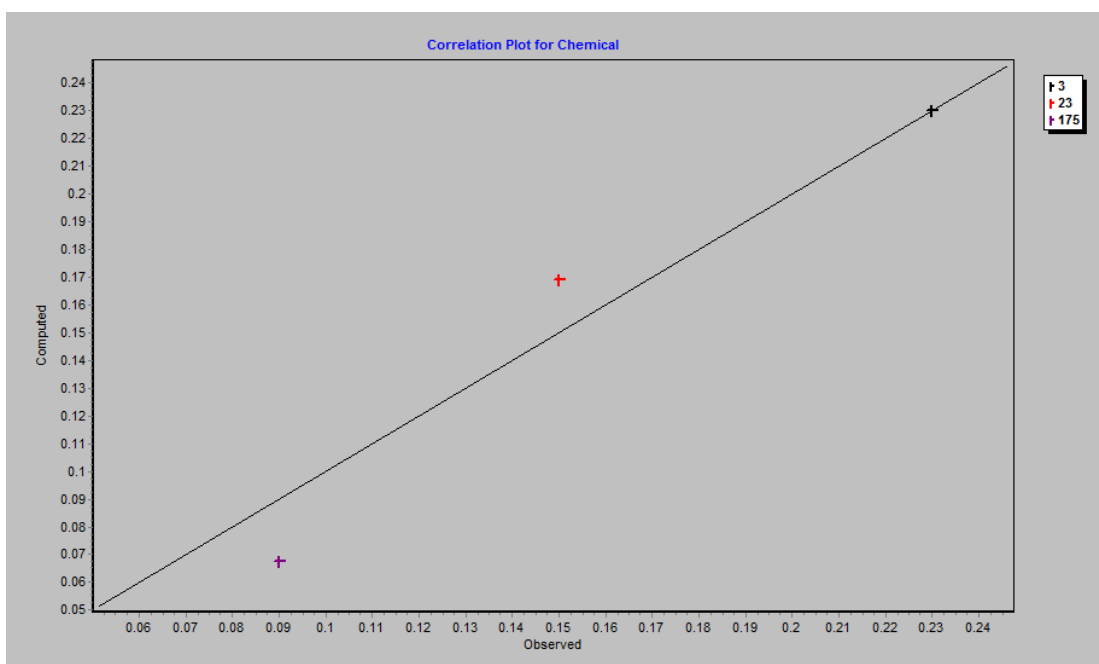
Obr. 4.17 Kalibrace modelu po řízeném proplachu dle průměru hodnot dílčích měření (2. metoda), $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$

Calibration Statistics for Chemical

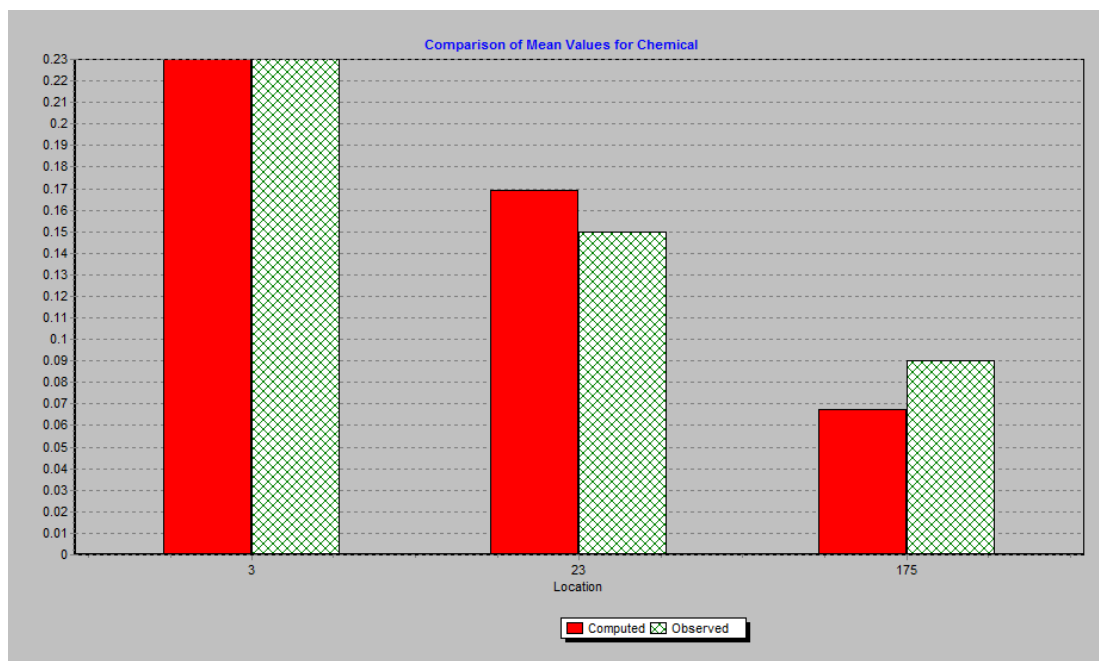
Location	Num Obs	Observed Mean	Computed Mean	Mean Error	RMS Error
3	1	0.23	0.23	0.000	0.000
23	1	0.15	0.17	0.019	0.019
175	1	0.09	0.07	0.022	0.022
Network	3	0.16	0.16	0.014	0.017

Correlation Between Means: 0.975

Obr. 4.18 Kalibrační statistika výsledku simulace dle průměru hodnot dílčích měření (2. metoda)



Obr. 4.19 Korelace měřených a simulovaných hodnot



Obr. 4.20 Sloupcový graf porovnání koncentrací naměřených a vypočtených

4.4 VERIFIKACE MODELU

Verifikace má ověřit správnost kalibrace sestaveného modelu, a proto byla pro verifikaci použita jiná data měření, než jaká byla použita při kalibraci modelu. Jelikož byla kalibrace provedena dvěma způsoby, výsledkem byly dva reakční koeficienty, pro kontrolu budou provedeny i dvě verifikace modelu.

Postup verifikace je stejný jako při kalibraci, podložení datového souboru s naměřenými hodnotami v terénu, zadání reakčního koeficientu, který byl zjištěn při kalibraci. Při verifikaci by chyba neměla být menší než chyba, kterou vykazuje měřicí přístroj. Není-li tomu tak, model může vypadat podezřele.

4.4.1 Verifikace modelu po řízeném proplachu

Tak jako kalibrace byla i verifikace provedena dvěma metodami a to:

- 1. Verifikace dle dílčích měření (1. metoda)
- 2. Verifikace dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda)

Verifikace dle dílčích měření (1. metoda)

Verifikace dle dílčích měření proběhla pro každé měření zvlášť, v následujících dvou tabulkách 4.7 a 4.8 jsou zapsány vstupní naměřené hodnoty koncentrace chloru z terénu, výsledné koncentrace ze simulace a rozdíl mezi naměřenou a simulovanou (vypočtenou) koncentrací. Dále jsou v tabulkách uvedeny sloupce použitého reakčního koeficientu K_b , korelační koeficient, který udává míru závislosti mezi naměřenou a simulovanou hodnotou a směrodatná odchylka *RMS error*, který udává, jak moc se od sebe liší naměřené a vypočtené hodnoty. Poslední řádky tabulky obsahují zvýrazněné buňky s průměry, které budou využity pro verifikace dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda) viz. níže *tabulka 4.9*.

Nejprve byla provedena verifikace pro koeficient $K_b = -1,91 \text{ den}^{-1}$ (zjištěný 1. metodou kalibrace), poté byla provedena verifikace pro koeficient $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$ (zjištěný 2. metodou kalibrace)

Tabulka 4.7 Verifikace dle 1. metody pro $K_b = -1,91 \text{ den}^{-1}$

Datum	Čas měření	Čas simulace	Pattern		Koncentrace volného chloru			K_b den ⁻¹	Korel. koef.	RMS error
					ÚV	Byt	Dílna			
					mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹			
10. 12. 2013	15:30	159,50	0,41	měřeno	0,33	0,28	0,21	-1,91	0,996	0,07
				vypočteno	0,33	0,25	0,09			
				rozdíl	0,00	0,03	0,12			
18. 12. 2013	8:30	152,50	0,40	měřeno	0,22	0,15	0,09	-1,91	0,991	0,013
				vypočteno	0,22	0,16	0,07			
				rozdíl	0,00	0,01	0,02			
30. 12. 2013	11:30	155,50	0,43	měřeno	0,30	0,21	0,14	-1,91	0,973	0,03
				vypočteno	0,30	0,22	0,09			
				rozdíl	0,00	0,01	0,05			
7. 1. 2014	15:40	159,70	0,41	měřeno	0,19	0,12	0,05	-1,91	0,982	0,015
				vypočteno	0,19	0,15	0,06			
				rozdíl	0,00	0,03	0,01			
9. 1. 2014	10:00	154,00	0,45	měřeno	0,21	0,17	0,13	-1,91	0,99	0,042
				vypočteno	0,21	0,15	0,06			
				rozdíl	0,00	0,02	0,07			
Průměr z měřených hodnot	12:15	-	-	naměřeno	0,25	0,190	0,120	-	-	-
Průměr z vypočtených hodnot		156,25	0,42	vypočteno	0,25	0,186	0,074	-1,91	0,986	0,034
				rozdíl	0,00	0,004	0,046	-	-	-

Tabulka 4.8 Verifikace dle 1. metody, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$

Datum	Čas měření	Čas simulace	Pattern		Koncentrace volného chloru			K_b den ⁻¹	Korel. koef.	RMS error
					ÚV	Byt	Dílna			
					mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹			
10. 12. 2013	15:30	159,50	0,41	měřeno	0,33	0,28	0,21	-1,85	0,998	0,066
				vypočteno	0,33	0,25	0,10			
				rozdíl	0,00	0,03	0,11			
18. 12. 2013	8:30	152,50	0,40	měřeno	0,22	0,15	0,09	-1,85	0,992	0,011
				vypočteno	0,22	0,16	0,07			
				rozdíl	0,00	0,01	0,02			
30. 12. 2013	11:30	155,50	0,43	měřeno	0,30	0,21	0,14	-1,85	0,968	0,030
				vypočteno	0,30	0,23	0,08			
				rozdíl	0,00	0,02	0,06			
7. 1. 2014	15:40	159,70	0,41	měřeno	0,19	0,12	0,05	-1,85	0,982	0,016
				vypočteno	0,19	0,15	0,06			
				rozdíl	0,00	0,03	0,01			
9. 1. 2014	10:00	154,00	0,45	měřeno	0,21	0,17	0,13	-1,85	0,984	0,040
				vypočteno	0,21	0,16	0,06			
				rozdíl	0,00	0,00	0,08			
Průměr z měřených hodnot	12:15	-	-	naměřeno	0,25	0,19	0,12	-	-	-
Průměr z vypočtených hodnot		156,25	0,42	vypočteno	0,25	0,19	0,076	-1,85	0,985	0,037
				rozdíl	0,00	0,00	0,044	-	-	-

Verifikace dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda)

Do epanetu byl vložen datový soubor s průměrem naměřených koncentrací z terénu. Nejprve byla provedena verifikace pro koeficient $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$ (zjištěný 2. metodou kalibrace), poté byla provedena verifikace pro koeficient $K_b = -1,91 \text{ den}^{-1}$ (zjištěný 1. metodou kalibrace). V posledním řádku je rozdíl výsledků verifikací pro jednotlivá K_b .

Tabulka 4.9 Výsledky verifikace dle druhé metody s použitím koeficientu získaných kalibrací dle jednotlivých metod

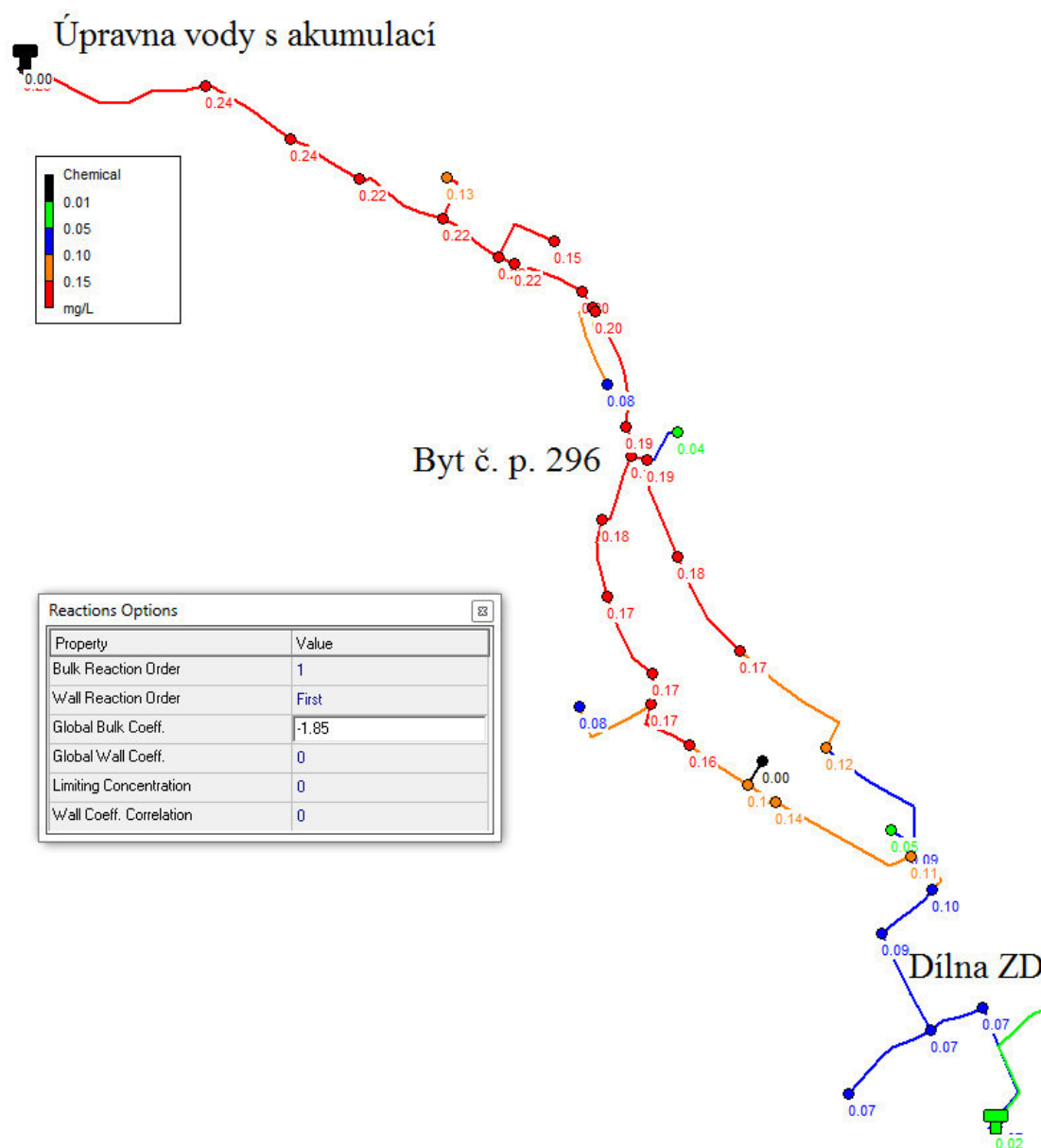
	Čas měření	Čas simulace		Koncentrace volného chloru			K_b den ⁻¹	Korelační koeficient	RMS error
				ÚV	Byt	Dílna			
				mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹			
2. metoda	12:15	156,25	průměr z naměřených hodnot	0,25	0,19	0,12	-1,85	0,987	0,026
			vypočteno	0,25	0,19	0,08			
			rozdíl	0,00	0,00	0,04			
2. metoda	12:15	156,25	průměr z naměřených hodnot	0,25	0,19	0,12	-1,91	0,991	0,028
			vypočteno	0,25	0,20	0,06			
			rozdíl	0,00	0,01	0,06			
Rozdíl výsledků při použití jednotlivých K_b				0,00	0,01	0,02	0,06	0,004	0,002

Tabulka 4.10 Porovnání výsledku verifikace dle 1. a 2. metody pro $K_b = -1,91$ den⁻¹

Porovnání	Čas měření	Čas simulace	ÚV	Byt	Dílna	K_b	Korelační koeficient	RMS error
			mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	den ⁻¹		
Výsledky 2. metoda	12:15	156,25	0,25	0,20	0,06	-1,91	0,991	0,028
Výsledky 1. metoda	12:15	156,25	0,25	0,186	0,074	-1,91	0,986	0,034
Rozdíl	-	-	0,00	0,014	0,014	0,00	0,005	0,006

Tabulka 4.11 Porovnání výsledku verifikace dle 1. a 2. metody pro $K_b = -1,85$ den⁻¹

Porovnání	Čas měření	Čas simulace	ÚV	Byt	Dílna	K_b	Korelační koeficient	RMS error
			mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	mg·l ⁻¹	den ⁻¹		
Výsledky 2. metoda	12:15	156,25	0,25	0,19	0,08	-1,85	0,987	0,026
Výsledky 1. metoda	12:15	156,25	0,25	0,19	0,076	-1,85	0,985	0,037
Rozdíl	-	-	0,00	0,00	0,004	0,00	0,002	0,011



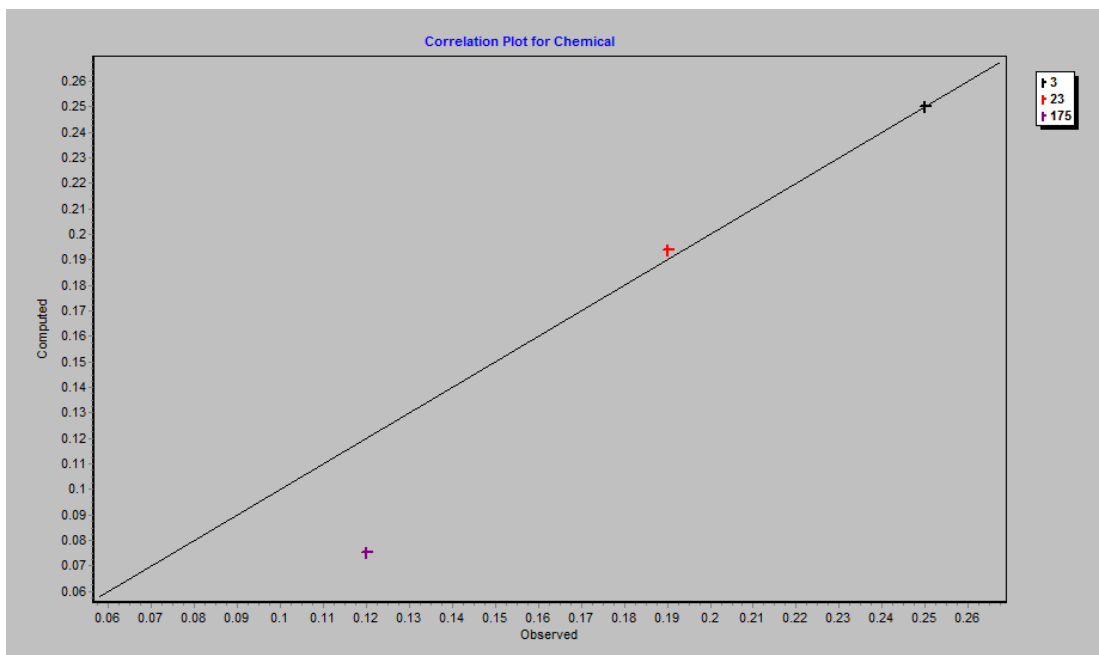
Obr. 4.21 Verifikace modelu dle druhé metody, $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$

Calibration Statistics for Chemical

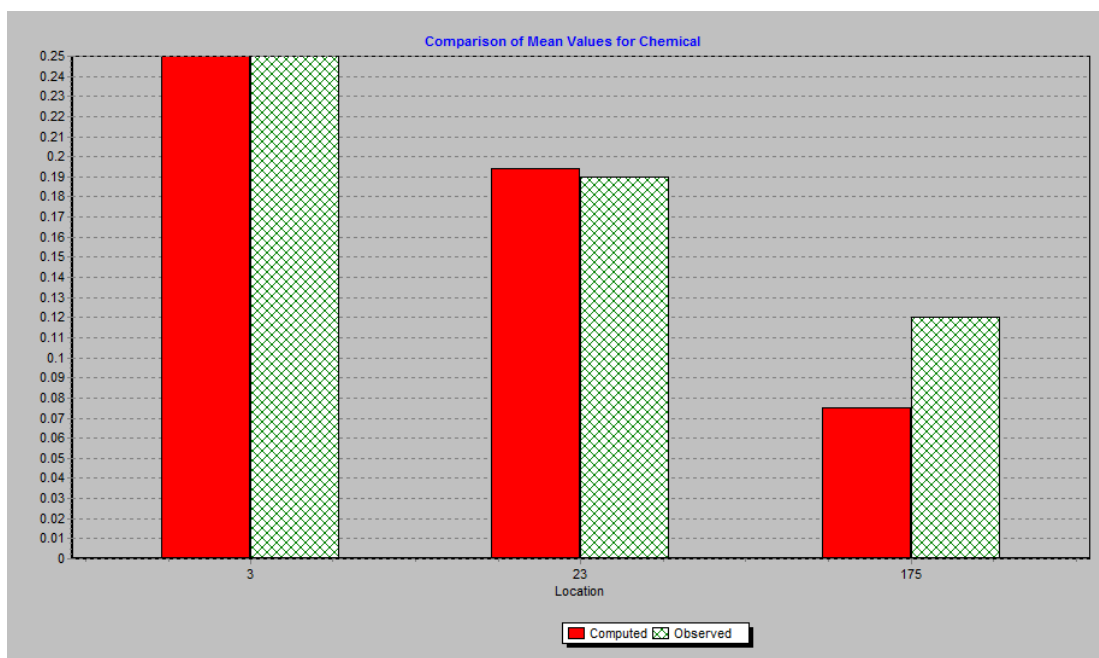
Location	Num Obs	Observed Mean	Computed Mean	Mean Error	RMS Error
3	1	0.25	0.25	0.000	0.000
23	1	0.19	0.19	0.004	0.004
175	1	0.12	0.08	0.045	0.045
Network	3	0.19	0.17	0.016	0.026

Correlation Between Means: 0.987

Obr. 4.22 Kalibrační statistika výsledku simulace při verifikaci dle druhé metody, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$



Obr. 4.23 Korelace měřených a simulovaných hodnot při verifikaci, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$



Obr. 4.24 Sloupcový graf porovnání koncentrací naměřených a vypočtených, při verifikaci, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$

4.5 VÝSLEDKY SIMULACE

Výsledkem simulace koncentrace chloru a navazující kalibrace modelu jsou objemové reakční koeficienty K_b (*rychlostní konstanta*), které vykazují vysokou korelaci a malou směrodatnou odchylku. Pro simulaci období před řízeným proplachem je reakční koeficient roven hodnotě $-6,05 \text{ den}^{-1}$. I když je jeho korelace vysoká a směrodatná odchylka malá, bylo by vhodné ověřit platnost modelu na rozsáhlejší datovém souboru měření.

Pro simulaci období po řízeném proplachu byly použity dvě metody a byly nalezeny dva reakční koeficienty K_b , a to $-1,85 \text{ den}^{-1}$ a $-1,91 \text{ den}^{-1}$. Jejich rozdíl je minimální a tudíž lze říct, že reakční koeficient nabývá hodnoty $-1,85$. Pro ověření správnosti modelu byla provedena verifikace, která potvrdila správnost koeficientů.

Tabulka 4.12 Souhrnná tabulka výsledků kalibrace

Kalibrace	K_b [den^{-1}]	Korelační koeficient	RMS error
Před řízeným proplachem	-6,05	0,997	0,008
Po řízeném proplachu 1. metoda	-1,91	0,971	0,016
Po řízeném proplachu 2. metoda	-1,85	0,975	0,017

Tabulka 4.13 Souhrnná tabulka výsledků verifikace po řízeném proplachu

Verifikace -1,91	K_b [den^{-1}]	Korelační koeficient	RMS error
1. metoda	-1,91	0,986	0,034
2. metoda	-1,91	0,991	0,028
Verifikace -1,85	-	-	-
1. metoda	-1,85	0,985	0,037
2. metoda	-1,85	0,987	0,026

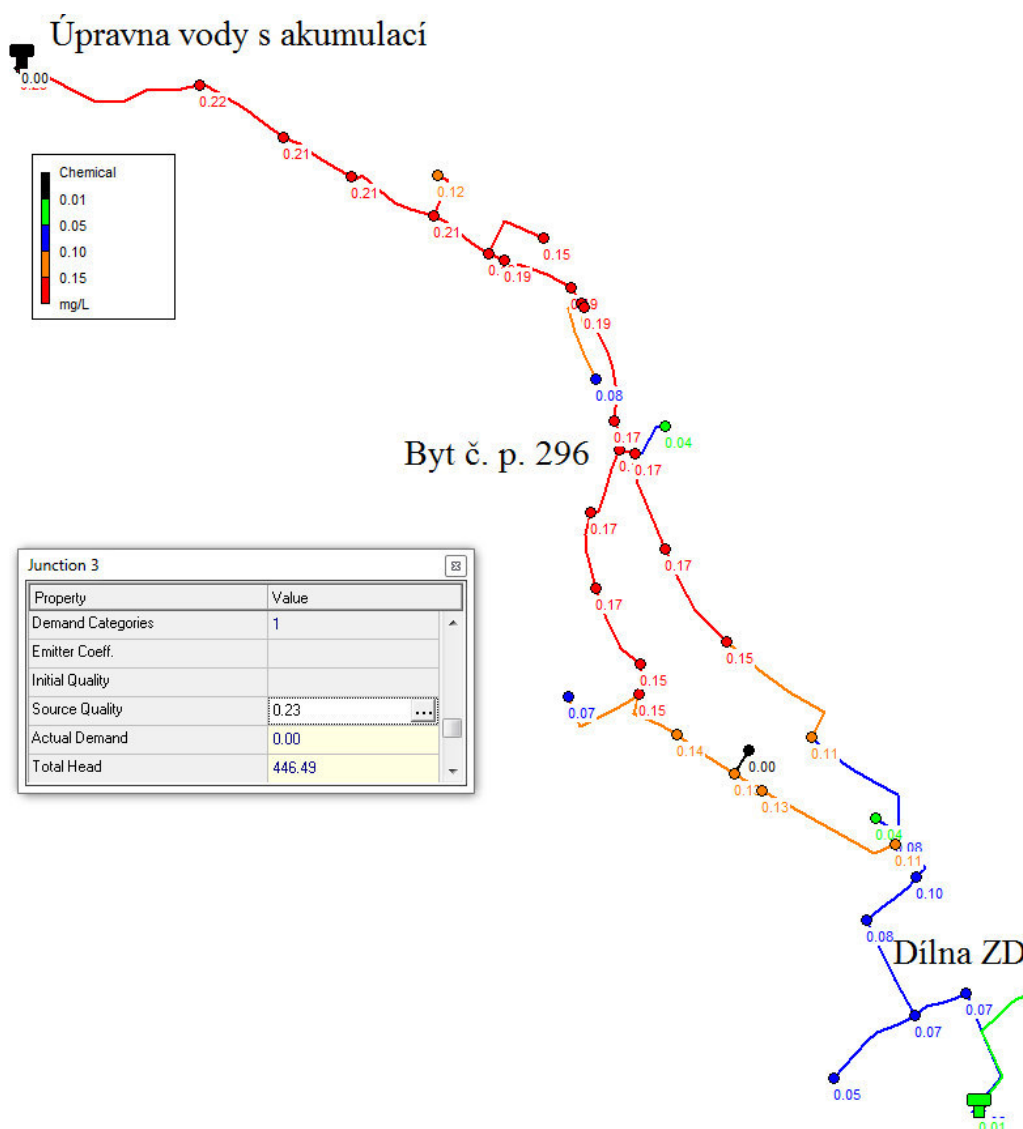
Při zjišťování koeficientu využitím průměru z naměřených hodnot (2. metoda) by bylo vhodné zvážit, zda by z naměřených hodnot neměly být ignorovány extrémní naměřených hodnot, které mohly být způsobeny chybou měření. Tyto extrémní se mohou podílet na výrazném zvýšení, nebo naopak ke snížení hledaného koeficientu.

4.6 STANOVENÍ OPTIMÁLNÍ DÁVKY CHLORU PRO OBEC KATEŘINICE

V obci dochází k častým stížnostem na chlorovou chuť vody. Vnímání chlorové chuti je zcela individuální záležitost a záleží na citlivosti jedince. Dále je chlorová chuť ovlivněna pH vody.

Už studie publikovaná v r. 1973 uvádí chuťový práh chloru pro upravovanou vodu s pH 5 ve výši $0,075 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, s pH 7 ve výši $0,156 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, s pH 9 ve výši $0,45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a pro vodu neupravovanou (pH 5,3) ve výši $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. [10] V Kateřinicích se pH od roku 2010 do roku 2012 pohybovalo v rozmezí od 6,96 do 7,94.

Při průměrné dávce chloru $C = 0,23 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ je koncentrace zbytkového chloru v horní polovině vodovodní sítě v intervalu od $0,22 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ do $0,15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Při požívání vody s tímto rozsahem koncentrace chloru mohou citliví jedinci vnímat chlorovou chuť vody.



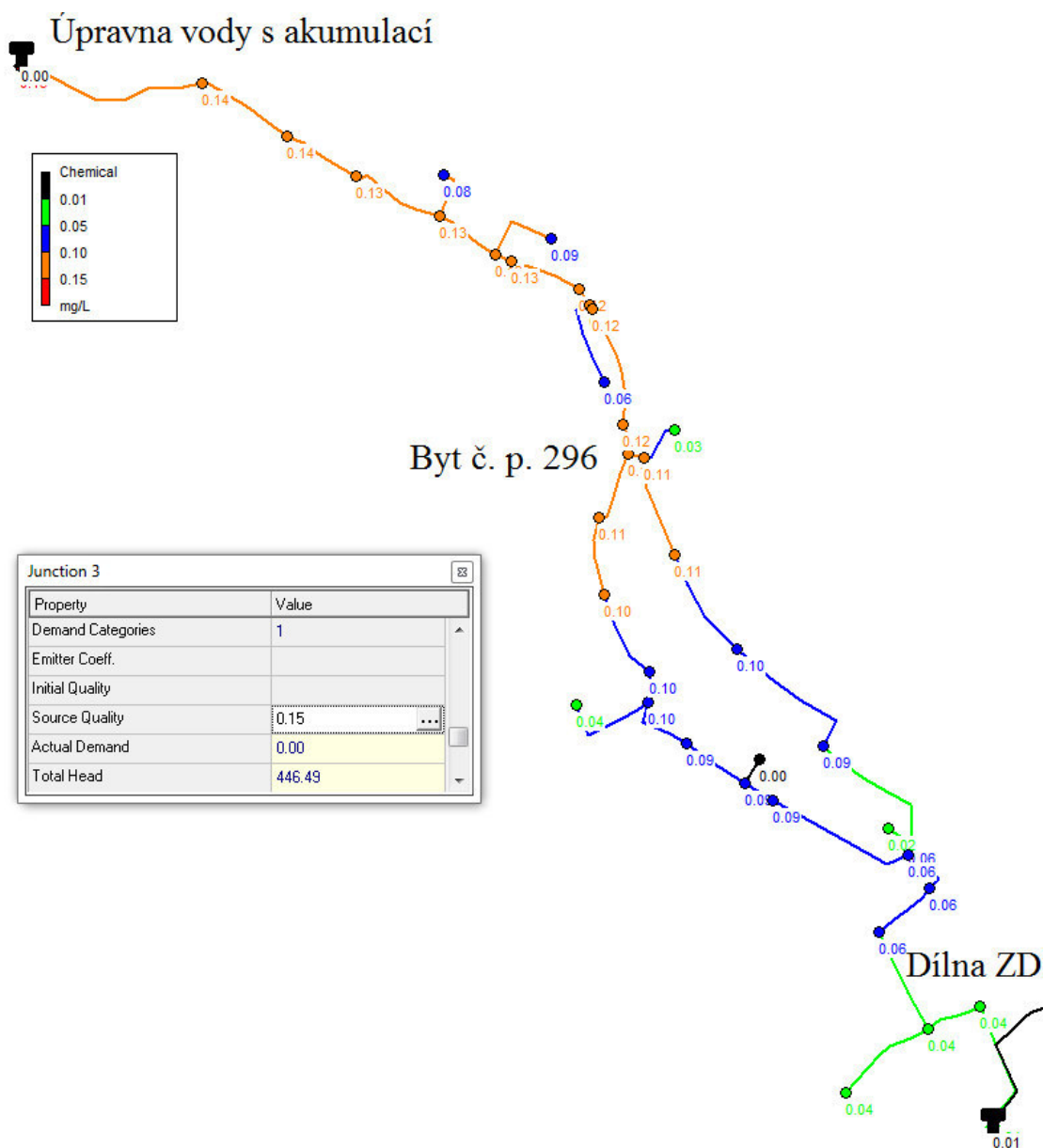
Obr. 4.25 Simulace volného chloru při průměrné dávce chloru $C = 0,23 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Aby již dále nedocházelo k stížnostem na organoleptické závady vody v obci, byla doporučena optimální dávka chloru. Požadavkem od provozovatele vodovodní sítě bylo, aby v síti byl zachován zbytkový chlor o minimální koncentraci $0,04 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Při dávkování koncentrace $0,15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ se bude koncentrace chloru ve vodovodní síti pohybovat v intervalu od $0,14 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ do $0,04 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Při této koncentraci již nemůže docházet k vnímání chlorové chuti vody a také bude dodržen požadavek provozovatele pro minimální hodnotu zbytkového chloru.

Tabulka 4.14 Rozmezí koncentrace chloru ve vodovodní síti při průměrné dávce a při optimální dávce chloru.

Počáteční dávka koncentrace chloru [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	Rozmezí koncentrace chloru ve vodovodní síti [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	
	min	max
0,23	0,07	0,22
0,15	0,04	0,14

Doporučená dávka koncentrace by měla být dále ověřena měřeními na síti, pokud by docházelo v průběhu delšího časového období k poklesu koncentrace pod požadovanou minimální hodnotu, jedná se o signál pro provedení řízeného proplachu.



Obr. 4.26 Simulace volného chloru při optimální dávce chloru $C = 0,15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$

5 VYHODNOCENÍ A ZÁVĚR

Úbytek chloru ve vodovodní síti je závislý na stáří vody a rychlostech proudění vody v síti. Aby se dal určit vztah pro rychlost rozpadu chloru, je nutné mít správně nakalibrovaný hydraulický model, který přesně zobrazuje skutečné rychlosti v síti. Pokud by byly zjištěny nepřesné informace o průměru potrubí, drsnosti atp., hydraulický model, ačkoliv by byl kalibrován, nebude podávat přesné informace o rychlostech v síti, tudíž bude nepřesná i simulace rozpadu volného chloru.

Při simulaci koncentrace chloru bylo zjištěno, že k hledání koeficientů K_b , lze využít dvou metod. První metoda spočívala v hledání koeficientů pro každé měření zvlášť, využitím druhé metody byl reakční koeficient zjištěn pouze pro aritmetický průměr z naměřených hodnot. Jelikož je první metoda pracnější a zdlouhavá, výhodnější je vyžítí druhé metody, která je dostatečně přesná, neboť jak ukázaly výsledky simulace, rozdíly mezi těmito metodami jsou zanedbatelné.

Simulační model se osvědčil jako nástroj pro řešení problematiky koncentrace chloru v systému. Simulace přispěla k porozumění významu vlivu řízeného proplachu na průběh rozpadu chloru.

Dále z výsledků simulace jsou patrné hodnoty koncentrace chloru v jednotlivých úsecích sítě, tyto koncentrace volného chloru na úrovni desetin a setin nestačí k zabránění epidemie, pokud by se do distribučního systému dostala znečištěná voda, jak již bylo vysvětleno v kapitole *Účinek chloru na mikroorganismy v pitné vodě*.

Dlouhodobým výhledem je vize, že by mohlo dojít ke zlepšení situace v Kateřinicích změnou koncentrace chloru ve vodovodním systému. Prostřednictvím modelu lze předpovědět optimální dávku chloru ve vodojemu. Mohlo by dojít ke snížení dávkování, a tím předejít dalším stížnostem na chlorovou chuť vody. Místa s nízkou koncentrací chloru jsou pouze koncové úseky s nulovým nebo minimálním odběrem.

Tato práce posloužila k hlubšímu poznání problematiky chlorování vody, k seznámení s možnými nežádoucími účinky chloru i jeho vlivu na biologickou kontaminaci vody. Předpokladem je, že tato bakalářská práce bude podkladem pro další studium.

6 POUŽITÁ LITERATURA

- [1] Aquion s.r.o. 2015. *SiteFlow* [online]. [cit. 2015-03-26]. Dostupné z: <http://www.aquion.cz/index.php/software/siteflow>
- [2] E. Coli. 2015. *Encyclopadeia Britannica: E. Coli bacteria* [online]. [cit. 2015-05-10]. Dostupné z: <http://www.britannica.com/EBchecked/topic/192351/E-coli>
- [3] *Guidelines for Drinking-water Quality*. Malta by Gutenberg: WHO Graphics, Switzerland, 2011. ISBN 978 92 4 154815 1.
- [4] HAMAN, Michal. Pasport a posouzení technického stavu vodovodní sítě. Brno, 2013. 66 s., 28 s. příl. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Jan Ručka, PhD..
- [5] Home: Projects. 2012. *SMART online WDN: Online security managment and reliability toolkit for water distribution networks* [online]. [cit. 2015-05-07]. Dostupné z: <http://www.smart-onlinewdn.eu/>
- [6] Chlorine in drinking - water. *Background document for development of WHO*. 1996, č. 2. Dostupné z: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/chlorine/en/
- [7] Kapesní kolorimetr POCKET II Testovací sada určená pro analýzu chloru. 2015 *Hach-lange* [online]. [cit. 2015-03-29]. Dostupné z: <http://www.hach-lange.cz/kapesni-kolorimetr-pocket-ii-testovaci-sada-urcena-pro-analyzu-chloru/product?id=24929015570&tab=featured>
- [8] Kateřinice. 2014 *Mapy.cz* [online]. [cit. 2015-02-09]. Dostupné z: <http://mapy.cz/letecka?x=17.8900944&y=49.3834080&z=13&l=0>
- [9] KOVÁŘ, J. *Návrh regulace tlaku a průtoku v soustavě čerpadlo-nádrž*. Brno: 2013, Fakulta strojního inženýrství, Vysoké učení technické v Brne, Vedoucí práce prof. RNDr. Ing. Tomáš Březina, CSc. Disertační práce.
- [10] KOŽÍŠEK, František a Hana JELIGOVÁ. 2010. Výhody a nevýhody zbytkového chloru z hlediska chemického. In: *Pitná voda 2010*. České Budějovice: W&ET Team, s. 47-52. ISBN 978-80-254-6854-8.
- [11] KOŽÍŠEK, František, Jiří KOS a Petr PUMANN. 2006. *Hygienické minimum pro pracovníky ve vodárenství*. Praha.
- [12] KOŽÍŠEK, František. Proč voda s chlorem, proč voda bez chloru?. In: *Pitná voda 2010*. Č. Budějovice: W&ET Team, 2010, s. 6.
- [13] KUČERA, Tomáš. Možná rizika plynoucí z dezinfekce pitné vody Zdroj: <http://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/8568-mozna-rizika-plynouci-z-dezinfekce-pitne-vody>. In: *TZB-info* [online]. 2012 [cit. 2015-01-28]. Dostupné z: <http://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/8568-mozna-rizika-plynouci-z-dezinfekce-pitne-vody>

- [14] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody*. 2., dopl. vyd. Brno: Ardec, 2006, xii, 331 s. ISBN 80-860-2050-9.
- [15] Mathematics in Pharmacokinetics. 2015. *UF Health: College of Pharmacy University of Florida* [online]. [cit. 2015-05-09]. Dostupné z: <http://pharmacy.ufl.edu/files/2013/01/Basic-Pharmacokinetics.pdf>
- [16] MEJTA, V., L. BARTOŠ a V. JANDA. *Fyzikálně-chemická podstata elektrolytické přípravy desinfekčních činidel*. Sborník Pitná voda 2010, s. 119-126, České Budějovice: W&ET Team, 2010. ISBN 9 78-80-254-6854-8.
- [17] MIKE powered by DHI. *MIKE URBAN* [online]. [cit. 2015-03-28]. Dostupné z: <http://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-urban>
- [18] Mikrobiální nezávadnost pitné vody a dezinfekce: Potřebujeme změnu legislativy? 2006. In: *Pitná voda 2006: Pitná voda z údloních nádrží*. České Budějovice: W&ET Team, s. 6. ISBN 80-239-7113-1.
- [19] O obci. 2014. *Obec Kateřinice* [online]. [cit. 2015-02-09]. Dostupné z: <http://www.obeckaterinice.cz/cs/>
- [20] Objectives: Projects. 2012. *SMART online WDN: Online security managment and reliability toolkit for water distribution networks* [online]. [cit. 2015-05-06]. Dostupné z: <http://www.smart-onlinewdn.eu/objectives/>
- [21] OHAR, Z; OSTFELD, A.: Optimal design and operation of booster chloration stations layout in water distribution systems, *Water Research*, Volume 58, 1 July 2014, Pages 209-220, ISSN 0043-1354
- [22] Pipe2014: KYPipe Overwiev. 2014 *Kypipe* [online]. [cit. 2015-03-26]. Dostupné z: <http://www.kypipe.com/kypipe>
- [23] PITTER, Pavel. *Hydrochemie: celost. vysokošk. učebnice pro stud. vys. škol chemickotechnologických oborů*. 2., přeprac. a rozš. vyd. Praha: VŠCHT, 1999, 568 s. Ochrana životního prostředí. ISBN 80-030-0525-6.
- [24] Project outline. 2002. *MICRORISK* [online]. [cit. 2015-05-06]. Dostupné z: http://www.microrisk.com/publish/cat_index_6.shtml
- [25] Project duration. 2002. *MICRORISK* [online]. [cit. 2015-05-07]. Dostupné z: http://www.microrisk.com/publish/cat_index_10.shtml
- [26] Project Sumary. 2011. *TECHNEAU: Technology enabled universal acces to safe water* [online]. [cit. 2015-05-07]. Dostupné z: <http://www.techneau.org/index.php?id=2>
- [27] RÁMEK, Vratislav a Ludvík KOSINA. 1996. *Chemie: obecná a anorganická*. Olomouc: FIN. ISBN 80-7182-003-2.
- [28] Relation to EU policy. 2003. *MICRORISK* [online]. [cit. 2015-05-06]. Dostupné z: http://www.microrisk.com/publish/cat_index_8.shtml

- [29] ŘÍHA, J., 1997: Matematické modelování hydrodynamických a disperzních jevů, Brno, 1997, Vysoké učení technické v Brně, ISBN 80-214-0827-8
- [30] ROSSMAN, A. L., 2000: EPANET 2 Users Manual, United States Enviromental Protection Agency US E.P.A., USA, 9/2000
- [31] RUČKA, J.; KOVÁŘ, J. Řízené proplachy vodovodních sítí. In *Provoz vodovodů a kanalizací 2014*. SOVAK - sdružení oboru vodovodů a kanalizací. Líbeznice, ČR: Medim, spol. s.r.o, 2014. s. 105-109. ISBN: 978-80-87140-36-9.
- [32] SUCHÁČEK, Tomáš. *Hydraulická analýza vodovodního systému malého spotřebiště*. Brno, 2013. 74 s., 2 s. příl. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Jan Ručka, Ph.D.
- [33] ŠAŠEK, Jaroslav. Výhody a nevýhody zbytkového chloru z hlediska mikrobiologického. In: *Pitná voda 2010*. Č. Budějovice: W&ET Team, 2010, s. 6.
- [34] TUHOVČÁK, Ladislav, Pavel ADLER, Tomáš KUČERA a Jaroslav RACLAVSKÝ. *Vodárenství: doprava vody*. Brno, 2006. Studijní opory. Vysoké učení technické v Brně.
- [35] TUHOVČÁK, Ladislav, Pavel ADLER, Tomáš KUČERA a Jaroslav RACLAVSKÝ. *Vodárenství: úprava vody*. Brno, 2006. Studijní opory. Vysoké učení technické v brně.
- [36] VOSTRČIL, Josef a Ladislav TUHOVČÁK. 1999. *Vodárenské systémy: WAQUAL. Vývoj metod a řízení vodohospodářských a dopravních systémů*. s. 35.
- [37] Vyhláška č. 252/2004 Sb. (ve smyslu vyhlášky č. 187/2005 Sb.), kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.
- [38] *Water quality & treatment*. United States of America: McGraw-Hill, 1999. ISBN 0-07-001659-3.
- [39] Zimescience. 2013. *Is evolution predictable? Research shows specialization isn't that special after all* [online]. [cit. 2015-05-10]. Dostupné z: <http://www.zmescience.com/medicine/genetic/evolution-predictable-specialization/>
- [40] ŽITNÝ, Tomáš. Praktické zkušenosti provozovatele vodovodu s ukončením chemické dezinfekce. In: *Vodovod.info* [online]. 2014, 23.10.2014 [cit. 2015-01-28]. Dostupné z: <http://www.vodovod.info/index.php/clanky/vodarenstvi/273-prakticke-zkusenosti-provozovatele-vodovodu-s-ukoncovanim-chemicke-dezinfekce>

SEZNAM TABULEK

Tabulka 2.1	Horní a dolní tlakové pásmo.....	10
Tabulka 3.1	Hodnoty mikrobiální inaktivace pro log 2 při 5°C pro pH ∈ (6, 9) ...	37
Tabulka 3.2	Doba působení volného chloru o koncentraci 1,0 mg·l ⁻¹ , pH = 7,5 a teplota t = 25°C [32]	37
Tabulka 4.1	Hodnoty naměřených koncentrací volného chloru	45
Tabulka 4.2	Rozdělení naměřených hodnot koncentrace volného chloru dle využití pro kalibraci a verifikaci z období po proplachu.....	46
Tabulka 4.3	Výsledky simulace kalibrace modelu z období před řízeným proplachem	53
Tabulka 4.4	Kalibrace dle dílčích metod měření.....	57
Tabulka 4.5	Výstup z EPANETU, vypočtené hodnoty dle průměru z hodnot dílčích měření (2. metoda).....	58
Tabulka 4.6	Porovnání výsledků výpočtu kalibrace dle dílčích měření (1. metoda) a dle průměru z naměřených hodnot (2. metoda).....	58
Tabulka 4.7	Verifikace dle 1. metody pro $K_b = -1,91 \text{ den}^{-1}$	62
Tabulka 4.8	Verifikace dle 1. metody, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$	63
Tabulka 4.9	Výsledky verifikace dle druhé metody s použitím koeficientu získaných kalibrací dle jednotlivých metod	64
Tabulka 4.10	Porovnání výsledku verifikace dle 1. a 2. metody pro $K_b = -1,91 \text{ den}^{-1}$	64
Tabulka 4.11	Porovnání výsledku verifikace dle 1. a 2. metody pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$	64
Tabulka 4.12	Souhrnná tabulka výsledků kalibrace	67
Tabulka 4.13	Souhrnná tabulka výsledků verifikace po řízeném proplachu.....	67
Tabulka 4.14	Rozmezí koncentrace chloru ve vodovodní síti při průměrné dávce a při optimální dávce chloru.	69

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 2.1	Obec Kateřinice [8]	7
Obr. 2.2	Sběrné studny, bývalá dávkovací stanice chloru	8
Obr. 2.3	Sběrná studna.....	8
Obr. 2.4	Úpravna vody v Kateřinicích, barel s chlornanem sodným.....	9
Obr. 2.5	Pohled na horní tlakové pásmo.....	9
Obr. 2.6	Schéma vodovodní sítě s vyznačenými nadmořskými výškami v uzlech a dimenzi potrubí.....	10
Obr. 2.7	Průběh spotřeby vody bez ohledu na pracovní či nepracovní dny [32].....	11
Obr. 2.8	Přehledná mapa rychlostí při referenčním průtoku [32]	13
Obr. 3.1	Křivka poklesu koncentrace reaktantu v závislosti na čase [15]	18
Obr. 3.2	Lineární závislost koncentrace reaktantu na čase [15]	19
Obr. 3.3	Míchací modely ve vodojemu [30]	23
Obr. 3.4	Reakční zóny v potrubí [30]	24
Obr. 3.5	Parametry koeficientu objemové reakce [30]	25
Obr. 3.6	Chlorační křivka v přítomnosti amoniaku [14].....	32
Obr. 3.7	Chlorační křivka v nepřítomnosti amoniaku [14].....	33
Obr. 3.8	Escherichia coli [2,39]	34
Obr. 3.9	Dezinfekční účinnost chloru a jeho sloučenin [11]	36
Obr. 3.10	Technické údaje měřicího přístroje HACH lange [7]	40
Obr. 3.11	Měřicí přístroj HACH lange a kyveta [7]	41
Obr. 4.1	Obec Kateřinice s vyznačenými odběrnými místy	42
Obr. 4.2	Zápisový list z měření volného chloru v obci Kateřinice, období 9. 9. 2013 - 4. 11. 2013	43
Obr. 4.3	Zápisový list z měření volného chloru v obci Kateřinice, období 16. 11. 2013 - 9. 1. 2014	44
Obr. 4.4	Matematický model s vyznačenými odběrnými místy	48

Obr. 4.5	Prostředí programu EPANET 2.0	48
Obr. 4.6	Simulaci dne 17. 10. 2013.....	49
Obr. 4.7	Vizualizace simulace koncentrace chloru se vstupní naměřenou koncentrací chloru dne 17. 10. 2013	50
Obr. 4.8	Ukázka datového souboru, měření 17. 10. 2013.....	50
Obr. 4.9	Kalibrační zpráva - kalibrační statistika měření 17. 10. 2013	51
Obr. 4.10	Korelace měřených a simulovaných hodnot, měření 17. 10. 2013.....	51
Obr. 4.11	Metoda nejmenších čtverců	52
Obr. 4.12	Kalibrační statistika, období před řízeným proplachem	53
Obr. 4.13	Korelace měřených a simulovaných hodnot, období před řízeným proplachem.....	53
Obr. 4.14	Sloupcový graf porovnání koncentrací naměřených a vypočtených, období před řízeným proplachem	54
Obr. 4.15	Kalibrace modelu před řízeným proplachem, $K_b = -6,05 \text{ den}^{-1}$	55
Obr. 4.16	Datový soubor s průměry z měřených hodnot z období 15. 10. 2013 - 6. 12. 2013	58
Obr. 4.17	Kalibrace modelu po řízeném proplachu dle průměru hodnot dílčích měření (2. metoda), $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$	59
Obr. 4.18	Kalibrační statistika výsledku simulace dle průměru hodnot dílčích měření (2. metoda).....	60
Obr. 4.19	Korelace měřených a simulovaných hodnot	60
Obr. 4.20	Sloupcový graf porovnání koncentrací naměřených a vypočtených	61
Obr. 4.21	Verifikace modelu dle druhé metody, $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$	65
Obr. 4.22	Kalibrační statistika výsledku simulace při verifikaci dle druhé metody, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$	66
Obr. 4.23	Korelace měřených a simulovaných hodnot při verifikaci, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$	66
Obr. 4.24	Sloupcový graf porovnání koncentrací naměřených a vypočtených, při verifikaci, pro $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$	66
Obr. 4.25	Simulace volného chloru při průměrné dávce chloru $c = 0,23 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	68
Obr. 4.26	Simulace volného chloru při optimální dávce chloru $c = 0,15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	70

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

A.....	plocha [mm ²]
BZ.....	bod zvratu
C.....	koncentrace [mg·l ⁻¹]
C ₀	koncentrace v čase 0 [mg·l ⁻¹]
C _t	koncentrace v čase t [mg·l ⁻¹]
C _L	limitní koncentrace [mg·l ⁻¹]
Cm(Cl).....	koncentrace zbytkového aktivního chloru [mg·l ⁻¹]
Ct.....	faktor dezinfekčních činidel na bázi chloru
ČR	Česká Republika
d.....	průměr [mm]
DBP.....	disinfection by-products (vedlejší produkty dezinfekce)
D(Cl).....	dávka chloru [mg·l ⁻¹]
dc/dt.....	změna koncentrace za čas [mg·l ⁻¹ ·den ⁻¹]
D-W.....	Darcy-Weisbach
DN	jmenovitá světlost
DTP	dolní tlakové pásmo
e.....	drsnost dle D-W [mm]
EU	Evropská unie
F.....	součinitel drsnosti stěnové reakce [mg·l ⁻¹ ·den ⁻¹]
GIS.....	geografický informační systém
HTP	horní tlakové pásmo
CHSK	chemická spotřeba kyslíku
k.....	spec. koeficient vyjadřující druh mikroorganismů a podmínky
K.....	reakční koeficient (rychlostní konstanta, <i>reaction rate coefficient</i>) [den ⁻¹]

K_b	objemový reakční koeficient (rychlostní konstanta, <i>reaction rate coefficient</i>) [den^{-1}]
K_w	stěnový reakční koeficient (<i>wall reaction rate coefficient</i>) [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$] pro 0-řád, [$\text{m}\cdot\text{den}^{-1}$] pro 1-řád
N	koeficient zředění [-]
n	reakční řád [-]
NOM.....	natural organic matter (přírodní organické látky)
PVC	polyvinylchlorid
PRV	pressure reduce valve (tlakový redukční ventil)
Q	objemové průtočné množství [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$]
R	rychlost reakce (míra reakce, <i>reaction rate</i>) [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$]
RMS error.....	root mean square error (směrodatná odchylka)
S-JTSK	systém jednotné trigonometrické sítě katastrální
SMaRT.....	security managment and reliability toolkit
SWMM	storm water management model
t	čas [den, min]
TECHNEAU.....	technology enabled universal access to safe water
THM	trihalogenmethan
ÚV.....	úpravna vody
V	objem [mm^3]
VDJ	vodojem
WDN.....	water distribution network
WMS	webové mapové služby
ZD.....	dílna zemědělského družstva

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha A - Simulace koncentrace volného chloru před řízeným proplachem,
 $K_b = - 6,05 \text{ den}^{-1}$

Příloha B - Simulace koncentrace volného chloru po řízeném proplachem,
 $K_b = - 1,85 \text{ den}^{-1}$

Příloha C - Simulace optimální koncentrace volného chloru v Kateřinicích,
 $K_b = -1,85 \text{ den}^{-1}$

SUMMARY

The availability of measuring precise data of a chlorine concentration in water and the complaints of residents of the village of Kateřinice about organoleptic defects of local water, especially the taste of chlorine in the water, were the main impulses for this research paper.

The paper consists of an assessment of its goals, a research of completed projects dealing with the topic of the quality of water and a description of the locality for which the simulation model was made. The thesis also describes the existing distribution network of the village and a construction of a hydraulic model which was necessary for the simulation model. Besides, the paper also includes a brief introduction to the topic of mathematic modelling in the field of water quality. Furthermore, the chemical element of chlorine is analysed in the paper, both from the chemical point of view and in terms of its use in the water industry. In addition, the EPANET 2.0 software tool, which was used for simulating of the free chlorine concentration, was described in detail.

The most important part of the paper is the description of the construction of the simulation model for the village of Kateřinice. It consisted in the search of bulk reaction rate coefficients. The model was calibrated and subsequently verified in order that the calculated values correspond to the actual measured data. In the end of the paper, the calculated data and the results of the simulation are described and the resultant bulk reaction coefficients of the chlorine decay rate are stated. The optimal chlorine concentration for the village water supply was determined, as well as the influence of controlled flushing on the concentration of free chlorine in the water supply network.

The long-term goal is to improve organoleptic properties of water in the village of Kateřinice. There were multiple complaints of village's residents about the taste of chlorine in the water. By means of the simulation model, the optimal dose of chlorine in the water reservoir can be determined. That should lead to reduction of the chlorine dosage and consequently prevent further complaints about the taste of chlorine in the water.