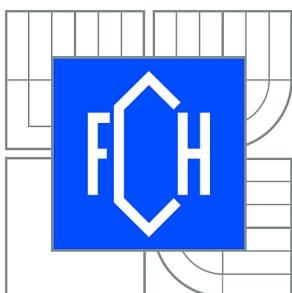




VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF
ENVIRONMENTAL PROTECTION

POROVNÁNÍ SEPARAČNÍ ÚČINNOSTI V JEDNOTLIVÝCH STUPNÍCH TECHNOLOGICKÉ LINKY ÚPRAVY PITNÉ VODY

THE COMPARISON OF SEPARATING EFFICIENCY IN THE INDIVIDUAL DEGREES OF
TECHNOLOGICAL LINE IN DRINKING WATER TREATMENT

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. HELENA ŠÍPKOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Mgr. MARTINA REPKOVÁ, Ph.D.

BRNO 2015



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání diplomové práce

Číslo diplomové práce: **FCH-DIP0886/2014** Akademický rok: **2014/2015**
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí
Student(ka): **Bc. Helena Šípková**
Studijní program: Chemie a technologie ochrany životního prostředí (N2805)
Studijní obor: Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805T002)
Vedoucí práce **Mgr. Martina Repková, Ph.D.**
Konzultanti:

Název diplomové práce:

Porovnání separační účinnosti v jednotlivých stupních technologické linky úpravy pitné vody

Zadání diplomové práce:

1. Zpracování literární rešerše zaměřené na popis vybraných ukazatelů (biologických i chemických) při úpravě pitné vody a na metody jejich stanovení
2. Výběr vhodných ukazatelů v jednotlivých stupních úpravy Švařec.
3. Porovnání separační účinnosti v jednotlivých stupních technologické linky úpravy pitné vody.
4. Přehledné zpracování a interpretace získaných výsledků, porovnání s publikovanými daty.

Termín odevzdání diplomové práce: 11.5.2015

Diplomová práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu diplomové práce. Toto zadání je přílohou diplomové práce.

Bc. Helena Šípková
Student(ka)

Mgr. Martina Repková, Ph.D.
Vedoucí práce

prof. RNDr. Milada Vávrová, CSc.
Ředitel ústavu

V Brně, dne 30.1.2015

prof. Ing. Martin Weiter, Ph.D.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Tato diplomová práce je zaměřena na technologické procesy probíhající během úpravy pitné vody. Hlavní důraz je kladen na sledování ukazatelů, které indikují přítomnost organických látek ve vodě a informují o biologické stabilitě upravované vody. Praktická část je soustředěna na porovnávání separační účinnosti jednotlivých technologických procesů úpravy pitné vody monitorováním parametrů chemická spotřeba kyslíku manganistanem, absorbance měřená při 254 nm, biosestonu, kultivovatelných mikroorganismů a asimilovatelného organického uhlíku.

ABSTRACT

This thesis is focused on technological processes during drinking water treatment. The emphasis is put on monitoring indicators of organic substances present in water and indicators of the biological stability of treated water. The experimental part is focused on the comparison of separation efficiency of drinking water treatment technological processes by monitoring of chemical oxygen demand, absorbance measured at 254 nm, bioseston, culturable microorganisms and assimilable organic carbon.

Klíčová slova

Úprava pitné vody, indikátory organického znečištění, biologická stabilita vody, asimilovatelný organický uhlík.

Keywords

Drinking water treatment, indicators of organic pollution, biological stability of water, assimilable organic carbon.

ŠÍPKOVÁ, H. *Porovnání separační účinnosti v jednotlivých stupních technologické linky úpravy pitné vody*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2015. 59 s. Vedoucí diplomové práce Mgr. Martina Repková, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje byly správně a úplně citovány. Diplomová práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího diplomové práce a děkana FCH VUT.

.....
podpis studenta

PODĚKOVÁNÍ:

Děkuji Mgr. Martině Repkové, Ph.D. za vedení, vstřícnost a ochotu pomoci při zpracování této práce. Dále děkuji RNDr. Daně Baudišové, Ph.D. za konzultaci a cenné rady při zavádění analýzy asimilovatelného organického uhlíku do praxe. Zaměstnavateli Brněnské vodárny a kanalizace, a.s. děkuji za možnost provedení experimentální části v ÚV Švařec. Také děkuji doc. Ing. Petru Dolejšovi, CSc. a mnoha dalším za pomoc při řešení dílčích problémů.

Obsah

1 Úvod.....	7
2 Teoretická část	8
2.1 Vodní zdroje.....	8
2.1.1 Podzemní vody	8
2.1.2 Povrchové vody	8
2.1.3 Výběr vhodného zdroje	8
2.2 Technologické procesy při úpravě vod	9
2.3 Vírský oblastní vodovod	10
2.3.1 Zdroj surové vody – vodní dílo Vír I.....	10
2.3.2 Úpravna vody Švařec.....	11
2.3.3 Úpravna vody Švařec – technologická linka	12
2.4 Biologická stabilita pitné vody	20
2.5 Sledované parametry během úpravárenského procesu	21
2.5.1 Chemická spotřeba kyslíku manganistanem.....	21
2.5.2 Absorbance měřená při 254 nm.....	21
2.5.3 Mikroskopický obraz	21
2.5.4 Kultivovatelné mikroorganismy při 22 °C a 36 °C	23
2.5.5 Asimilovatelný organický uhlík	23
3 Experimentální část.....	27
3.1 Odběr vzorků	27
3.1.1 Vzorkovnice.....	27
3.1.2 Postup odběru	28
3.2 Chemická spotřeba kyslíku manganistanem	28
3.2.1 Podstata zkoušky	28
3.2.2 Přístroje, zařízení, pomůcky	28
3.2.3 Chemikálie.....	28
3.2.4 Pracovní postup	29
3.3 Absorbance měřená při 254 nm	29
3.3.1 Podstata zkoušky	29
3.3.2 Přístroje, zařízení, pomůcky	29
3.3.3 Chemikálie.....	29
3.3.4 Pracovní postup	29
3.4 Mikroskopický obraz – stanovení biosestonu.....	29
3.4.1 Podstata zkoušky	29
3.4.2 Přístroje, zařízení, pomůcky	29
3.4.3 Chemikálie.....	29
3.4.4 Pracovní postup	30
3.5 Kultivovatelné mikroorganismy	30

3.5.1	Podstata zkoušky	30
3.5.2	Přístroje, zařízení, pomůcky	30
3.5.3	Chemikálie a média	30
3.5.4	Pracovní postup	31
3.6	Asimilovatelný organický uhlík.....	31
3.6.1	Podstata zkoušky	31
3.6.2	Chemikálie a média	32
3.6.3	Přístroje a pomůcky	33
3.6.4	Preanalytické přípravy	33
3.6.5	Vlastní analýza	34
3.6.6	Výpočty a vyjadřování výsledků	35
3.7	Výsledky a diskuze	35
3.7.1	CHSK _{Mn} a A ₂₅₄	35
3.7.2	Bioseston	38
3.7.3	Kultivovatelné mikroorganismy	41
3.7.4	AOC.....	43
3.7.5	Porovnání jednotlivých technologických procesů	46
4	Závěr	48
5	Seznam použité literatury	49
6	Seznam použitých zkratk	58
7	Seznam příloh	59

1 ÚVOD

V posledních letech se do popředí zájmu dostávají analýzy, které podávají informaci o obsahu biodegradabilních organických látek a možnosti sekundárního pomnožení mikroorganismů v pitné vodě. Pitná voda, která neumožňuje pomnožení mikroorganismů ani při minimálních zbytkových koncentracích dezinfekčních činidel, se označuje jako voda biologicky stabilní. Mimo oblasti s vysokým obsahem huminových látek ve vodách se biologická stabilita vody sleduje především pomocí analýz různých forem biologicky snadno rozložitelného organického uhlíku – asimilovatelného organického uhlíku (AOC) a biologicky degradabilního organického uhlíku (BDOC). I když oba parametry jsou mírou koncentrace organického substrátu pro mikroorganismy, každý popisuje jinou část biologicky degradabilních sloučenin. Pomnožení mikroflóry v pitné vodě přináší nemalé problémy. Omezení sekundárního růstu v distribučních systémech se často řeší udržováním určité koncentrace dezinfekčních činidel a ne odstraněním prvotní příčiny – zdrojů živin pro růst a rozvoj mikroorganismů. Některé státy eliminují sekundární růst snížením obsahu snadno dostupných organických látek a provozují distribuční sítě bez zbytkové koncentrace dezinfekčního činidla.

Úpravna vody Švařec (ÚV) zásobuje pitnou vodou město Brno, část kraje Brno - venkov a kraje Vysočina. Po zavedení do provozu byla úpravna provozována jako jednostupňová a od roku 2006 byl zařazen druhý stupeň úpravy. Celý technologický proces je monitorován a jsou sledovány parametry vycházející z legislativních a provozních požadavků. Z ukazatelů, které indikují přítomnost organických látek, se běžně stanovují chemická spotřeba kyslíku manganistanem (CHSK_{Mn}), absorbance při 254 nm (A_{254}) a kultivovatelné mikroorganismy. Biologicky dostupné organické látky nejsou dosud rutinně sledovány.

Tato práce se věnuje porovnávání separační účinnosti jednotlivých stupňů technologických procesů úpravy pitné vody v ÚV Švařec a je zaměřena na přítomnost indikátorů organických látek v upravované vodě a biologickou stabilitu této vody. Pro určení biologické stability vody bylo zavedeno stanovení AOC pomocí referenčního kmene *Pseudomonas fluorescens* (P17).

2 TEORETICKÁ ČÁST

Dostatek kvalitní pitné vody je v důsledku znečišťování životního prostředí celosvětovým problémem. Na jedné straně je uplatňována snaha chránit vodní zdroje a na straně druhé se neustále vyvíjí úpravárenské technologie, které jsou schopny upravit nevyhovující vodu na vodu pitnou. Během úpravárenského procesu je věnována přiměřená pozornost kontrole jakosti upravované vody ve všech technologických stupních a dále je pitná voda sledována při distribuci až k samotnému spotřebiteli [1]. Pitná voda odcházející z úpraven vody bývá hygienicky zabezpečená – dezinfikovaná. Cestou ke spotřebiteli klesá v pitné vodě obsah dezinfekčních činidel. Pokud dojde ke snížení těchto činidel pod určitou hranici a voda navíc obsahuje dostatek živin (především organický uhlík), může dojít k sekundárnímu pomnožení mikroflóry a tím ke zvýšenému hygienickému riziku. Proto je snahou zajistit jak požadovanou jakost pitné vody, tak odstranění organických a anorganických látek, které mohou sloužit jako zdroj energie pro rozvoj organismů ve vodě [2,3]. Volba vhodných technologií při úpravě vody na vodu pitnou je v první řadě závislá na kvalitě vodního zdroje.

2.1 Vodní zdroje

2.1.1 Podzemní vody

Podzemní vody jsou ve srovnání s povrchovými vodami obecně mineralizovanější a mají méně rozkolísané fyzikálně chemické parametry. Kyslík je buď v podzemních vodách nepřítomen, nebo pouze v minimálních koncentracích. Obsah organických látek je nižší, organismy jsou většinou nepřítomny. Chemické složení podzemních vod závisí hlavně na horninovém prostředí, s kterým jsou tyto vody ve styku. Z anorganických látek jsou často zastoupeny vápenaté, hořečnaté, železnaté a manganaté ionty, sodné, draselné a amonné ionty, hydrogenuhličitan, sloučeniny síry, chloridy, dusitany a dusičnany a někdy také fluoridy a fosforečnany. Z hlediska úpravy vody jsou důležité železnaté a manganaté ionty, agresivní oxid uhličitý, radioaktivní radon a zvýšená hodnota objemové α -aktivity [1,4].

Podzemní vody jsou jako vodní zdroje často využívány bez úpravy nebo s pouhou dezinfekcí. Při výskytu rozpuštěných plynů, radonu je zařazeno provzdušňování. V případě vyšších koncentrací manganu a železa jsou zavedeny technologické kroky vedoucí k jejich odstranění např. oxidace a filtrace [1,4].

2.1.2 Povrchové vody

V porovnání s podzemními vodami mají povrchové vody proměnlivější teplotu, větší množství kyslíku (neplatí pro velmi znečištěné vody), nižší mineralizaci, malý obsah oxidu uhličitého a obsahují vyšší koncentrace organických látek rozmanitého původu. Chemické složky se většinou vyskytují v oxidované formě, proto mají povrchové vody nízkou koncentraci hydrolyzujících kovů, hlavně železa a manganu. Také mikrobiologické a biologické oživení je podstatně větší a rozmanitější [1,4].

Jakost povrchových vod je závislá na mnoha faktorech jak přirozených (klima, podloží, sesuvy půdy), tak antropogenních. Hodnocení jakosti vody je sledováno pomocí chemických, fyzikálních a biologických ukazatelů, které se souhrnně nazývají ukazatele jakosti vody [1,4].

2.1.3 Výběr vhodného zdroje

Voda určená pro úpravu na pitnou vodu je označována jako voda surová a její jakost je vymezena vyhláškou Ministerstva zemědělství [5,6]. Podle limitních hodnot požadovaných

ukazatelů je surová voda rozdělena do kategorií A1, A2 a A3. Nový zdroj surové vody je zařazen na základě vyhodnocení ukazatelů jakosti surové vody s minimální četností dvanácti vzorků v průběhu dvou let a stávající kategorie surových vod se upřesňují každý rok podle výsledků prováděných rozborů v rámci plánů kontroly. Pro jednotlivé kategorie surové vody jsou ve vyhlášce uvedené standardní metody úpravy vody (Tabulka 1) [4-6].

Tabulka 1: Typy úprav pro jednotlivé kategorie surové vody [6]

Kategorie	Typy úprav
A1	Úprava surové vody s koncovou dezinfekcí, pro odstranění sloučenin a prvků, které mohou mít vliv na její další použití a to zvláště snížení agresivity vůči materiálům rozvodného systému včetně domovních instalací (chemické nebo mechanické odkyselení), dále odstranění pachu a plyných složek provzdušňováním. Prostá filtrace pro odstranění nerozpuštěných látek a zvýšení jakosti.
A2	Surová voda vyžaduje jednodušší úpravu, např. koagulační filtrace, jednostupňové odželezňování, odmanganování nebo infiltrace, pomalou biologickou filtrace, úpravu v horninovém prostředí a to vše s koncovou dezinfekcí. Pro zlepšení vlastností je vhodná stabilizace vody.
A3	Úprava surové vody vyžaduje dvou či víceúrovňovou úpravu čiřením, oxidací, odželezňováním a odmanganováním s koncovou dezinfekcí, popř. jejich kombinací. Mezi další vhodné procesy se řadí např. využívání ozónu, aktivního uhlí, pomocných flokulantů, flotace. Ekonomicky náročnější postupy technicky zdůvodněné (např. sorpce na speciálních materiálech, iontová výměna, membránové postupy) se použijí mimořádně.
vyšší koncentrace než jsou uvedeny pro kategorii A3	Vodu této jakosti lze výjimečně odebírat pro výrobu pitné vody s udělením výjimky příslušným krajským úřadem. Pro úpravu na vodu pitnou se musí použít technologicky náročné postupy spočívající v kombinaci typů úprav uvedených pro kategorii A3, přičemž je nutné zajistit stabilní kvalitu vyráběné pitné vody. Přednostním řešením v těchto případech je však eliminace příčin znečištění anebo vyhledání nového zdroje vody.

Při výběru mezi několika možnými vodními zdroji je třeba zohlednit jakost surové vody, investiční a provozní náklady na technologie úpravy a na dopravu vody. Jako nejvhodnější se jeví podzemní vody s jakostí vyhovující nebo blízké vodě pitné a povrchové vody z horních toků řek a vodárenských nádrží [1,4].

2.2 Technologické procesy při úpravě vod

Cílem technologickým procesů při úpravě vod na vodu pitnou je dosažení takových parametrů, které odpovídají legislativním požadavkům na pitnou vodu [7] a požadavkům na vodu dopravovanou potrubím [8]. K dispozici jsou mnohé úpravárenské technologie, jejich volba, jak už bylo uvedeno v předcházejícím textu, záleží na kvalitě surové vody a dostupnosti metody. Obecně můžeme na technologické procesy pohlížet ze dvou základních hledisek. A to z hlediska povahy procesu a podle charakteru separovaných látek [1,4].

Podle povahy lze procesy rozdělit na:

- fyzikální – adsorpce a desorpce, sedimentace, filtrace
- chemické – srážení látek, oxidační reakce
- fyzikálně chemické – chemisorpce, hydrolyza koagulantu, membránové procesy
- biochemické – odstraňování dusíkatých a organických látek

Podle charakteru separovaných látek lze procesy rozdělit na:

- mechanické, kdy jsou odstraňovány suspendované látky – sedimentace, flotace, filtrace
- chemické, které eliminují koloidní látky – vločkování
- fyzikálně chemické a biologické, které jsou používány na odstranění rozpuštěných anorganických a organických látek – srážení, výměna iontů, adsorpce, oxidace, biologická úprava

2.3 Vířský oblastní vodovod

Úpravna vody Švařec je součástí Vířského oblastního vodovodu (VOV), který zásobuje vodou město Brno, část kraje Brno - venkov a kraje Vysočina (viz Příloha 1). Původně bylo Brno zásobováno podzemní vodou z Březové nad Svitavou a upravovanou vodou z řeky Svratky z úpravny vody Brno - Pisárky. V minulém století však došlo k výraznému nárůstu spotřeby vody a zároveň významně klesala kvalita surové vody v řece Svratce. Proto byla zahájena příprava nového oblastního vodovodu, jehož stavba začala v roce 1988. Přivedení vody ze Švařce do Brna bylo dokončeno v roce 2000 a do trvalého provozu byla úpravna uvedena v roce 2002. Voda z ÚV Švařec je po trase přivaděče VOV dodávána do obcí Švařec, Štěpánov nad Svratkou, Chlébské, Černvír, do městysu Doubravník, do obcí Štěpánovice, Dolní Loučky, Újezd u Tišnova a Kaly. V malé míře je voda přiváděna do vodojemu Květnice pro Tišnov a Malhostovic. Dále voda přitéká do vodojemu Čebín, kde je míchána s větším dílem podzemní vody přivedené II. březovským přivaděčem, poměr míchání je asi 1 : 9. Smíchaná voda je přiváděna do hlavní části Brněnské vodárenské soustavy a představuje asi 75 % celkového množství spotřebované vody v této soustavě. Zbytek přitéká odděleně I. březovským vodovodem do vodojemu Holé hory II v Brně na Lesné [9].

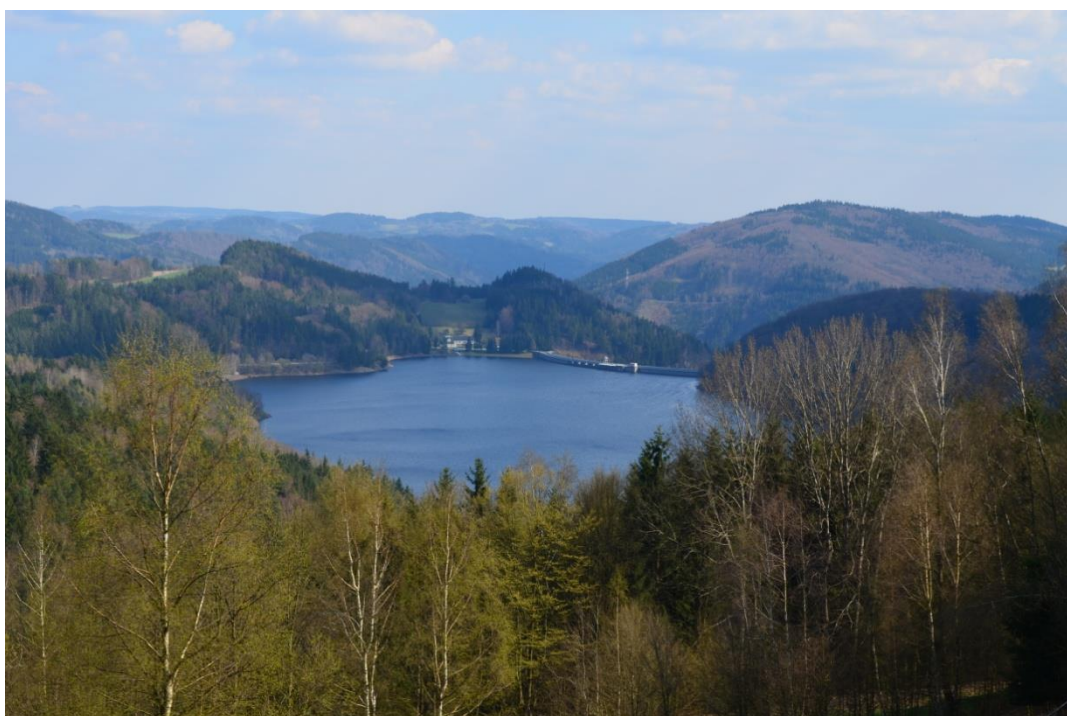
2.3.1 Zdroj surové vody – vodní dílo Víř I

Zdrojem surové vody VOV je nádrž Víř na řece Svratce. Toto vodní dílo bylo uvedeno do provozu v roce 1957 a mimo akumulace vody pro vodárenské odběry slouží pro energetické účely, zlepšení průtoků pro závlahy pod Brnem, snížení povodňových průtoků a zajištění minimálních průtoků. Hráz nádrže je betonová gravitační, celkový objem nádrže je přibližně $56 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Nádrž má vyhlášená pásma hygienické ochrany, je zdrojem vody pro již zmíněnou úpravnu ve Švařci a také pro úpravnu vody v obci Víř, která zásobuje pitnou vodou blízké okolí (oblast Bystřice nad Pernštejnem – Nové Město na Moravě – Žďár nad Sázavou) [10,11].

Odběrné zařízení je umístěno na návodní straně hráze a umožňuje odběr surové vody ve třech výškových úrovních 451, 436 a 418 m n. m. Tyto úrovně přibližně odpovídají hloubkám 10, 30 a 50 m od maximální výšky hladiny. Volba odběrového horizontu se řídí kvalitou vody v příslušné hloubce. Z odběrného zařízení je surová voda vedena do odběrné komory v oddělené části vývaru pod hrází, dále pokračuje potrubím k portálu štoly surové vody ve Vířu a potom do tlakové štoly, která měří necelých 5 km a končí v obci Koroužné [12].

V současnosti patří vírská přehrada mezi eutrofní nádrže. V posledních letech dochází k téměř pravidelnému rozvoji sinic s tvorbou vodního květu. Mezi dominanty sinic, které se běžně vyskytují v nádrži Vír, patří *Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana*, *Dolichospermum* (dříve *Anabaena*) spp. a *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aphanizomenon yezoense* [13-15].

Pro určení vhodného odběrového horizontu je v týdenních intervalech prováděn odběr z jednotlivých hloubek pomocí odběrových kohoutů umístěných v hrázi nádrže. V laboratoři jsou poté stanoveny chemické, fyzikálně chemické a biologické ukazatele jakosti povrchové vody.



Obrázek 1: vodní dílo Vír I

2.3.2 Úpravna vody Švařec

Úpravna vody Švařec je umístěna ve stejnojmenné obci v údolí řeky Svratky asi 5 km vzdušnou čarou od hráze nádrže Vír I, která slouží jako zdroj surové vody. Původně byla úpravna navržena na maximální výkon $2\,300\text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Z důvodu klesající spotřeby vody byl výkon již v průběhu výstavby redukován na kapacitu filtrace $1\,150\text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Z dvaceti pískových filtrů byla vystrojena jen polovina. Do roku 2006 byla úpravna provozována jako jednostupňová (předoxidace, koagulace, písková filtrace, úprava pH a dezinfekce). Z důvodu zhoršující se kvality povrchové vody ve vodárenské nádrži Vír byl vybudován druhý stupeň – ozonizace a následná „filtrace“ přes filtry s granulovaným aktivním uhlím (GAU). K tomuto účelu bylo využito šest filtrů ze zbývající poloviny filtrů. V současné době jsou tedy při úpravě vody využívány tyto technologické kroky: předoxidace, koagulace, písková filtrace, ozonizace, adsorpce na GAU, dezinfekce a úprava pH [9].



Obrázek 2: Úpravna vody Švařec

Ukazatelé jakosti surové vody ÚV Švařec podle vyhlášky Ministerstva zemědělství [5,6] spadají do kategorie A2 nebo A3. V roce 2014 všechny požadované ukazatele vyhovovaly kategorii A2. V Tabulce 2 jsou uvedeny průměrné hodnoty vybraných ukazatelů, které byly analyzovány v surové vodě v roce 2014.

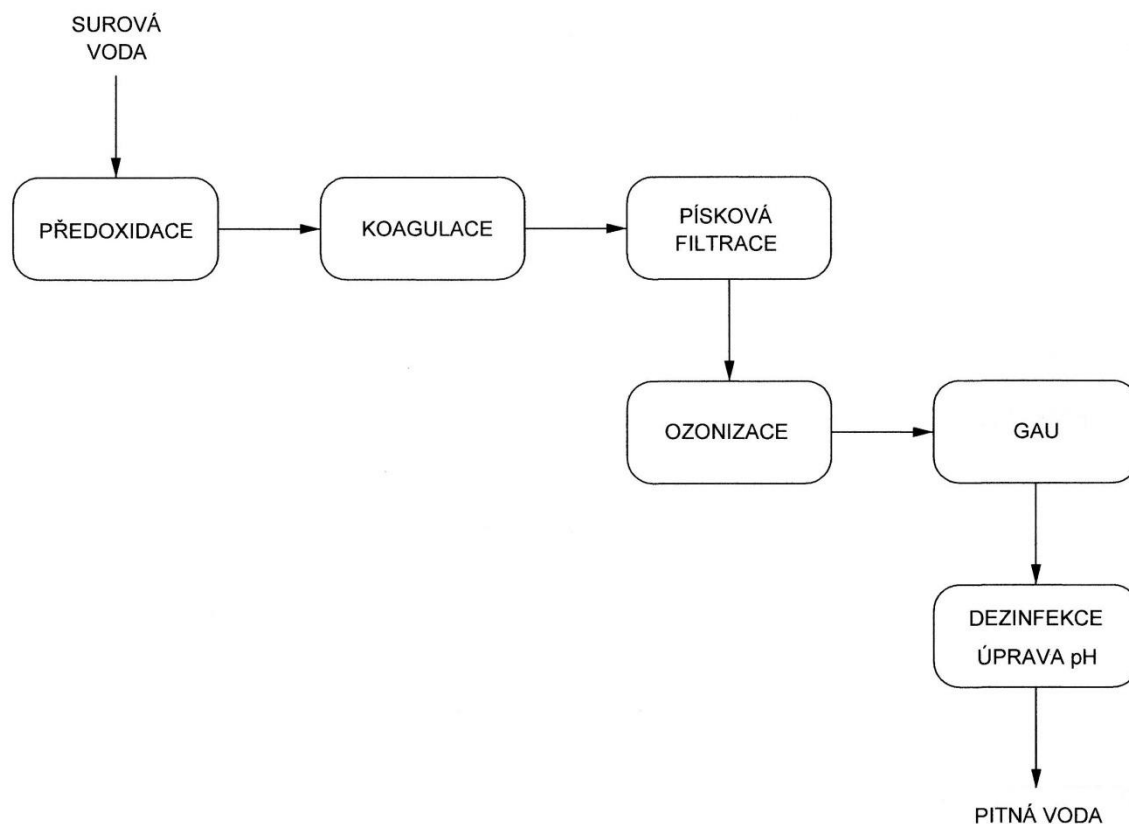
Tabulka 2: Vybrané ukazatele v surové vodě ÚV Švařec – rok 2014

Stanovení	Jednotka	Průměr	Rozsah	Počet měření
CHSK _{Mn}	mg·l ⁻¹	5,80	4,03-9,02	64
A ₂₅₄		0,21	0,15-0,29	64
celkový organický uhlík	mg·l ⁻¹	6,42	4,23-8,18	16
huminové látky	mg·l ⁻¹	3,40	2,09-5,41	9
fosforečnany	mg·l ⁻¹	0,11	0,07-0,19	60
dusičnany	mg·l ⁻¹	10,93	8,00-12,20	64
kultivovatelné mikroorg. 22 °C	KTJ·ml ⁻¹	260	72-1090	24
kultivovatelné mikroorg. 36 °C	KTJ·ml ⁻¹	68	24-117	27
bioseston	jedinec·ml ⁻¹	31	6-357	64

2.3.3 Úpravna vody Švařec – technologická linka

Surová voda je přiváděna do přítokového objektu s nainstalovanou Francisovou turbínou. Do přepadu v přítokovém objektu je dávkován ozón jako předoxidační činidlo. Následně je dávkován koagulant síran hlinitý a voda postupuje přes pomalé mísení na pískové filtry.

Po pískové filtraci dochází k ozonizaci a adsorpci na GAU. Finální kroky technologické linky jsou dezinfekce (Cl_2 a ClO_2) a úprava pH vápennou vodou (Obr. 3).



Obrázek 3: schéma technologické linky ÚV Švařec

2.3.3.1 Předoxidace

Na ÚV Švařec je možné předoxidaci provádět pomocí oxidu chloričitého nebo ozónu. V současnosti je využíván pouze ozón. Jde o nestabilní plyn, který je silným oxidačním i dezinfekčním činidlem. Pro svou nestabilitu musí být vyráběn *on-situ*, na ÚV Švařec je generován ze vzduchu (Obr. 4). Nasátý vzduch prochází po vysušení, ochlazení a vyčištění vysokonapěťovým polem, kde dochází k rozpadu molekul kyslíku na jednotlivé atomy. Volné atomy kyslíku se poté slučují s molekulami kyslíku na ozón [4,16].

Aplikace ozónu do surové vody usnadňuje následující proces koagulace. Dochází k oxidaci organických látek a jejich desorpci z povrchu záporně nabitých částic rozptýlených ve vodě. Částice se stávají nestabilními a jsou více náchylné k agregaci. Využití preozonizace s koagulací za určitých podmínek (pH, dávka ozónu) snižuje potenciál tvorby trihalogenmethanů [16,17]. Dále probíhá oxidace anorganických látek. Například rozpuštěné železo Fe^{2+} a mangan Mn^{2+} jsou oxidovány na nerozpuštěné formy Fe^{3+} a Mn^{4+} , což ulehčuje jejich odstranění v navazujících technologických stupních [1,4]. Ozón navíc inhibuje, případně usmrcuje přítomné organismy v surové vodě [18].

Oxidace látek a usmrcení organismů má bohužel i negativní dopad na upravovanou vodu. Některé produkty oxidace mají nepříznivý dopad pro zdraví. Především oxidací přírodních

organických látek vzniká biodegradabilní materiál, který je přístupný organotrofním mikroorganismům [1,2]. Destrukce buněčných stěn a organel vede k „vylití“ buněčného obsahu a tím navýšení organických látek ve vodě. Při výskytu toxických sinic se zvyšuje riziko uvolnění endotoxinů do upravované vody [18,19]. Nutno dodat, že korektní průběh následné koagulace a separačních procesů vede ke snížení obsahu uvedených látek.

Množství dávkovaného ozonu na předoxidaci se v ÚV Švařec pohybuje v rozmezí od 0,5 do 1,0 mg·l⁻¹. V případě přítomnosti sinic ve vodárenské nádrži Vír je volena nižší hranice dávky z důvodu eliminace rozbití buněk sinic a tím snížení rizika navýšení koncentrace toxinů v upravované vodě. Vyrobený ozón je přiváděn do přitékající surové vody na začátku statického mísiče. Voda pokračuje do předoxidační nádrže, kde je z prostoru nad hladinou odtahován přebytečný ozón a následně odváděn do destruktoru. V destruktoru dochází k ohřátí procházejícího plynu na 350 °C a tím k destrukci molekul ozónu. Před nadávkováním koagulantu voda obsahuje nulovou koncentraci ozónu.



Obrázek 4: Generátory ozónu v budově ozonizace ÚV Švařec

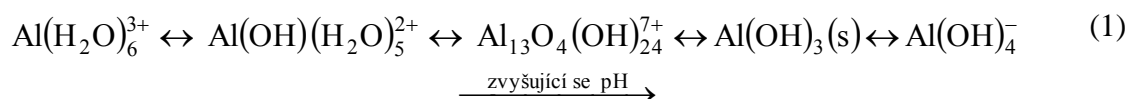
2.3.3.2 Koagulace

Definice koagulace není jednotná. Obvykle se ve vodárenské literatuře uvádí, že koagulace zahrnuje všechny reakce a mechanismy, které vedou k destabilizaci, shlukování částic a tvorbě větších celků, ačkoli fyzikální proces tvorby agregátů se korektně nazývá flokulace [20]. Protože se v běžné praxi častěji setkáváme se zahrnutím všech kroků vedoucích ke vzniku vloček do termínu koagulace, bude v této práci nahlíženo na koagulaci podobně.

Cílem koagulace je agregace částic a tvorba stabilních vloček, které jsou separovány až v následujících technologických stupních. Zařazením koagulace lze docílit snížení koncentrace organických a anorganických látek, mikrobiálního a biologického znečištění, koloidních látek

a navíc dochází k redukci tvorby vedlejších produktů dezinfekce [1,20,21].

Nejrozšířenějším způsobem koagulace ve vodárenství je využití koagulantů – hlinitých a železitých solí. Po nadávkování solí do vody dochází k jejich hydrolyze a tvorbě hydrolytických meziproductů [1,20]. Schematická hydrolyza Al^{3+} koagulantu je vyznačena v rovnici č. 1 [20].



Vznikající polyhydroxykomplexy jsou vlastně koloidy s opačným povrchovým nábojem, než mají nečistoty ve vodě. Sorpcí koloidů na nečistoty vznikají destabilizované primární částice. Za vhodných podmínek (pH, teplota, dávka koagulantu) a při vzájemných srážkách se tyto částice spojují do větších celků. Běžná koagulace je prováděna při nižších hodnotách pH, protože hydrolytické meziproducty mají požadovaný (kladný) povrchový náboj v kyselé oblasti a také při nižších hodnotách pH je potlačena disociace hydrofilních látek [1,22].

Pro správný průběh všech procesů je důležitá kinetika koagulace. V první fázi (perikinetická fáze) je po nadávkování koagulantu provedeno rychlé intenzivní míchání. Díky kterému dojde k homogenizaci činidla a kontaktu hydrolytických produktů s částicemi ještě před precipitací hydroxidu. Vznikají drobné vločky (přibližně do 10 μm), které jsou těžko odstranitelné v separačním stupni. Po určité době rychlého míchání dochází k nežádoucímu rozbíjení mikrovloček. Proto je intenzita dalšího míchání snížena a probíhá fáze pomalého míchání (ortokinetická fáze). Z malých vloček vznikají vločky větší až do velikosti několika milimetrů, které již lze odstranit v následujících stupních úpravy [1,4,20].

V ÚV Švařec je ke koagulaci používán síran hlinitý, který je dávkován na přepadovou hranu preozonizační nádrže. V tomto místě je zajištěna homogenizace koagulantu ve vodě. Nadávkovaná voda (voda s koagulantem) dále pokračuje na pomalé mísení – do tří paralelních nádrží, kde je míchána celkem šesti pádlovými míchadly. Následně prochází přes statický míšič k pískovým filtrům.

Pro určení vhodné dávky koagulantu je v laboratoři v pravidelných intervalech prováděna koagulační zkouška.

2.3.3.3 Filtrace

Při úpravě pitných vod převažuje objemová filtrace (hloubková neboli vrstvou zrnitého materiálu). Jako náplň často slouží křemičitý písek a antracit a to buď samostatně, nebo v kombinaci. Důležitým aspektem objemové filtrace je provozování filtrů v cyklech, kdy se střídá fáze filtrační a fáze praní. Během samotné filtrace je monitorován filtrát (zákal, koncentrace hliníku nebo železa) a tlaková ztráta na filtrační náplni. Pokud dojde k překročení některého ze sledovaných parametrů, filtr musí být regenerován. Také může nastat situace, kdy není zaznamenán ani průnik suspenze do filtrátu, ani tlaková ztráta, pak je filtr regenerován ve stanovených časových intervalech z důvodu možnosti zahánění organických látek ve filtračním loži. [1,23,24].

Podle rychlosti filtrace hovoříme o pomalé filtraci a rychlofiltraci. Pomalá filtrace je používána pro filtraci surové vody. Pro separaci suspenzí vzniklých během úpravy vody je vhodná rychlofiltrace. Rychlofiltry mohou mít různý směr průtoku filtrované vody, odlišný tlakový režim a jiný způsob praní [1,24].

Během praní je filtrační náplň uvedena do expandovaného stavu, ve kterém dochází k vzájemnému otěru zrn. Pohyb zrn a turbulence vody zvyšují odtrhávání suspenze z povrchu zrn. Nečistoty jsou pak odváděny s pracím médiem do odpadu. Jako prací médium se využívá samotná voda, nebo voda v kombinaci se vzduchem [1,23].

V ÚV Švařec je „vyvločkováná“ voda odváděna na pískové rychlofiltry, které jsou otevřené (atmosférické) a filtrovaná voda jimi protéká shora, prací média procházejí zespodu. Filtrační náplň je křemičitý písek o středním průměru zrn 1,5 mm a náplň dosahuje výšky 1,5 m. Takto osazených filtrů je na úpravně deset, jde o tzv. Evropské filtry. Při filtraci voda přitéká žlaby a přepadá přes jejich hranu na hladinu vody nad filtrační náplň, postupuje přes filtrační náplň a trysky do mezidna, ze kterého je odváděna na ozonizaci do barbotážních komor.

Průběh filtrace je kontinuálně monitorován, kontroluje se tlaková ztráta na náplni a hodnota zákalu ve filtrátu u každého filtru. Praní je zahájeno při nevyhovující tlakové ztrátě, vysokém zákalu a/nebo při překročení stanovené doby nutné k regeneraci filtrů. Praní probíhá ve třech cyklech. Nejprve je zastaven přívod vody určené k filtraci a do mezidna je vháněn tlakový vzduch, který prochází tryskami do filtrační náplně. Ve druhém kroku je filtr propírán vzduchem a vodou, kdy probíhá intenzivní odtrhávání ulpělých suspenzí ze zrn písku. Ve třetí fázi je filtr prán pouze vodou hlavně pro odstranění vzduchových bublin. Přítomnost bublin vzduchu je nežádoucí, protože zvyšují tlakovou ztrátu v náplni. Voda s odtrženými nečistotami je odváděna do budovy kalového hospodářství. Po regeneraci probíhá tzv. zafiltrování filtrů. Určité množství první přefiltrované vody je odváděno do odpadu (kalové hospodářství), neboť filtrační náplň není ještě dostatečně usedlá, obsahuje zbytky suspenze a filtrát nesplňuje požadavky na kvalitu filtrované vody [1,24]. Část filtrátu po pískové filtraci je odváděna do pracího vodojemu a používá se při praní filtrů.



Obrázek 5: Pískový filtr na počátku praní (vpravo) a filtr v průběhu filtrace (vlevo) v ÚV Švařec

2.3.3.4 Ozonizace

Jak již bylo zmíněno v kapitole 2.3.3.1., ozon je velmi reaktivní a podléhá spontánnímu rozkladu. Některé organické látky oxiduje až na oxid uhličitý a vodu, jeho dekompozice se skládá z komplexu chemických reakcí, jejichž výsledkem je tvorba řady volných radikálů. Dekompozice může být iniciována látkami obsaženými ve vodě (OH^- , huminové látky, Fe^{2+}), uměle přidanými (H_2O_2) nebo působením UV záření [16].

Ozonizace vlastně probíhá dvěma hlavními způsoby. A to přímo, kdy molekula ozónu rychle reaguje s některými látkami (selektivní reakce) a nepřímo prostřednictvím produktu dekompozice – hydroxylovým radikálem (neselektivní reakce). Tento radikál patří mezi nejsilnější známé chemické oxidanty. Je schopen reagovat s velkým množstvím organických i anorganických látek přítomných ve vodě [16]. Ozon atakuje dvojně vazby, reaguje s aktivovanými aromatickými skupinami a deprotonovanými aminy [25].

Ozonizací lze docílit rychlejšího průběhu dezinfekce než při použití dezinfekčních činidel jako je plynný chlór a sloučeniny chlóru. Ozon inaktivuje bakterie, viry a dokonce rezistentní patogeny (cysty) ze skupiny *Protozoa* – *Cryptosporidium* sp., *Giardia* sp. U bakterií dochází působením ozónu k inaktivaci DNA, u virů ke zničení nukleové kyseliny [26,27].

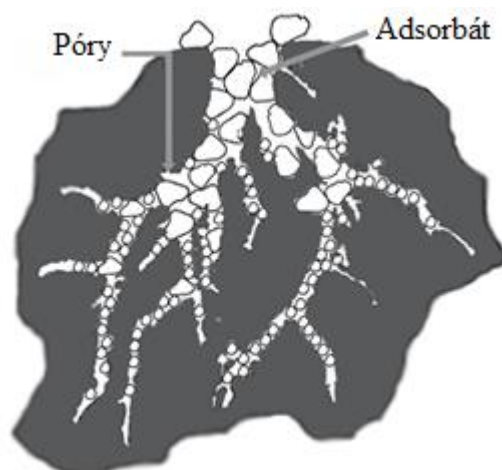
Ozonizací lze oxidovat látky způsobující zhoršené sensorické vlastnosti vody. Ozon a uvolnění hydroxylový radikál destruuje cyanotoxiny, oxidují přirozené organické látky i organické polutanty (farmaka, pesticidy, endokrinní disruptory, atd.) a anorganické látky [16, 25,28,29]. V kombinaci s UV zářením, H_2O_2 (AOPs – pokročilé oxidační procesy) je dosaženo významně lepších výsledků oxidace [25].

Byla prokázána silná korelace mezi ozonizací a tvorbou biodegradabilních organických látek. Dalšími vedlejšími produkty ozonizace jsou nebezpečné bromičnany, nízkomolekulární karboxylové kyseliny, aldehydy, ketony, hydroxykyseliny, aromatické kyseliny, organické peroxidy a epoxidy [27,30]. V práci Richardsonové [31] bylo uvedeno, že karboxylové sloučeniny a karboxylové kyseliny tvoří asi 30 % produktů ozonizace přírodních organických látek a přitom např. formaldehyd je klasifikován jako lidský karcinogen a acetaldehyd jako potenciální karcinogen.

V ÚV Švařec se běžná dávka ozónu používaná pro koncovou ozonizaci pohybuje okolo $1,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Ozon je do vody přiváděn pomocí frit ve dvou za sebou jdoucích barbotážních komorách. Voda dále protéká dvěma vymíracími komorami a pokračuje do čerpací jímky, ze které je odváděna na filtry s granulovaným aktivním uhlím. Z prostoru nad hladinou ve vymíracích komorách je odtahován přebytečný ozón do destrukturu.

2.3.3.5 Adsorpce na granulovaném aktivním uhlí

V procesu úpravy vody hraje adsorpce důležitou roli. Běžně používaným adsorbentem je aktivní uhlí, které se aplikuje k odstranění široké škály organických a některých anorganických látek a ke zlepšení organoleptických vlastností vody. Na jeho povrchu také dochází ke katalytickému rozkladu ozónu, chlóru a oxidu chloričitého. Tento adsorbent patří mezi vysokoporézní materiály s velkým vnitřním povrchem a řadou povrchových funkčních skupin. Má heterogenní pórovitou strukturu. Jde vlastně o soubor grafitových destiček. Prostor mezi destičkami tvoří vnitřní povrch – póry, které se odlišují svojí velikostí. Rozměrově větší – makropóry ($> 50 \text{ nm}$) a mezopóry ($2 - 50 \text{ nm}$) slouží k transportu molekul, v nejmenších mikropórech ($< 2 \text{ nm}$) probíhá samotná adsorpce. Množství mikropórů, transportních pórů a jejich vzájemný poměr ovlivňuje adsorpční vlastnosti aktivního uhlí [32-34].



Obrázek 6: Částice aktivního uhlí [35]

Ve vodárenství jsou téměř výhradně využívány dva typy aktivního uhlí a to granulované aktivní uhlí (GAU) a práškové aktivní uhlí (PAU). Základní rozdíl mezi nimi je ve velikosti částic. Pro kontinuální odstraňování polutantů je vhodnější GAU a pro nárazové PAU, které je dávkováno přímo do vody buď před první, nebo druhý stupeň úpravy. Poměrně velkou nevýhodou PAU je jeho nesnadné odstranění z vody. Pro filtry a adsorbéry je určeno GAU. Hnací silou v těchto zařízeních může být gravitační síla nebo tlak. Voda protéká shora dolů nebo zespu do nahoru, filtry mohou být otevřené nebo uzavřené [32, 34].

ÚV Švařec má k dispozici šest otevřených filtrů osazených GAU – Chemviron Carbon Filtrasorb® TL830. Upravovaná voda po ozonizaci je čerpána z akumulární nádrže na filtry s GAU, kterými protéká shora dolů. Adsorpční náplň dosahuje výšky 1 m. Zpětné promývání (praní) bývá zahájeno po uplynutí určené provozní doby, nebo pokud dojde k tlakové ztrátě na filtračním loži případně ke zjištění zvýšeného zákalu ve filtrátu. Technicky je praní řešeno podobně jako promývání pískových filtrů (kap. č. 2.3.3.3), ale s vynecháním kroku současného praní vzduchem a vodou z důvodu odnosu částic aktivního uhlí [36].

Tabulka 3: Vybrané vlastnosti GAU Chemviron Carbon Filtrasorb® TL830 [38]

Vlastnost	Jednotka	Hodnota
střední velikost částic	mm	1,4
koeficient stejnoměrnosti		1,4
jodové číslo	mg·g ⁻¹	min. 1000
otěr		min. 75
tvrdost		95
specifický povrch (BET)	m ² ·g ⁻¹	1000
hustota (<i>backwashed and drained bed density</i>)	kg·m ⁻³	450
účinná velikost částic	mm	0,9 – 1,1

Filtrasorb® TL830 se vyrábí z černého uhlí, má vysokou adsorpční kapacitu a větší množství transportních pórů. Jde o tzv. aglomerované aktivní uhlí, jehož zrna jsou aktivovaná

celá a neobsahují tvrdé neaktivované jádro. Aglomerované aktivní uhlí se rychleji smáčí, obsahuje méně plovoucích částic a díky tomu dochází k menším ztrátám při praní. Používá se k odstranění přírodních organických látek, mikropolutantů, dezinfekčních činidel a zlepšování organoleptických vlastností vody. GAU Filtrasorb® TL830 je vhodné pro vícero reaktivaci [37].

2.3.3.6 *Koncová dezinfekce*

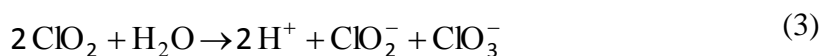
Působením dezinfekčních činidel dochází k redukci patogenních zárodků a také k oxidaci přítomných látek ve vodě a tvorbě nežádoucích vedlejších produktů. Pro účinný průběh dezinfekce je žádoucí, aby předřazené procesy v úpravě vody (koagulace, filtrace, adsorpce) eliminovaly obsah anorganických a organických látek ve vodě. K dezinfekci vody se využívají fyzikální způsoby (UV záření), chemická činidla (Cl_2 , NaClO , ClO_2 , O_3 , chloraminy) a případně kombinace obojího. Průběh dezinfekce závisí nejen na použitém činidle (druh, dávka) a vlastnostech přítomných organismů (druh, počet, odolnost vůči dezinfekčním činidlům), ale také na teplotě a pH vody, obsahu anorganických a organických látek [4].

K dezinfekci vody na konci technologické linky ÚV Švařec jsou používána chemická činidla - plynný chlor a oxid chloričitý. Do upravované vody jsou obě látky přiváděny před vstupem do akumulární nádrže. Oxid chloričitý je vyráběn *on-situ* z chloritanu sodného a chloru.



Působením chloru na organické látky ve vodě vznikají nežádoucí vedlejší produkty s negativním dopadem na zdraví (trihalogenmethany, halogenoctové kyseliny, halogenpropanony, halogenacetonitrily, chlorpikrin, chloral) a také nehalogenové látky, u nichž není prokázáno závažné zdravotní riziko (nasyčené alifatické mono a dikarboxylové kyseliny). Karboxylové kyseliny jsou snadno biodegradabilní a při absenci dezinfekčního činidla mohou být příčinou sekundárního pomnožení bakterií v síti [30].

Oxid chloričitý v závislosti na podmínkách (pH, teplota, světlo) podléhá disproportionačnímu rozkladu za vzniku nežádoucích chloritanů a chlorečnanů [39].



Množství vzniklého chloritanu, které je v pitné vodě limitováno [7], se pohybuje mezi 50 a 70 %. Reakcí oxidu chloričitého s organickými látkami vznikají např. aldehydy, ketony a karboxylové kyseliny [30]. Tyto látky mohou být opět zdrojem uhlíku a energie pro sekundární rozvoj mikroorganismů.

2.3.3.7 *Úprava pH – alkalizace vápnem*

Dávkování vápna do upravované vody snižuje kyselost vody a její agresivitu vůči potrubí. U vod s nízkou koncentrací hydrogenuhličitanů se během alkalizace uvolní malé množství CaCO_3 , které vytvoří ochrannou vrstvu na stěnách potrubí. Další výhodou alkalizace vápnem je navyšování Ca^{2+} u vod s nízkým obsahem vápenatých iontů. U takto upravených vod dochází k vylepšení chuťových vlastností [4].

V ÚV Švařec se z vápenného hydrátu vyrábí suspenze jemných částic $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ve vodě – vápenné mléko, ze kterého se připravuje vodný roztok – vápenná voda. Vápenná voda je přiváděna do upravované vody před vstupem do akumulární nádrže

2.4 Biologická stabilita pitné vody

Biologická stabilita je definována jako odolnost vody a materiálu, který přichází do styku s vodou, proti sekundárnímu růstu mikroorganismů (*regrowth*) a tvorbě biofilmů při absenci dezinfekčního činidla [40]. Pomnožení mikroflóry v pitné vodě je samozřejmě nežádoucí a vede k hygienickým, estetickým a technickým problémům. Obvykle je sekundární růst řešen přidáním dezinfekčních činidel, to ale přináší jiné problémy – zhoršené sensorické vlastnosti vody a vznik vedlejších produktů dezinfekce [41]. Přidaná dezinfekční činidla jsou dobře účinná na mikroorganismy přítomné ve volné vodě, méně však na bakterie žijící přisedle v biofilmech. Nepřiměřené dávky chemických činidel mohou narušit biofilmy a tím může dojít k uvolnění nežádoucích látek do vody [42,43].

Stupeň biologické stability pitné vody v první řadě závisí na kvalitě zdroje surové vody (obsah nutrientů, huminových látek), technologickém procesu úpravy vody a použitých materiálech při akumulaci a distribuci upravené vody [44-46]. Biologickou stabilitu vody snižuje proniknutí organických látek, bakterií, řas a vyšších organismů během úpravy a distribuce vody. Také vyšší koncentrace manganu, železa a amoniakálního dusíku ve vodě mohou za určitých podmínek vést k produkci biologicky nestabilní vody. Amoniakální dusík využívají chemolitotrofní nitrifikační bakterie. Mangan a železo jsou oxidovány železitými a manganovými bakteriemi. Bakteriemi vytvořená organická hmota pak slouží jako zdroj organického uhlíku pro organotrofní bakterie [46].

Pro vyhodnocení biologické stability lze využít několik metod [41,45,47-49]:

- asimilovatelný organický uhlík (AOC)
- biodegradabilní rozpuštěný organický uhlík (BDOC)
- rychlost tvorby biofilmu (*biofilm formation rate* - BFR)
- mikrobiálně dostupný fosfor (*microbially available phosphorus* - MAP)
- celkové počty bakterií v epifluorescenčním mikroskopu

Hlavní metody používané pro zjištění biologické stability vody jsou ukazatelé AOC a BDOC. Pomocí parametru AOC je vyjádřena ta část biologicky rozložitelných látek, která je asimilovatelná do biomasy testovaných organismů, obvykle tvoří méně než 10 % celkového rozpuštěného organického uhlíku. Parametr AOC se analyzuje převážně kultivačně, většinou se jeho obsah uvádí v jednotkách $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Ukazatel BDOC podává informaci o rozpuštěném organickém uhlíku (DOC), který je mineralizován a asimilován organotrofní mikroflórou. BDOC tvoří asi 10 až 30 % z celkového rozpuštěného organického uhlíku ve vodě. Obsah BDOC se určuje pomocí difference mezi počáteční hodnotou DOC ve vzorku a minimální koncentrací DOC, která byla naměřena během kultivace, a vyjadřuje se jako množství DOC v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [47,50].

I když jde o různé pojmy, ukazatelé AOC a BDOC spolu souvisejí a vzájemně se doplňují. Do AOC jsou zahrnovány biodegradabilní látky s nižší molekulovou hmotností. Biologicky snadno rozložitelné látky o vyšších molekulových hmotnostech tvoří podstatnou část BDOC [46,47,51]. Pokud je monitorován sekundární růst bakterií, je vhodné stanovit parametr AOC. Při modelování mikrobiální aktivity a/nebo zjištění obsahu zbytkových organických látek je žádoucí zařadit stanovení BDOC. Ideální řešení by bylo stanovovat jak AOC, tak BDOC [46,47].

2.5 Sledované parametry během úpravárenského procesu

Pro sledování separační účinnosti jednotlivých stupňů technologické linky úpravy pitné vody se zaměřením na přítomnost organických látek a biologickou stabilitu vody lze využít několik ukazatelů. Z parametrů, které více či méně indikují přítomnost organických látek, je vhodné provést např. stanovení CHSK_{Mn} , A_{254} , mikroskopického obrazu a kultivovatelných mikroorganismů. Vliv technologie na sekundární růst bakterií a tím na biologickou stabilitu vody je možné sledovat pomocí ukazatele AOC.

Chemicko-fyzikální analýzy CHSK_{Mn} a A_{254} , biologické analýzy mikroskopický obraz a kultivovatelné mikroorganismy jsou běžně prováděné ve vodárenských laboratořích. Ukazatel AOC prozatím nepatří v České republice mezi rutinní laboratorní stanovení.

2.5.1 Chemická spotřeba kyslíku manganistanem

Chemická spotřeba kyslíku patří mezi nescifické ukazatele a je definována jako hmotnostní koncentrace kyslíku, která odpovídá hmotnosti spotřebovaného oxidačního činidla (zde manganistan draselný) na oxidaci oxidovatelných látek v 1 l vody. Stanovení CHSK_{Mn} je určené pro pitné a přírodní vody. Jeho výhodou je jednoduchost, relativně malá časová náročnost, nižší spotřeba činidel i tepelné energie. Hlavní nevýhodou je nízký stupeň oxidace většiny organických látek, proto je CHSK_{Mn} chápána jen jako ukazatel jakosti vody a slouží pouze k předběžnému odhadu organického znečištění. [52,53]

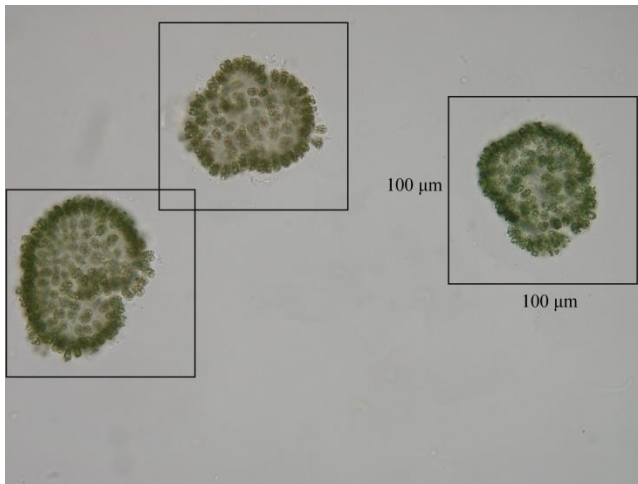
Limitní hodnota pro pitnou vodu je $3,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V současnosti je stanovení CHSK_{Mn} postupně nahrazováno stanovením celkového organického uhlíku (TOC), jehož limitní hodnota podle platné vyhlášky je $5,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [7,54].

2.5.2 Absorbance měřená při 254 nm

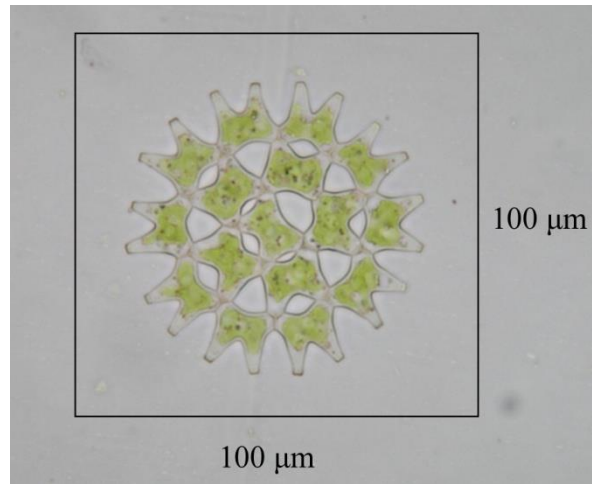
Jde o jednoduché skupinové stanovení organických látek (aromatické sloučeniny), které absorbují záření při vlnové délce 254 nm. Při tomto stanovení nelze odlišit přírodní huminové látky od aromatických sloučenin antropogenního původu, proto je A_{254} považována jen za indikační parametr, ze kterého nelze dělat specifické závěry [52,53]. V platné legislativě není pro A_{254} stanovena limitní hodnota v pitné vodě.

2.5.3 Mikroskopický obraz

Mikroskopický obraz zahrnuje stanovení abiosestonu a biosestonu. Do abiosestonu spadají neživé částice organického původu (detritus) a anorganické částice. Živé organismy patří do biosestonu, který je hodnocen kvalitativně (taxonomie) a kvantitativně. Kvantita je většinou vyjádřena v jedincích. V některých případech (např. kontrola technologie) je vhodné počítat také jednotlivé buňky [55]. Za jedince se považuje samostatná buňka, dále cenobium nebo kolonie do velikosti $100 \mu\text{m}$ a vlákna do délky $100 \mu\text{m}$. Pokud cenobia, kolonie a vlákna překračují uvedený rozměr, počet jedinců se vyjadřuje jako násobky $100 \mu\text{m}$. U koloniálních drobných mnohobuněčných živočichů se počítá každý organismus zvlášť [56]. Obrázky 7 a 8 dokumentují rozdíly při vyjadřování výsledků kvantifikace biosestonu v jedincích a v buňkách.



Obrázek 7: 3 jedinci = 300 až 500 buněk
(*Woronichinia naegeliana*)



Obrázek 8: 1 jedinec = 16 buněk
(*Pediastrum duplex*)

Pro vyjádření kvantity biosestonu ve vodě existuje několik metod. Jsou to techniky založené na počítání organismů v počítačích komůrkách, dále metoda počítání organismů po přefiltrování vzorku přímo na filtru a metody „nemikroskopické“, které přinášejí informaci o celkové biomase fytoplanktonu (např. chlorofyl-a) [55].

Protože vzorky vody bývají většinou málo oživeny, je pro mikroskopické hodnocení nutná předúprava vzorků zahuštěním. Zahuštění se provádí centrifugací, sedimentací, membránovou filtrací a při stanovení většího biosestonu použitím planktonních sítěk.

Rychlá a pro provozní rozbory vhodná je centrifugační metoda (centrifugace 10 ml vzorku, zahuštění na 0,2 ml a mikroskopické hodnocení v počítačové komůrce) [55]. Centrifugace je problematická u vzorků obsahující sinice, které mají plynové měchýřky. Po odstředění sinice zůstávají u hladiny a jsou vylity se supernatantem. Pokud je vzorek se sinicemi dostatečně oživen, dává se přednost počítání nezahuštěných vzorků. Ve druhém případě musí být vzorek před odstředěním konzervován Lugolovým roztokem, nebo je zahuštěn membránovou filtrací [57].

Přesnější metoda kvantifikace je sedimentace dle Utermöhla (fixace vzorků Lugolovým roztokem, 24 hodinová sedimentace organismů, mikroskopické stanovení v inverzním mikroskopu), která v porovnání s centrifugací podává lepší výsledky a používá se hlavně u povrchových vod [55].

Mezní hodnota pro pitné vody u počtu organismů je 50 jedinců v 1 ml vzorku. U vod zabezpečených dezinfekcí se také rozlišuje fyziologický stav (živé, mrtvé) a limit je 0 živých jedinců v 1 ml vody. Za organismy se pro účely vyhlášky pro pitnou vodu rozumí sinice a všechny eukaryotní organismy (řasy, prvoci, mikromycety, vířníci,...) Přítomnost bakterií se uvádí pouze ve slovním popisu [7,54].

Přítomnost producentů (řasy, sinice) v surové vodě indikuje dostatek anorganických látek (dusík, fosfor, atd.), výskyt konzumentů a destruentů značí dostupnost organických látek. Přemnožení některých řas, sinic a mikroskopických hub může nepříznivě ovlivnit senzorické vlastnosti vody. Sinice jsou navíc problematické s ohledem na produkci toxinů. Cílem úpravárenských procesů je odstranění těchto organismů. Proniknutí organismů do upravované vody znamená chybu v technologii a následné problémy. Například metabolity a těla organismů jsou vhodným zdrojem organického uhlíku. Působením chloru na řasy a jejich

produkty vznikají nebezpečné trihalogenmethany [39,55,58].

2.5.4 Kultivovatelné mikroorganismy při 22 °C a 36 °C

Kultivovatelné mikroorganismy jsou organotrofní mikroorganismy a považují se za indikátor obecného mikrobiálního znečištění vody. Jde o uměle vytvořené skupiny, které se stanovují uznaně při odlišných optimálních teplotách růstu (22 °C a 36 °C). Tyto organismy používají jako zdroj energie a uhlíku organické látky. Jejich zvýšený počet ukazuje na znečištění vodního zdroje z vnějšího prostředí, buď přímo buňkami mikroorganismů, nebo organickými látkami, na kterých se mohou organismy množit. Patří sem např. druhy rodů *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Flavobacterium* a také zástupci čeledi *Enterobacteriaceae*, *Vibrionaceae* a další [59].

Limitní hodnoty pro pitnou vodu podle platné vyhlášky se liší u malých a velkých zdrojů. Pro malé zdroje (produkují méně než 5 m³ vody za den) platí doporučená hodnota a to 500 KTJ·ml⁻¹ pro kultivovatelné mikroorganismy při 22 °C a 100 KTJ·ml⁻¹ pro kultivovatelné mikroorganismy při 36 °C. U velkých zdrojů jsou provozovatelé povinni zajistit tzv. stav bez abnormálních změn, který se statisticky zjišťuje z předchozích analýz. Pokud nelze pro malý počet výsledků z předchozích analýz určit, zda jde o abnormální změnu, platí jako mezní hodnota 200 KTJ·ml⁻¹ pro kultivovatelné mikroorganismy při 22 °C a 40 KTJ·ml⁻¹ pro kultivovatelné mikroorganismy při 36 °C [54].

Častým a mnohdy neřešitelným problémem v některých vodovodních sítích je markantní zvýšení počtu kultivovatelných organismů (sekundární růst) v koncových místech a/nebo v místech s malou spotřebou. Provozovatelé ve snaze zajistit legislativní limit zvyšují dávky dezinfekčních činidel a toto navýšení s sebou nese riziko vyšší koncentrace vedlejších produktů dezinfekce ve vodě. Naopak také může docházet ke „zbytečné“ dezinfekci vod, které vykazují biologickou stabilitu a neobsahují živiny pro rozvoj organismů. V těchto vodách (vyjma havarijních situací) nemají organotrofní mikroorganismy vhodné podmínky pro život a i při nulových koncentracích dezinfekčních činidel nedochází k jejich rozvoji.

Zjištění, zda upravená voda je biologicky stabilní, může vést v případě stabilních vod k úsporám na dezinfekci a snížení „chemické zátěže“ vody a v případě nestabilních vod k hledání a následnému odstranění příčiny biologické nestability.

2.5.5 Asimilovatelný organický uhlík

Jak už bylo nastíněno v kapitole 2.4, stanovení AOC náleží k hlavním ukazatelům, které informují o biologické stabilitě vody. Čím je vyšší koncentrace AOC ve vodě, tím je nižší biologická stabilita vody a voda má větší potenciál k sekundárnímu růstu organotrofní mikroflóry [2,3,45].

Běžně se vyskytující mikroorganismy v pitné vodě potřebují kyslík (akceptor vodíku) a zdroj organického uhlíku. Z hrubého zastoupení prvků v sušině biomasy mikroorganismů (C₅H₇NO₂P_{1/30}) lze přibližně určit požadovaný poměr živin - organického uhlíku, dusíku a fosforu (C:N:P = 100:10:1). Sloučeniny poskytující dusík a fosfor se v pitné vodě obvykle vyskytují ve vyšších koncentracích než organické sloučeniny. Proto lze obsah organického substrátu považovat za limitující faktor pro sekundární růst mikroorganismů [45]. Avšak ve vodách bohatých na huminové látky (severní Evropa, Japonsko) je růst bakterií omezen koncentrací biologicky dostupného fosforu [60].

Pomnožení mikroorganismů vede k tvorbě biofilmů, zhoršení sensorických vlastností (aktinomycety) pitné vody, korozi materiálů a mikrobiální biomasa může sloužit jako zdroj

potravy pro další organismy. Za vhodných podmínek dochází k rozvoji patogenních a potenciálně patogenních bakterií (*Legionella* spp., *Mycobacterium* spp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas* spp.) [2,45].

V souvislosti s omezením sekundárního růstu byla doporučena limitní hodnota pro koncentraci AOC menší než $50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [61], některé zdroje uvádějí $< 20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [42,49] a jiné dokonce $< 10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ($10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ je limit pro vodu bez dezinfekčních činidel) [2]. V pitných vodách s koncentrací AOC vyšší než $50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ byl potvrzen sekundární růst koliformních bakterií [62].

Organotrofní mikroorganismy většinou získávají organický uhlík ze sloučenin přírodního původu s nižší molekulovou hmotností (aminokyseliny, karboxylové kyseliny, peptidy, sacharidy a aromatické kyseliny) [45,51]. Množství těchto látek se ve vodě pohybuje ve velmi nízkých koncentracích a je obtížně stanovitelné jednoduchými chemickými metodami [45]. Obsah AOC je analyzován biologickou zkouškou pomocí měření bakteriálního růstu kmene *Pseudomonas fluorescens* (P17) a *Spirillum* sp. (NOX). Kmen P17 patří mezi nenáročné bakterie, roste při velmi nízkých koncentracích AOC, je nutričně univerzální, rychle se vyvíjí na neselektivních médiích a produkuje dobře rozeznatelné kolonie, ale není schopen využít karboxylové kyseliny. Z tohoto důvodu je pro stanovení AOC využíván také kmen NOX, který dobře roste na karboxylových kyselinách. Uvedené kmeny jsou inokulovány buď samostatně, nebo ve vzájemných kombinacích [2].

Maximální bakteriální růst referenčních kmenů může být určen pomocí narostlých kolonií, zákalu vody nebo měřením koncentrace adenosintrifosfátu (ATP) [42,45,63,64].

Lineární závislost mezi koncentrací acetátů ve vodě a maximálním bakteriálním růstem kmene P17 v rozsahu koncentrací acetátů $0 - 50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ prokázal van der Kooij [45]. V širším rozpětí koncentrací acetátů ($0 - 100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) dokumentoval lineární závislost Frías [65], který také prokázal, že při vyšších koncentracích acetátů ($> 100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) klesá růstová schopnost kmene P17. To ukazuje na fakt, že *Pseudomonas fluorescens* patří mezi oligotrofní bakterie, jejichž růst je inhibován vysokými koncentracemi organických látek ve vodě a v distribučních sítích s pitnou vodou mají nanejvýš vhodné podmínky pro život [65].

2.5.5.1 Asimilovatelný organický uhlík v surových vodách

Z dostupných zdrojů je patrné, že surové vody obsahují rozdílná množství AOC v závislosti na kvalitě zdroje surové vody a ročním období. Pro ilustraci variability obsahu AOC ve vodách jsou níže uvedeny nalezené koncentrace AOC v surových vodách různého původu [2,3,61,66-70]:

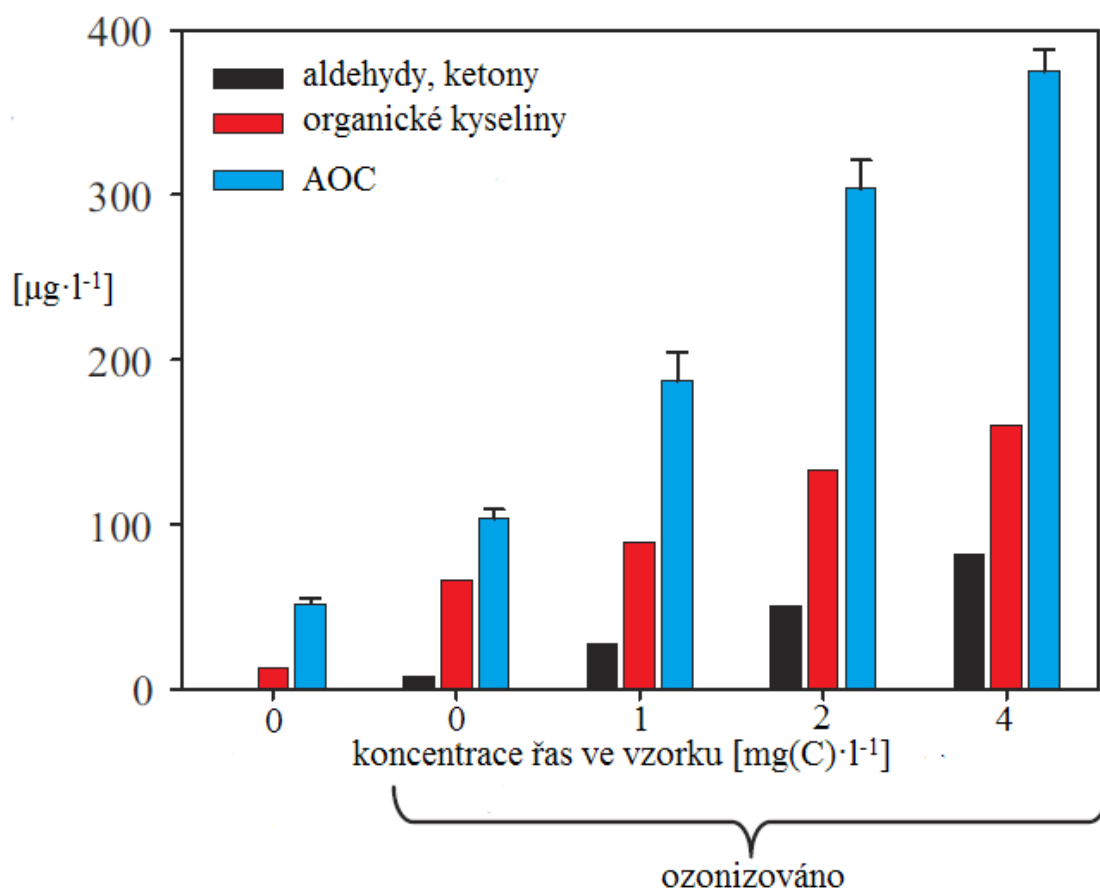
- vodárenská nádrž Fláje: průměrná koncentrace $24,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- řeka Úhlava: $25 - 120 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- nejmenované vodárenské nádrže v ČR: $10,2 - 120 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- nejmenovaný potok v ČR: průměrná koncentrace $100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- nádrže v Nizozemí: $30 - 100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- řeka Gaoping, Taiwan: $118 - 159 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- povrchové vody, Čína: $204 - 350 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- jezera, Finsko: $39 - 163 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- řeky, Finsko: $118 - 195 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
- podzemní vody, Finsko: $53 - 132 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$

2.5.5.2 Vliv vodárenských technologií na obsah AOC

Mezi vodárenské technologie, které vedou ke snížení obsahu AOC v upravované vodě, patří koagulace s pískovou filtrací [2,3,71,72] a adsorpce na aktivním uhlí [3,61,69,71]. Bylo doloženo [73], že biologicky neoživené aktivní uhlí obsah AOC nesnižuje, k odstranění organického substrátu přispívá bakteriální společenstvo (především zástupci tříd *Firmicutes*, *Alfaproteobacteria* a *Gammaproteobacteria*) na aktivním uhlí.

Významný vliv na zvýšení koncentrace AOC má proces ozonizace [2,3,45,47,71,74]. Oxidací především přírodních organických látek vznikají organické sloučeniny o nižší molekulové hmotnosti, které jsou snadno dostupné pro mikroorganismy. Typ vzniklých látek závisí na více faktorech, jako je umístění ozonizace v technologické lince, dávka a doba působení ozónu, druh a koncentrace přírodních organických látek [58].

Ozonizací oživené surové vody také dochází k narušení přítomných buněk organismů, ze kterých se následně vyplavují organické látky. Obsah uvolněných látek závisí na množství organismů ve vodě (hlavně fytoplanktonu), dávce a době působení ozónu [58].



Obrázek 9: vliv obsahu řas ve vzorku vody na vznik vedlejších produktů ozonizace při jednotné dávce ozónu $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ – upraveno dle [58]

Vlivem oxidačních činidel na vznik AOC se zabýval Ramseier [75]. Prokázal, že na zvýšenou tvorbu AOC má vliv ozón. U dalších oxidačních látek (oxid chloričitý, chlór, manganistan draselný) bylo zjištěno, že se významně nepodílejí na navýšení obsahu AOC ve

vodě. K podobným závěrům dospěla Baudišová [3] při monitoringu technologického procesu úpraven, kde byla použita dezinfekce na bázi chlorace. Po hygienickém zabezpečení nedocházelo k zvýšení hodnot AOC. Avšak další autoři [2,68,74,76] experimentálně potvrdili navýšení obsahu AOC po chloraci. Ke zvýšení koncentrace AOC docházelo i při souběžně provedené chloraci s úpravou pH (alkalizace) [71].

Vliv UV záření byl také sledován a autoři došli k rozdílným výsledkům. Lehtola [77] prokázal při použití běžných dávek UV záření ($15 - 50 \text{ mW}\cdot\text{s}\cdot\text{cm}^{-2}$) pro dezinfekci vody snížení hodnot AOC, při vyšších dávkách ($200 - 500 \text{ mW}\cdot\text{s}\cdot\text{cm}^{-2}$) doložil mírné navýšení. Polanska [74] nenašla souvislost mezi změnou hodnot AOC a působením UV záření. V práci Baudišové [3] bylo dokumentováno zvýšení obsahu AOC po aplikaci UV záření.

Escobar [79] sledovala možnost odstranění AOC nanofiltrací a reverzní osmózou. Úspěšnost nanofiltrace závisela na rozdílu povrchového náboje membrán a náboje biodegradabilních sloučenin. Rozdíl se snižoval s rostoucí tvrdostí, pH a iontovou silou. A tím klesala schopnost odstranění AOC. Nanofiltrace surové vody neměla téměř žádnou účinnost na eliminaci AOC (na rozdíl od BDOC, které bylo díky větším rozměrům molekul, odstraněno velmi dobře).

Tabulka 4: Změny koncentrace AOC v průběhu technologických procesů – průměrné hodnoty z vybraných úpraven vody ve Finsku [71]

Technologický proces	Koagulace + rychlofiltrace		Ozonizace		GAU		Dezinfekce + úprava pH	
	před	po	před	po	před	po	před	po
AOC _{total} [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]*	125	97	94	272	261	39	106	134
účinnost [%]		22		-189		85		-26

*AOC měřeno po přidavku anorganických nutrientů

3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

Průběh jednotlivých technologických procesů v ÚV Švařec byl monitorován pomocí parametrů $CHSK_{Mn}$, A_{254} , mikroskopický obraz, kultivovatelné organismy a AOC v období květen až prosinec roku 2014. Výsledky z května a června byly z hodnocení vyloučeny z důvodu nesprávného zacházení se vzorky na stanovení AOC u chlorovaných vod. V prvním případě (květen) do vzorkovnic, které byly určeny pro odběr chlorovaných vod, nebyl vůbec přidán thiosíran pro neutralizaci chloru. Ve druhém případě (červen) byl thiosíran nadávkován až krátce před inokulací vzorků a výsledné hodnoty AOC v chlorované vodě neodpovídaly předpokladům, které vycházely z dostupných zdrojů. Proto byl sterilní thiosíran přidáván do vod upravených chlorací krátce po odběru a ještě před pasterizací vzorku.

Vzorky byly odebírány v těchto bodech:

- surová voda
- preozonizace
- písková filtrace
- ozonizace
- GAU
- dezinfekce a úprava pH
- odtok z úpravny

Surová voda byla odebrána z odběrového kohoutu na přívodu surové vody z přítokového objektu do provozní budovy. Vzorek *preozonizace* byl odebrán z odběrového kohoutu na konci preozonizační nádrže po proběhlé preozonizaci a obsahoval nulovou koncentraci ozónu. Vzorek *písková filtrace* byl odebrán po koagulaci s následnou rychlofiltrací a byl získán slitím filtrátů z deseti pískových filtrů. Pokud byl některý z filtrů v cyklu praní, nebyl zařazen do odběru. Vzorek *ozonizace* byl odebrán po ukončené ozonizaci z odběrového kohoutu při vstupu do akumulární nádrže č. 1, ve vzorku byla nulová koncentrace ozónu. Vzorek *GAU* byl odebrán po adsorpci na GAU a byl slit ze čtyř filtrů osazených aktivním uhlím. Vzorek *dezinfekce a úprava pH* byl odebrán po finální úpravě (nadávkování dezinfekčních činidel a vápenné vody) z odběrového kohoutu před vstupem do akumulární nádrže č. 2. Vzorek *odtok z úpravny* byl odebrán z odběrového kohoutu na odtoku pitné vody do distribuční sítě.

3.1 Odběr vzorků

Pro odběr vzorků má laboratoř ÚV Švařec vypracované standardní pracovní postupy (SPP), které jsou v souladu s dokumenty [80-84]:

- ČSN EN ISO 5667-3: Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi
- ČSN ISO 5667-5: Jakost vod – Odběr vzorků – Část 5: Návod pro odběr vzorků pitné vody z úpraven vody a z vodovodních sítí
- ČSN ISO 5667-14: Jakost vod – Odběr vzorků – Část 14: Pokyny k zabezpečování jakosti odběru vzorků vod a manipulace s nimi
- ČSN EN ISO 5667-16: Jakost vod – Odběr vzorků – Část 16: Pokyny pro biologické zkoušení vzorků
- ČSN EN ISO 19458: Jakost vod – Odběr vzorků pro mikrobiologickou analýzu

3.1.1 Vzorkovnice

- polyethylenová lahev o objemu 250 a 1 000 ml
- sterilní skleněná lahev se zábrusem o objemu 250 a 500 ml

- demineralizovaná skleněná lahev se zábrusem o objemu 1 000 ml s vyznačeným objemem 600 ml

3.1.2 Postup odběru

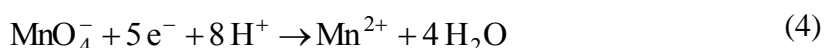
Pro stanovení CHSK_{Mn} a A_{254} byly použity polyethylenové vzorkovnice o objemu 1 000 ml. Vzorkovnice byly dvakrát vypláchnuty odebíranou vodou a poté naplněny po okraj bez bublin. Pro stanovení mikroskopického obrazu byly použity polyethylenové vzorkovnice o objemu 250 ml. Vzorkovnice byly dvakrát vypláchnuty a naplněny asi do $\frac{3}{4}$ jejich objemu. Do vzorků vody, která byla upravena chlorací, byl přidán roztok thiosíranu sodného (0,25 ml) pro neutralizaci chloru. Skleněné sterilní vzorkovnice byly použity pro odběr na stanovení kultivovatelných mikroorganismů. Vzorky vody byly odebrány bez průplachu vzorkovnic a lahve byly naplněny asi do $\frac{3}{4}$ jejich objemu. Ve vzorkovnicích pro odběr vzorků chlorovaných vod byl přítomen thiosíran sodný (přidáván před sterilizací vzorkovnic). Odběr vzorků na stanovení AOC byl proveden do demineralizovaných vzorkovnic bez průplachu vzorkovnic a lahve byly naplněny po předem vyznačenou rysku (600 ml). Všechny vzorky byly zpracovány ihned po odběru. Do vzorkovnic na stanovení AOC s vodou ošetřenou chlorací byl před zpracováním přidán sterilní roztok thiosíranu sodného (1 ml).

3.2 Chemická spotřeba kyslíku manganistanem

3.2.1 Podstata zkoušky

Okyselený vzorek vody se zahřívá ve vroucí vodní lázni po dobu 10 min s daným množstvím odměrného roztoku manganistanu draselného. Část manganistanu je redukována přítomnými oxidovatelnými látkami ve vzorku. Spotřeba manganistanu se stanoví po přidavku šťavelanu sodného titrací přebytku šťavelanu odměrným roztokem manganistanu.

Oxidace oxidovatelných látek ve vzorku:



Zpětná titrace přidaného šťavelanu manganistanem draselným:



3.2.2 Přístroje, zařízení, pomůcky

- vodní lázeň Memmert WNB 45, Německo
- digitální byrety Solarus, 50 ml, Hirschmann® Laborgeräte, Německo
- běžné laboratorní sklo – skleněné pipety, varné zkumavky

3.2.3 Chemikálie

- demineralizovaná voda
- kyselina sírová ($c = 2 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$), p.a., Lach-ner, ČR
- manganistan draselný ($c = 2 \text{ mmol} \cdot \text{l}^{-1}$), p.a., Spolchemie, ČR
- šťavelan sodný ($c = 5 \text{ mmol} \cdot \text{l}^{-1}$), p.a., Lach-ner, ČR
- kyselina šťavelová ($c = 5 \text{ mmol} \cdot \text{l}^{-1}$), normanal, Lach-ner, ČR

3.2.4 Pracovní postup

Stanovení bylo provedeno v souladu s dokumenty [85,86]:

- ČSN EN ISO 8467: Jakost vod – Stanovení spotřeby kyslíku manganistanem (CHSK_{Mn})
- ČSN EN ISO 8467 ZMĚNA Z1: Jakost vod – Stanovení spotřeby kyslíku manganistanem (CHSK_{Mn})

3.3 Absorbance měřená při 254 nm

3.3.1 Podstata zkoušky

Přítomnost některých organických látek se projeví při vlnové délce 254 nm absorpcí záření. Absorbance měřená v této oblasti se stanovuje přímo spektrofotometricky bez přidavku chemických činidel. Zakalené vzorky se upravují např. centrifugací.

3.3.2 Přístroje, zařízení, pomůcky

- stolní odstředivka Hermle Z306, Německo
- spektrofotometr Hach Lange DR 5000, Německo
- křemenná kyveta s optickou dráhou 1 cm

3.3.3 Chemikálie

- demineralizovaná voda

3.3.4 Pracovní postup

Stanovení bylo provedeno v souladu s dokumentem [87]:

- ČSN 75 7360: Kvalita vod – Stanovení absorbance – Přímé měření absorpce ultrafialového záření vlnové délky 254 nm

3.4 Mikroskopický obraz – stanovení biosestonu

3.4.1 Podstata zkoušky

Metoda je založena na zahuštění přítomných organismů ve vzorku vody odstředěním a následným kvantitativním stanovením v počítací komůrce v mikroskopu. V případě přítomnosti sinic se vzorek zpracuje navíc i po fixaci Lugolovým roztokem a dezintegraci kolonií kokálních sinic ultrazvukem.

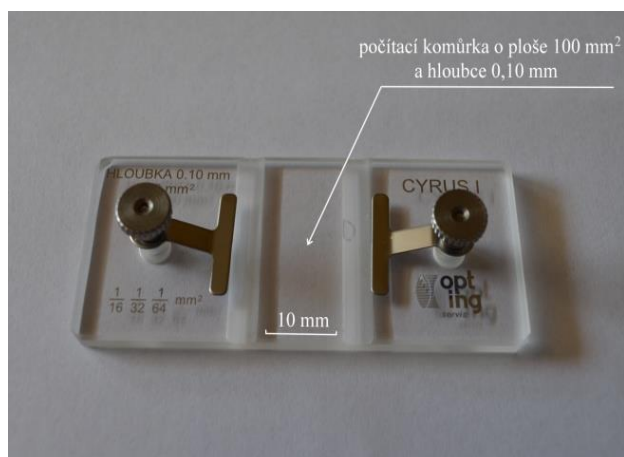
3.4.2 Přístroje, zařízení, pomůcky

- fluorescenční mikroskop Olympus BX 41TF, Japonsko
- stolní odstředivka Hermle Z306, Německo
- ultrazvukový homogenizátor UW 2070, Německo
- počítací komůrka Cyrus I, Laboratorní a zdravotní technika OPTING servis, ČR
- centrifugační zkumavky s kalibrací na objem 0,2; 1,0 a 10 ml
- Pasteurova pipeta

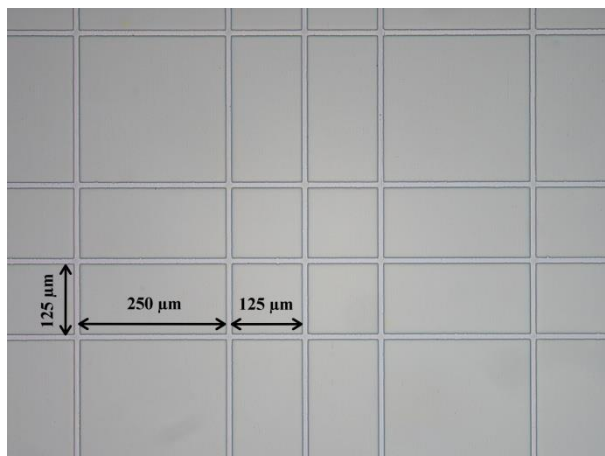
3.4.3 Chemikálie

- demineralizovaná voda
- thiosíran sodný, pentahydrát (1,8 %), p.a., Lach-ner, ČR
- ethanol, 96 %, VWR Prolabo Chemicals, EC
- imerzní olej, Olympus, Japonsko

- Lugolův roztok



Obrázek 10: Počítací komůrka Cyrus I
[vl. foto]



Obrázek 11: Detail mřížky počítací komůrky
Cyrus I - zvětšeno 100x [vl. foto]

3.4.4 Pracovní postup

Stanovení bylo provedeno v souladu s dokumenty [56,57]:

- ČSN 75 7712: Kvalita vod – Biologický rozbor – Stanovení biosestonu, Kapitola 4 Stanovení drobného biosestonu bez rozlišení fyziologického stavu organismů
- ČSN 75 7717: Jakost vod – Stanovení planktonních sinic

3.5 Kultivovatelné mikroorganismy

3.5.1 Podstata zkoušky

Jde o kultivační stanovení, při kterém je odměřený objem vzorku (zředění vzorku) dokonale promíchán s rozpuštěným živným médiem v Petriho misce. Po vychladnutí a ztuhnutí média se jedna sada misek kultivuje při 22 °C po dobu 68 h a druhá sada při teplotě 36 °C po dobu 44 h. Narostlé kolonie (KTJ – kolonie tvořící jednotku) se počítají pod lupou.

3.5.2 Přístroje, zařízení, pomůcky

- vodní lázeň Memmert WNE7, Německo
- autokláv Tuttnauer 2540 EA, USA
- termobox LBT 165 (22 ± 2 °C), ATS CZ, ČR
- chladič inkubátor Friocell 55 (36 °C ± 2 °C), BMT MMM Group, ČR
- horkovzdušný sterilizátor Stericell 111, BMT MMM Group, ČR
- pH metr Multi 197i, WTW, Německo
- počítačka kolonií BZG 30, WTW, Německo
- automatická pipeta Finnpipette, 100 – 1 000 ml, Thermo Fisher Scientific, Finsko
- Petriho misky plastové o průměru 60 a 90 mm
- běžné laboratorní sklo

3.5.3 Chemikálie a média

- demineralizovaná voda
- fyziologický roztok

- agar s kvasničným extraktem, HiMedia, Indie
- thiosíran sodný, pentahydrát (1,8 %), p.a., Lach-ner, ČR

3.5.4 Pracovní postup

Stanovení bylo provedeno v souladu s dokumenty [88,89]:

- ČSN EN ISO 6222: Jakost vod – Stanovení kultivovatelných mikroorganismů – Stanovení počtu kolonií očkovaním do živného agarového kultivačního média
- ČSN EN ISO 8199: Jakost vod – Obecný návod pro stanovení mikroorganismů kultivačními metodami



Obrázek 12: miska s koloniemi kultivovatelných mikroorganismů [vl. foto]



Obrázek 13: nevyhodnotitelná miska (tzv. přerostlá bakterií z řádu Aktinomycetes) [vl. foto]

3.6 Asimilovatelný organický uhlík

3.6.1 Podstata zkoušky

Mikroorganismy přítomné ve vzorku jsou zahubeny pasterizací a ochlazený vzorek je inokulován referenčními kmeny. Po inkubaci naočkovaných vzorků jsou narostlé referenční kmeny stanoveny kultivační metodou. Aby se zabránilo obohacení vzorku o organické látky z použitého laboratorního skla, musí být veškeré sklo, které přijde do kontaktu se vzorky a suspenzí bakterií demineralizováno.

Postup vycházel z Certifikované metodiky Ministerstva zemědělství ČR 2014 [42]. Byl použit kmen *Pseudomonas fluorescens* (P17, ATCC 49642). Inkubace byla provedena po dobu 5 až 12 dní a vzorky byly kultivovány vždy 5., 6., 7. a 12. den inkubace. Za výsledky byly považovány nejvyšší hodnoty narostlých kolonií. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo 7. nebo 12. den inkubace.

3.6.2 Chemikálie a média

3.6.2.1 Roztoky pro demineralizaci vzorkovnic

Všechny uvedené chemikálie jsou čistoty p.a., výrobcem je Lach-ner ČR.

Roztok 1:

NaOH	1 000 g
KMnO ₄	300 g
demineralizovaná voda doplnit do	10 000 ml

Roztok 2:

Na ₂ S ₂ O ₅	150 g
HCl, konc.	150 ml
demineralizovaná voda doplnit do	5 000 ml

3.6.2.2 Minerální médium

roztok A	10 ml
roztok B	10 ml
roztok C	10 ml
demineralizovaná voda	970 ml

Minerální médium (80 ml) je sterilizováno v autoklávu při teplotě 121 °C po dobu 15 min. Uchovává se při teplotě 2 - 6 °C po dobu 1 roku. Jednotlivé roztoky (A, B, C) se po rozpuštění uchovávají ve tmě a při pokojové teplotě po dobu 1 roku.

Roztok A

KH ₂ PO ₄	0,27 g
K ₂ HPO ₄ ·3H ₂ O	0,53 g
Na ₂ HPO ₄ ·2H ₂ O	0,4 g
demineralizovaná voda	1 000 ml

Roztok B

CaCl ₂ ·2H ₂ O	5,0 g
CoCl ₂ ·6H ₂ O	0,005 g
H ₃ BO ₃	0,01 g
demineralizovaná voda	1 000 ml

Roztok C

MgSO ₄ ·7H ₂ O	5,0 g
CaSO ₄ ·2H ₂ O	0,008 g
MnSO ₄ ·H ₂ O	0,3 g
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0,01 g
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0,3 g
demineralizovaná voda	1 000 ml

3.6.2.3 Předkultivační médium

roztok D	0,8 ml
roztok E	0,8 ml
minerální médium	80 ml

Roztok D

NH ₄ Cl	38,2 mg
demineralizovaná voda	500 ml

Roztok E

C ₂ H ₃ NaO ₂ ·3H ₂ O	34,0 mg
demineralizovaná voda	100 ml

Roztoky D, E jsou sterilizovány v autoklávu při 121 °C po dobu 15 min a uchovávají se při teplotě 4 °C po dobu 1 roku.

3.6.2.4 Lab-lemco agar, Oxoid, Anglie

pepton	5 g
masový extrakt	3 g
agar	15 g
demineralizovaná voda	1 000 ml

3.6.3 Přístroje a pomůcky

- třepačka GFL 3005, Německo
- vodní lázeň Memmert WNE7, Německo
- termobox LBT 165 (15 °C ± 2 °C a 25 ± 1 °C), ATS CZ, ČR
- chladicí inkubátor Friocell 55 (36 °C), BMT MMM Group, ČR
- horkovzdušný sterilizátor Stericell 111, BMT MMM Group, ČR
- počítačka kolonií BZG 30, WTW, Německo
- automatická pipeta Finnpipette, Thermo Fisher Scientific, Finsko
- pH metr Multi 197i, WTW, Německo
- vzorkovnice z borosilikátového skla se zábrusovými zátkami o objemu 1 000 ml s vyznačeným objemem 600 ml
- laboratorní hokejky roztírací sterilní
- inokulační kličky sterilní
- sterilní Petriho misky o průměru 90 mm
- běžné laboratorní sklo

3.6.4 Preanalytické přípravy

3.6.4.1 Demineralizace skla

Do lahví byl nalit roztok č. 1 (pipety byly vloženy do tohoto roztoku) tak, aby při třepání bylo smáčeno i hrdlo se zátkou. Lahve byly umístěny na třepačku, kde byly třepány po dobu 20 minut. Potom byl roztok vylit zpět do zásobní lahve (roztok byl použit vícekrát) a lahve byly minimálně třikrát vypláchnuty demineralizovanou vodou. Do vypláchnutých lahví byl nalit roztok č. 2 a lahve byly opět třepány za stejných podmínek a následně vypláchnuty

demineralizovanou vodou. Po vysušení byly lahve vloženy do horkovzdušného sterilizátoru, kde byly zahřívány na teplotu 250 °C po dobu 4 hodin. Mezi hrdlo a zátku byl proti spečení vložen proužek alobalu.

3.6.4.2 Příprava kultivace

Kmen P17 byl přes noc kultivován na Lab-Lemco agaru při teplotě 25 °C. Z narostlé masy bakterií bylo přeneseno takové množství, aby se v 9 ml sterilní vodovodní vody vytvořila zakalená suspenze. Bylo odebráno 0,3 ml suspenze a přeneseno do předkultivačního média. Naočkované předkultivační médium bylo kultivováno při teplotě 15 °C, dokud počet kolonií nedosáhl $3 \cdot 10^6$ KTJ·ml⁻¹ (cca 5 dní). Takto nachystané předkultivační médium s kmenem P17 bylo uchováváno v lednici po dobu maximálně dvou měsíců.

3.6.5 Vlastní analýza

Odebrané vzorky vody (600 ml) byly pasterizovány při teplotě 80 °C po dobu 45 min ve vodní lázni a každých 10 min byly promíchány. Po vychladnutí na laboratorní teplotu bylo do každého vzorku přeneseno předkultivační médium s kmenem P17 o objemu 0,1 ml a následovala inkubace při teplotě 15 °C. Kultivace bakterií kmene P17 byla provedena 5., 6., 7. a 12. den inkubace. Bylo vyočkováno 0,5 ml inokulovaného vzorku na předsušenou kultivační půdu a sterilní laboratorní hokejkou byl vzorek rozetřen po povrchu média. Pro každý vzorek bylo provedeno ředění (10^{-2} , 10^{-3}) a od každého ředění byly očkované tři paralely. Misky byly inkubovány 5 dní při 25 °C a pod lupou (počítačka kolonií) byly počítány mléčně zbarvené kolonie *Pseudomonas fluorescens*.



Obrázek 14: misky s koloniemi kmene P17 [vl. foto]

3.6.6 Výpočty a vyjadřování výsledků

Výpočet AOC (P17) byl proveden na základě známého růstového výtěžku pro kmen P17 dle vzorce:

$$AOC = \frac{N_{\max} \cdot 1\,000}{Y} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}, \quad (6)$$

kde N_{\max} je maximální počet *Pseudomonas fluorescens* v $\text{KTJ} \cdot \text{ml}^{-1}$ a Y je růstový výtěžek *Pseudomonas fluorescens*, $Y = 4,1 \cdot 10^6 \text{KTJ} \cdot \mu\text{g}^{-1} \text{AOC}$.

3.7 Výsledky a diskuze

Vzorky surové vody, vzorky odebrané po jednotlivých technologických krocích (preozonizace, koagulace s pískovou filtrací, ozonizace, dezinfekce s úpravou pH) a na odtoku z ÚV Švařec byly analyzovány dle popsanych postupů.

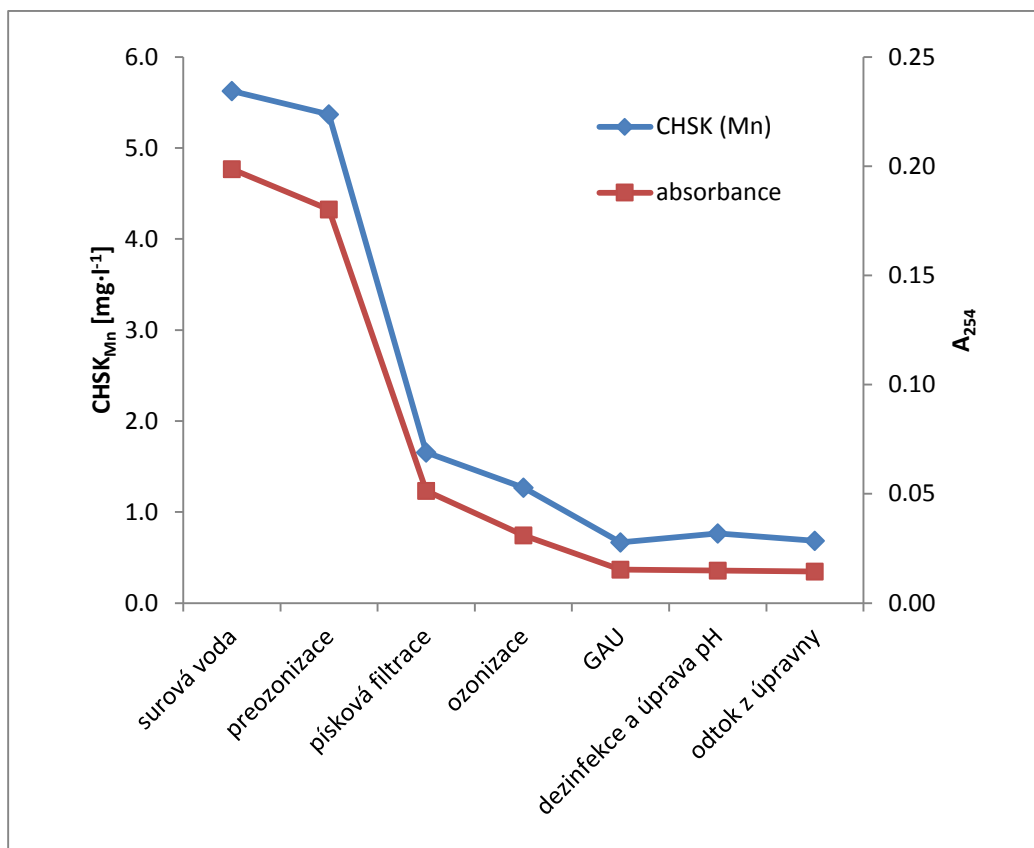
Ukazatelé CHSK_{Mn} , A_{254} , bioseston a kultivovatelné mikroorganismy jsou v laboratoři pravidelně sledovány v rámci kontroly jakosti (standarty, duplicitní vzorek, opakovatelnost, robustnost a mezilaboratorní porovnávací zkoušky). Parametr AOC není prozatím do těchto kontrol zahrnutý. Proto byly v rámci diplomové práce vyhodnoceny základní statistické charakteristiky pouze pro ukazatel AOC.

3.7.1 CHSK_{Mn} a A_{254}

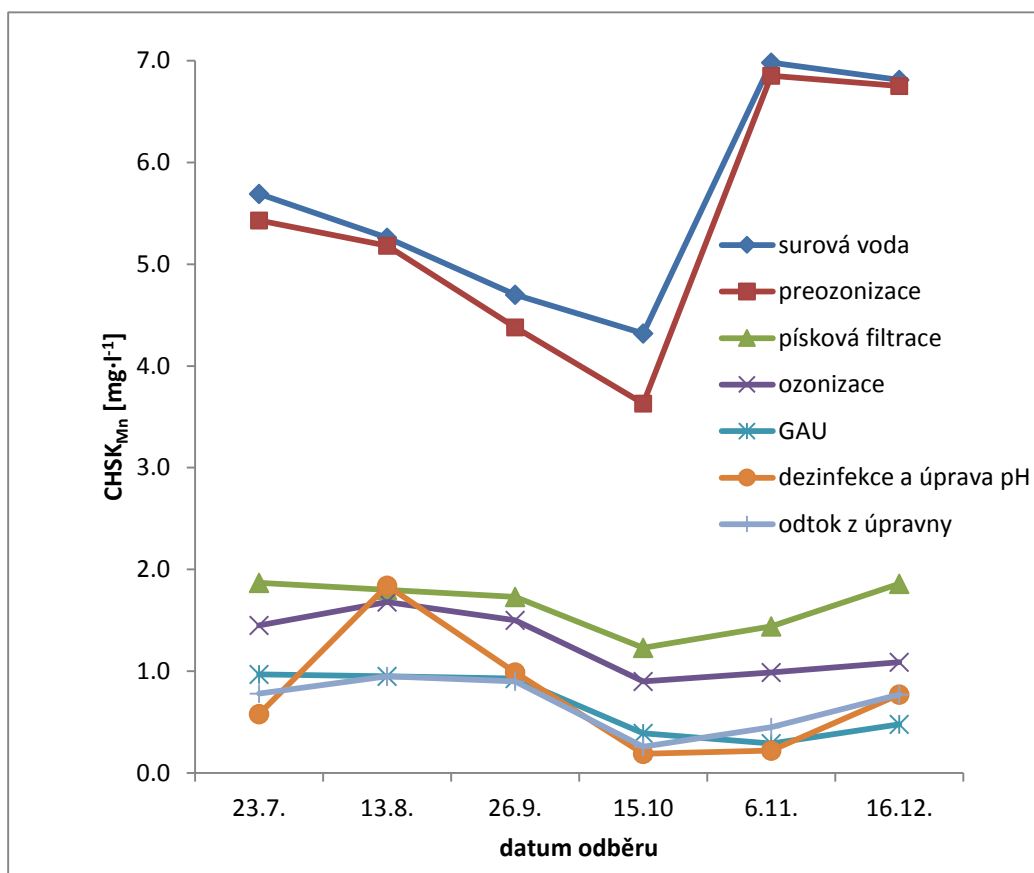
Výsledky měření ukazatelů CHSK_{Mn} a A_{254} jsou zpracovány v tabelární formě (Tabulka 5). Vliv technologických procesů na separaci organických látek, které jsou indikovány pomocí CHSK_{Mn} a A_{254} , byl zpracován graficky (Obr. 15 - 17).

Tabulka 5: Hodnoty CHSK_{Mn} a A_{254} v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

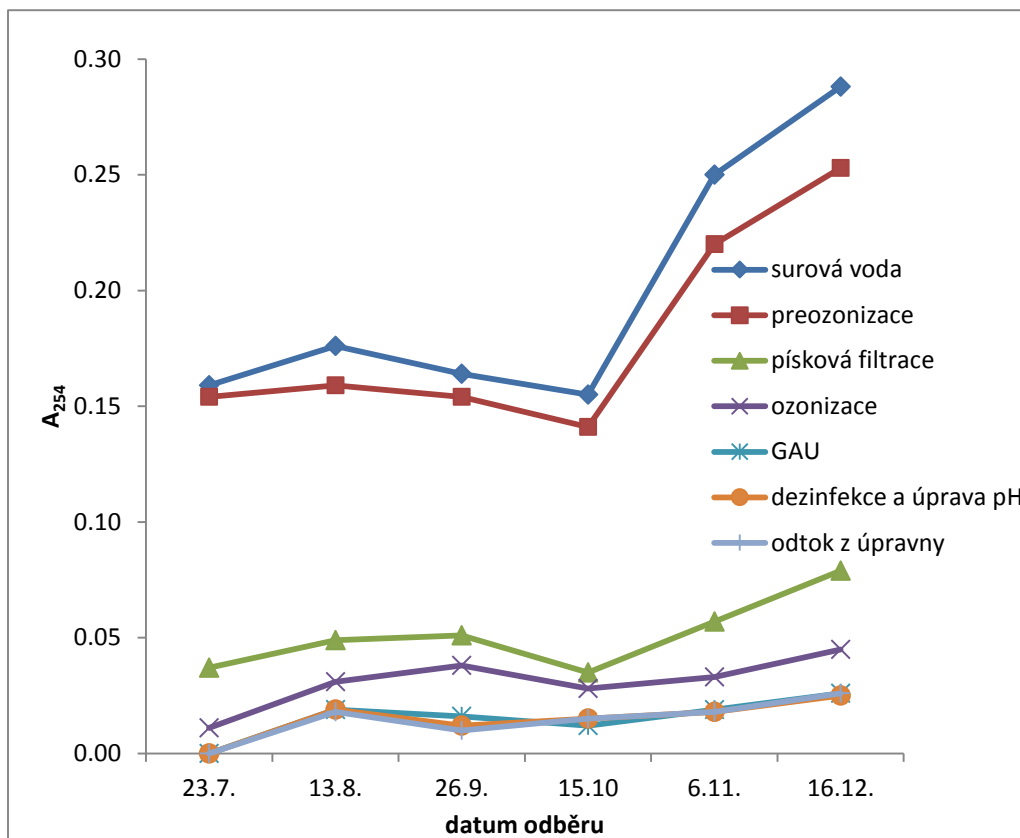
Místo odběru	$\text{CHSK}_{\text{Mn}} [\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}]$			A_{254}		
	průměr	min	max	průměr	min	max
surová voda	5,63	4,32	6,98	0,20	0,16	0,29
preozonizace	5,37	3,63	6,85	0,18	0,14	0,25
písková filtrace	1,66	1,23	1,87	0,05	0,04	0,08
ozonizace	1,27	0,90	1,68	0,03	0,01	0,05
GAU	0,67	0,29	0,97	0,02	0,00	0,03
dezinfekce a úprava pH	0,77	0,19	1,84	0,01	0,00	0,03
odtok z úpravny	0,69	0,26	0,95	0,01	0,00	0,03



Obrázek 15: Průměrné hodnoty CHSK_{Mn} a A₂₅₄ v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec



Obrázek 16: CHSK_{Mn} v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

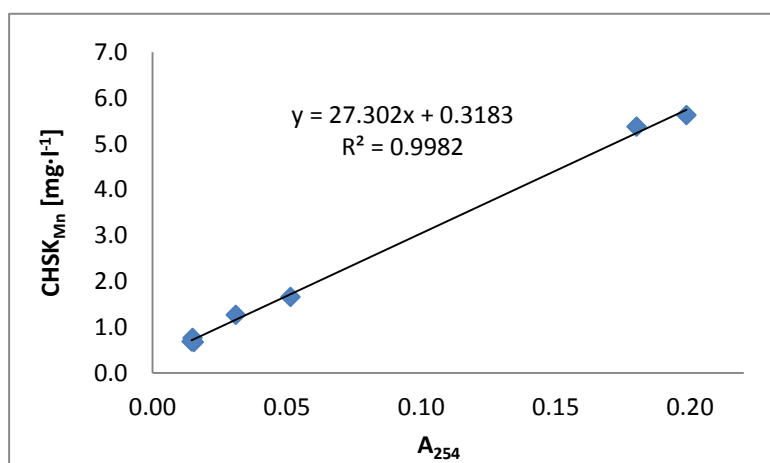


Obrázek 17: A_{254} v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

Nejvyšší hodnoty $CHSK_{Mn}$ a A_{254} byly naměřeny v surové vodě. Během úpravy pitné vody docházelo k postupnému snižování hodnot obou ukazatelů. Největší pokles byl zaznamenán po koagulaci s pískovou filtrací. K mírnému snížení hodnot došlo po preozonizaci, ozonizaci a po adsorpci na GAU. Hygienické zabezpečení a alkalizace neměly významný vliv na hodnoty měřených ukazatelů $CHSK_{Mn}$ a A_{254} .

Pokles během preozonizace a ozonizace nastal z důvodu oxidace organických látek [16,17]. Snížení hodnot $CHSK_{Mn}$ a A_{254} po koagulaci s pískovou filtrací ukazuje na správně fungující proces koagulace a dobrou separaci vloček během rychlofiltrace [20,21]. Pokles hodnot obou parametrů po filtrech s GAU potvrzuje adsorpci organických látek na GAU [32,33].

Z obrázků 15 a 18 je patrná významná korelace mezi hodnotami ukazatelů $CHSK_{Mn}$ a A_{254} , která se v praxi využívá pro rychlé a orientační zjištění hodnot $CHSK_{Mn}$ ve vzorcích vody.



Obrázek 18: Závislost mezi ukazateli $CHSK_{Mn}$ a A_{254}

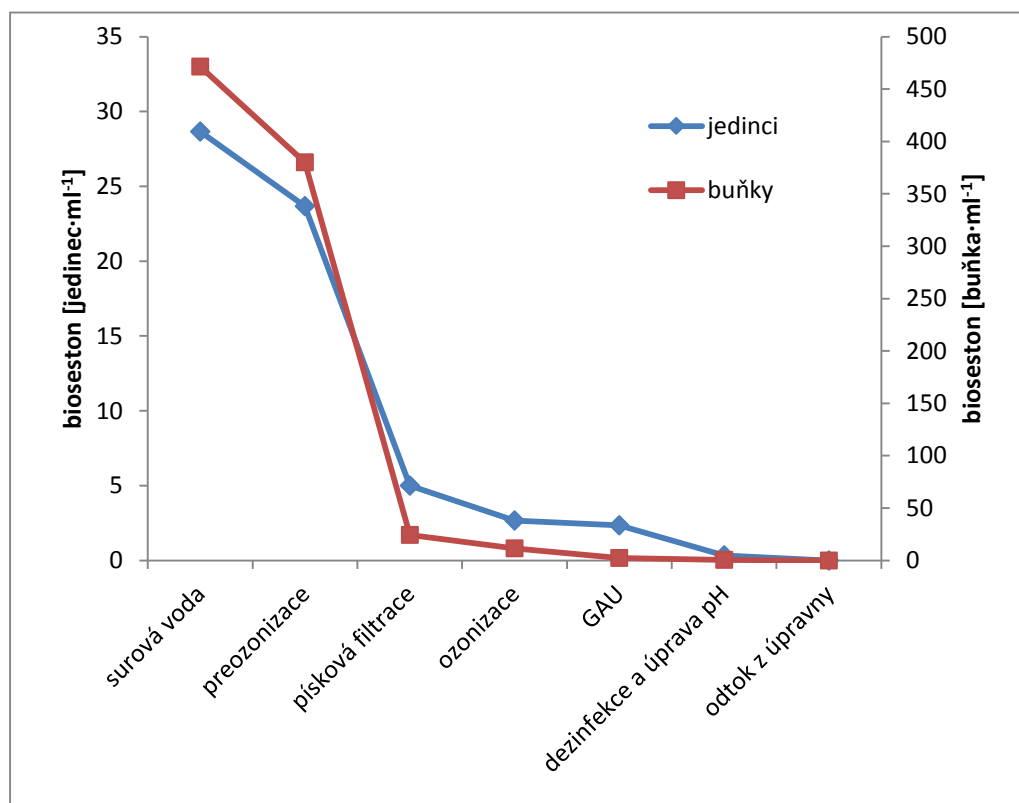
3.7.2 Bioseston

Během úpravy vody dochází nejen k žádoucí eliminaci organismů v upravované vodě, ale také k rozpadu kolonií, vláken řas a sinic. Přítomnost rozpadlých kolonií a vláken vede k neúměrnému navýšení počtů jedinců (kap. 2.5.3). Z tohoto důvodu bylo provedeno stanovení biosestonu pomocí kvantifikace jedinců i buněk.

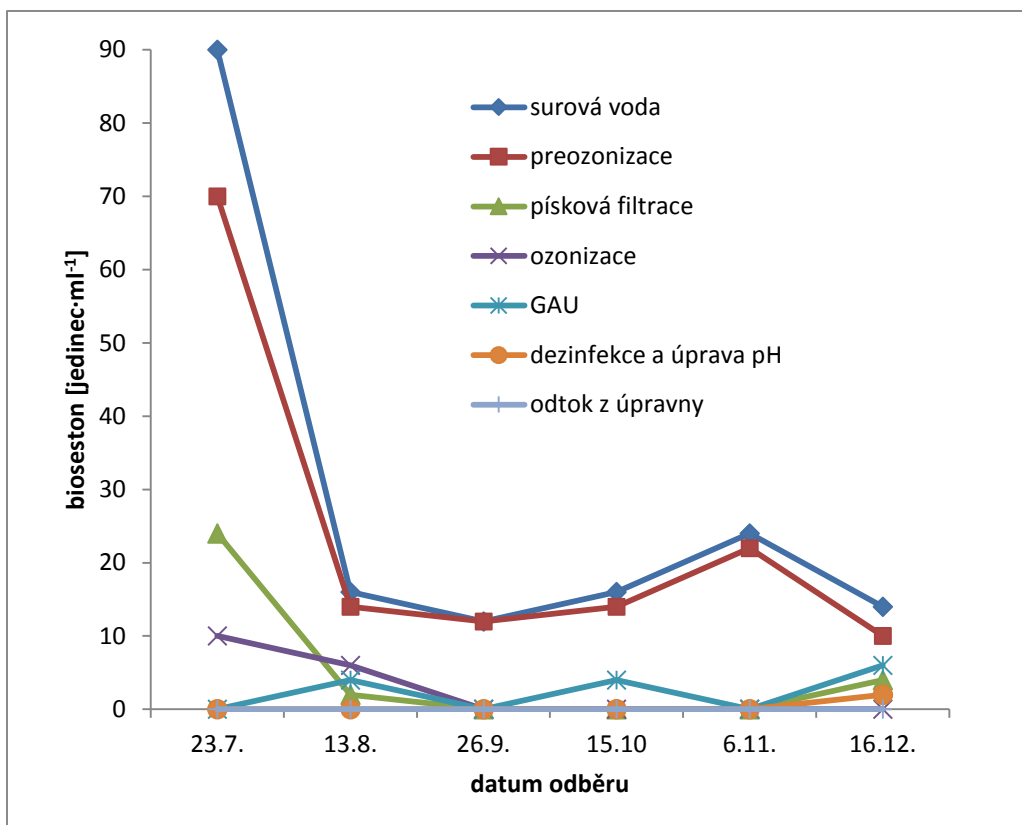
Výsledky z mikroskopického stanovení počtů jedinců a buněk jsou doloženy v Tabulce 6. Vliv technologických procesů na počet jedinců a buněk byl zpracován graficky (Obr. 19 - 21).

Tabulka 6: Hodnoty biosestonu v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

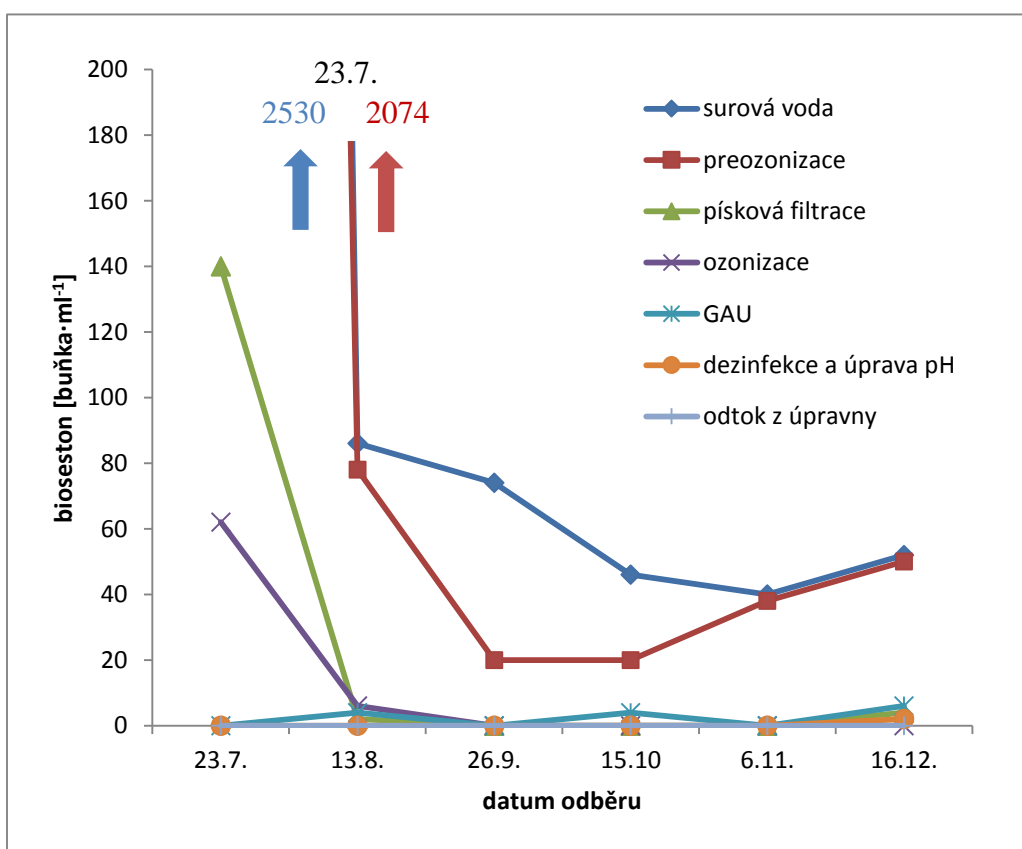
Místo odběru	Bioseston [organismus·ml ⁻¹]					
	jedinci			buňky		
	průměr	min	max	průměr	min	max
surová voda	29	12	90	471	40	2530
preozonizace	24	10	70	383	20	2074
písková filtrace	5	0	24	24	0	140
ozonizace	3	0	10	11	0	62
GAU	2	0	6	2	0	6
dezinfekce a úprava pH	0	0	2	0	0	2
odtok z úpravny	0	0	0	0	0	0



Obrázek 19: Průměrné hodnoty biosestonu v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

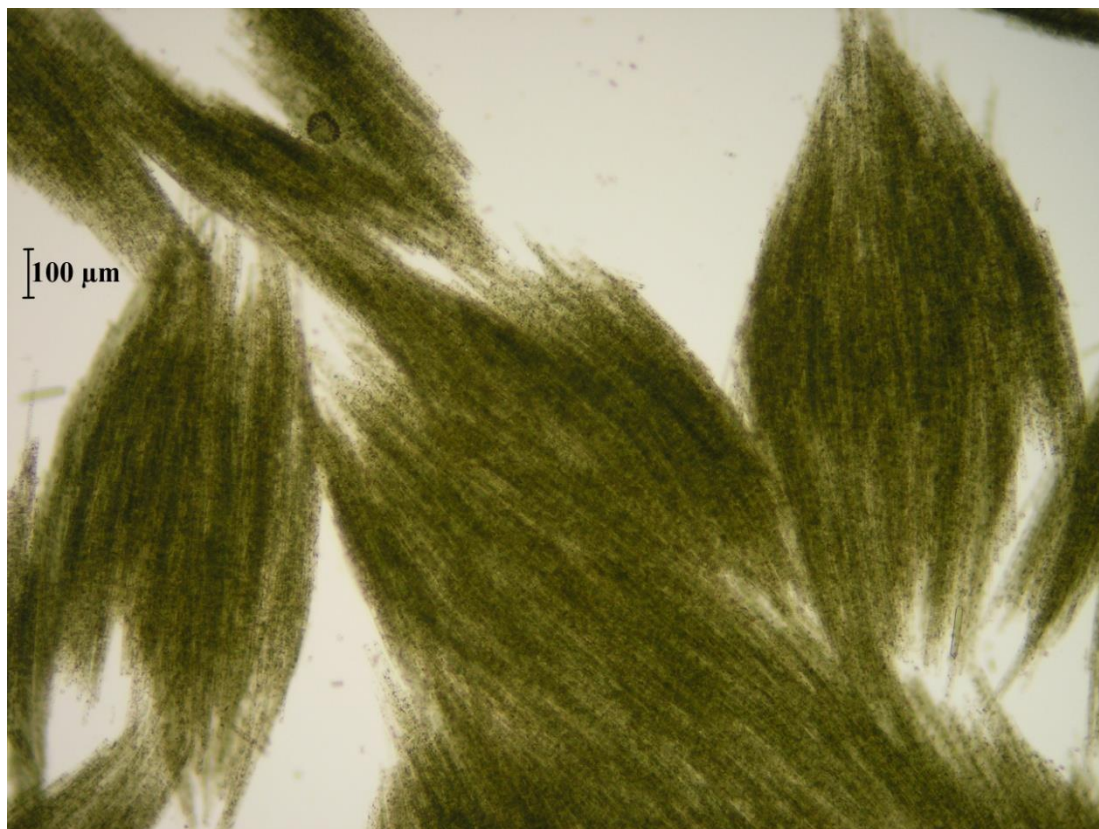


Obrázek 20: Bioeston vyjádřený v jedincích v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec



Obrázek 21: Bioeston vyjádřený v buňkách v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

Nejvyšší oživení bylo zaznamenáno v červenci. Ve vodě dominovala vláknitá sinice rodu *Aphanizomenon* (Obr. 22), jejíž vlákna podléhají snadnému rozpadu. V 1 ml surové vody bylo detekováno 90 jedinců (2 530 buněk) a ve stejném objemu vzorku vody po preozonizaci 70 jedinců (2 074 buněk). V tomto období bylo také zjištěno nejvíce organismů ve vodě po pískové filtraci (24 jedinců/140 buněk v 1 ml vzorku).



Obrázek 22: *Aphanizomenon flos-aquae* [vl. foto]

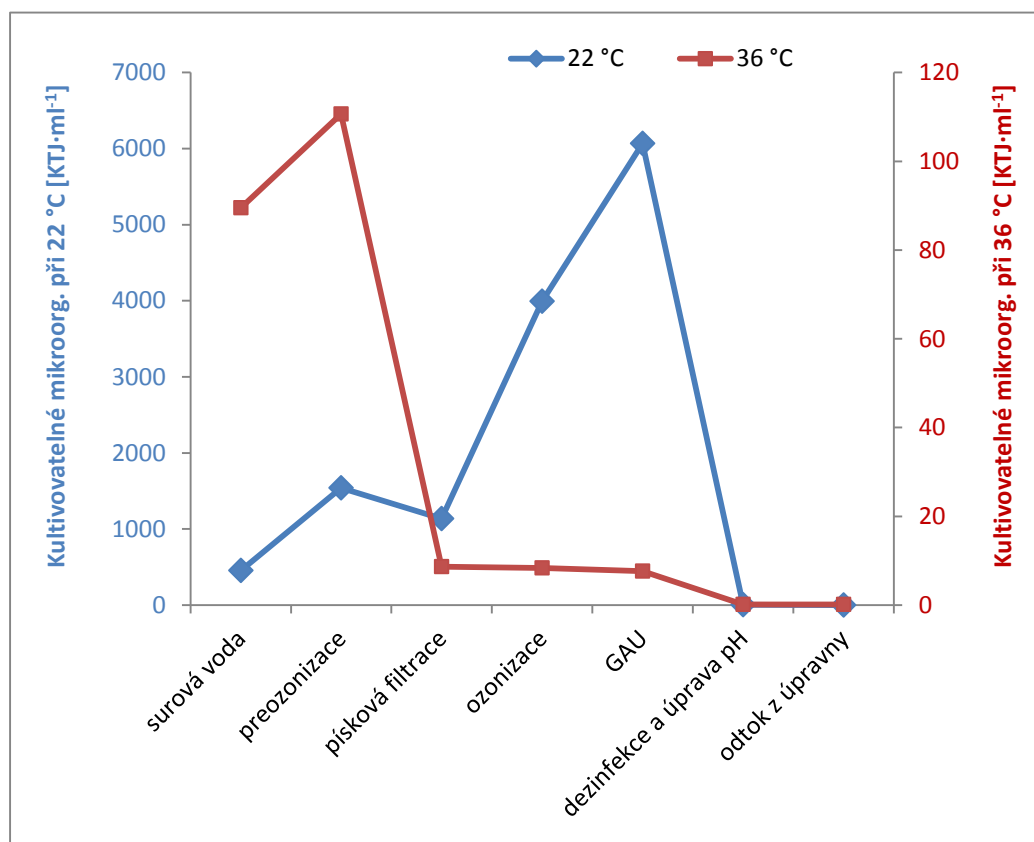
Graf průměrných hodnot (Obr. 19) dokumentuje postupné snižování počtů jedinců a buněk ve vodě v průběhu technologické linky úpravy pitné vody. Po preozonizaci docházelo k mírnému snížení hodnot biosestonu, které mohlo být způsobeno rozbitím některých organismů působením ozónu [19]. Koagulace s pískovou filtrací vedla k odstranění většiny organismů z vody [20,21]. Po ozonizaci a adsorpci na GAU došlo k mírné eliminaci biosestonu a to především buněk. Ve vodě po filtrech s GAU bylo v některých případech zaznamenáno jiné kvalitativní složení biosestonu než ve vodě sledované v předchozích stupních úpravy pitné vody. Jednalo se o bezbarvé bičíkovce. Jejich přítomnost informuje o dostupných živinách na filtrech s GAU. Finální úprava nevedla k výrazným změnám ve výskytu organismů ve vodě.

3.7.3 Kultivovatelné mikroorganismy

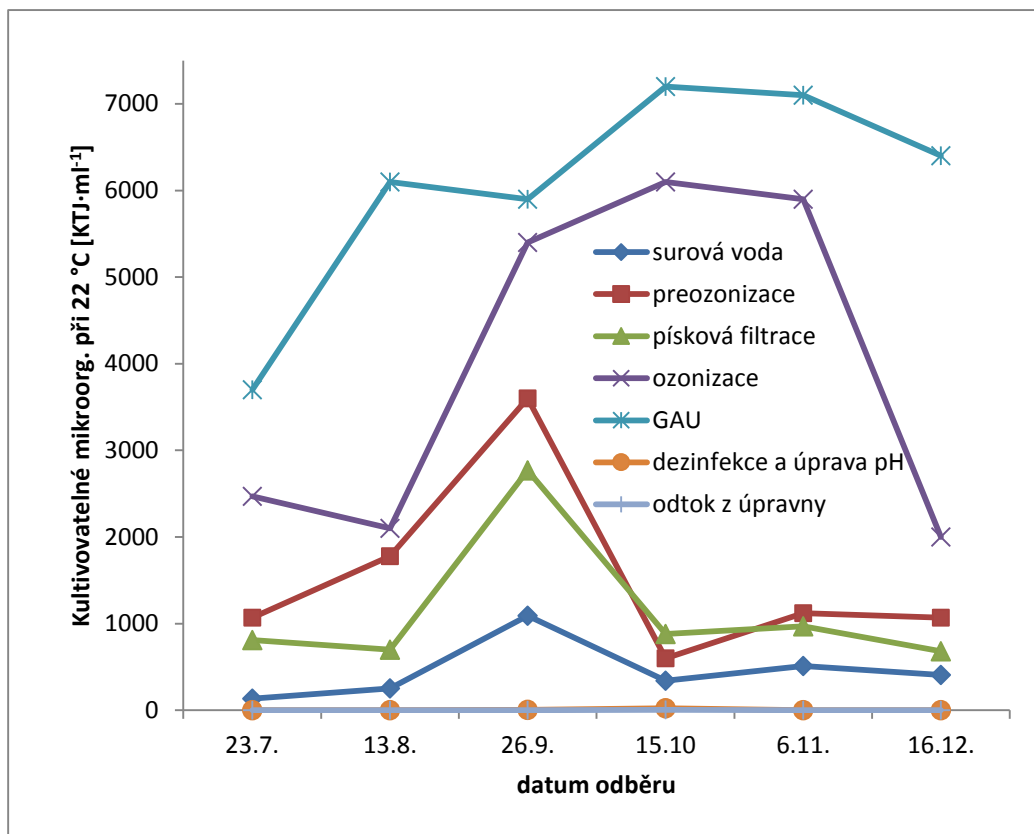
Výsledné hodnoty ze stanovení kultivovatelných organismů při 22 a 36 °C jsou doloženy v Tabulce 7. Vliv technologických procesů na výskyt těchto organismů byl zpracován graficky (Obr. 23 – 25).

Tabulka 7: Hodnoty kultivovatelných mikroorganismů v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

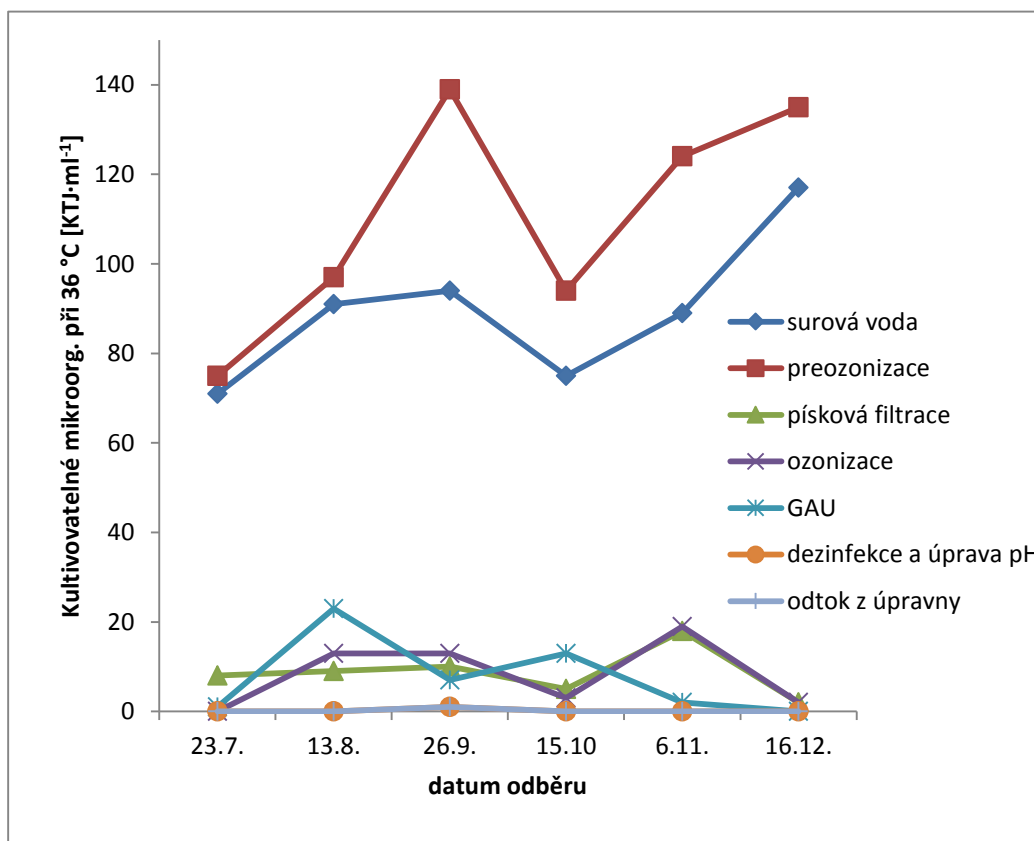
Místo odběru	Kultivovatelné mikroorganismy [KTJ·ml ⁻¹]					
	při 22 °C			při 36 °C		
	průměr	min	max	průměr	min	max
surová voda	456	134	1090	90	71	117
preozonizace	1540	600	3600	111	75	139
písková filtrace	1135	680	2770	9	2	18
ozonizace	3995	2000	6100	8	0	19
GAU	6067	3700	7200	8	0	23
dezinfekce a úprava pH	5	0	24	0	0	1
odtok z úpravní	1	0	4	0	0	1



Obrázek 23: Průměrné hodnoty kultivovatelných mikroorganismů v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec



Obrázek 24: Kultivovatelné mikroorganismy při 22 °C v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec



Obrázek 25: Kultivovatelné mikroorganismy při 36 °C v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

Zjištěné počty kultivovatelných mikroorganismů v surové vodě byly po dobu sledování poměrně stabilní. Počet kultivovatelných mikroorganismů při 22 °C se pohyboval (kromě 26. září., kdy byl zaznamenán nárůst pravděpodobně způsobený kolapsem biomasy fytoplaktonu ve vodárenské nádrži) od 134 do 510 KTJ·ml⁻¹ a počet kultivovatelných mikroorganismů při 36 °C byl v rozpětí od 71 do 117 KTJ·ml⁻¹. Až do ozonizace probíhaly podobné změny ve výskytu obou skupin organotrofů. Ve vzorcích po preozonizaci (nulová koncentrace ozónu) byly nalezeny zvýšené počty všech kultivovatelných mikroorganismů. Proces koagulace s pískovou filtrací snižoval výskyt sledovaných mikroorganismů. Po ozonizaci (nulová koncentrace ozónu) došlo k významným rozdílům. Počet mikroorganismů kultivovaných při 22 °C znatelně vzrostl a zvýšení pokračovalo i po adsorpci na GAU. U mikroorganismů kultivovaných při 36 °C nedošlo ke změnám v počtu KTJ ani po ozonizaci, ani po adsorpci na GAU. Po dezinfekci se počty mikroorganismů kultivovaných při 22 a 36 °C pohybovaly většinou kolem 0 KTJ·ml⁻¹.

Zvýšení množství organotrofních organismů ve vodě po preozonizaci ukazuje na přítomnost organického substrátu, který vznikl oxidací organických látek ozónem [2,16,17]. Pokles sledovaných mikroorganismů po koagulaci s pískovou filtrací potvrzuje korektní průběh těchto technologických kroků [20,21]. Výraznější nárůst mikroorganismů kultivovaných při 22 °C po ozonizaci a adsorpci na GAU indikuje více mikroorganismů, které mají nižší optimální teplotu růstu. Podobné zvýšení počtu mikroorganismů kultivovaných při 22 °C po ozonizaci a adsorpci na GAU bylo zaznamenáno v některých úpravách vody v práci Baudišové [3] a Lehtoly [71]. Zvýšení počtů mikroorganismů kultivovaných při 22 °C po filtrech s GAU informuje o oživení na GAU [71]. Významný pokles množství kultivovatelných organismů po finální úpravě dokládá správnou účinnost použitých dezinfekčních činidel [4].

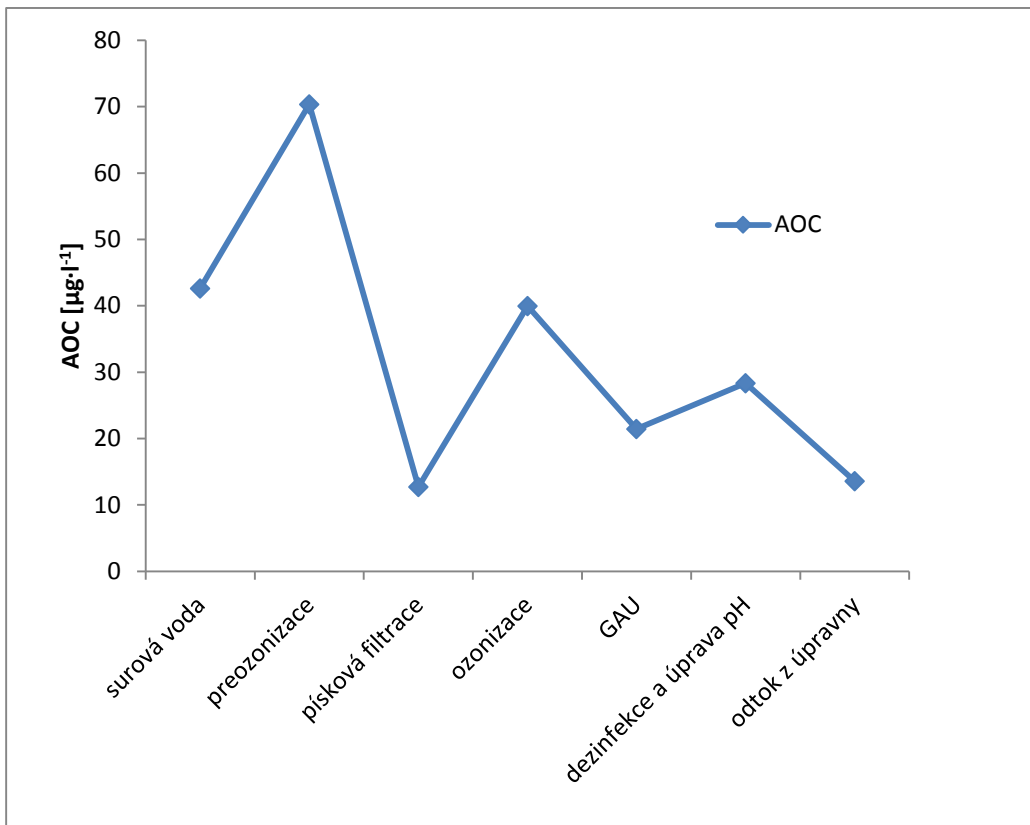
3.7.4 AOC

3.7.4.1 Obsah AOC během technologických procesů úpravy vody

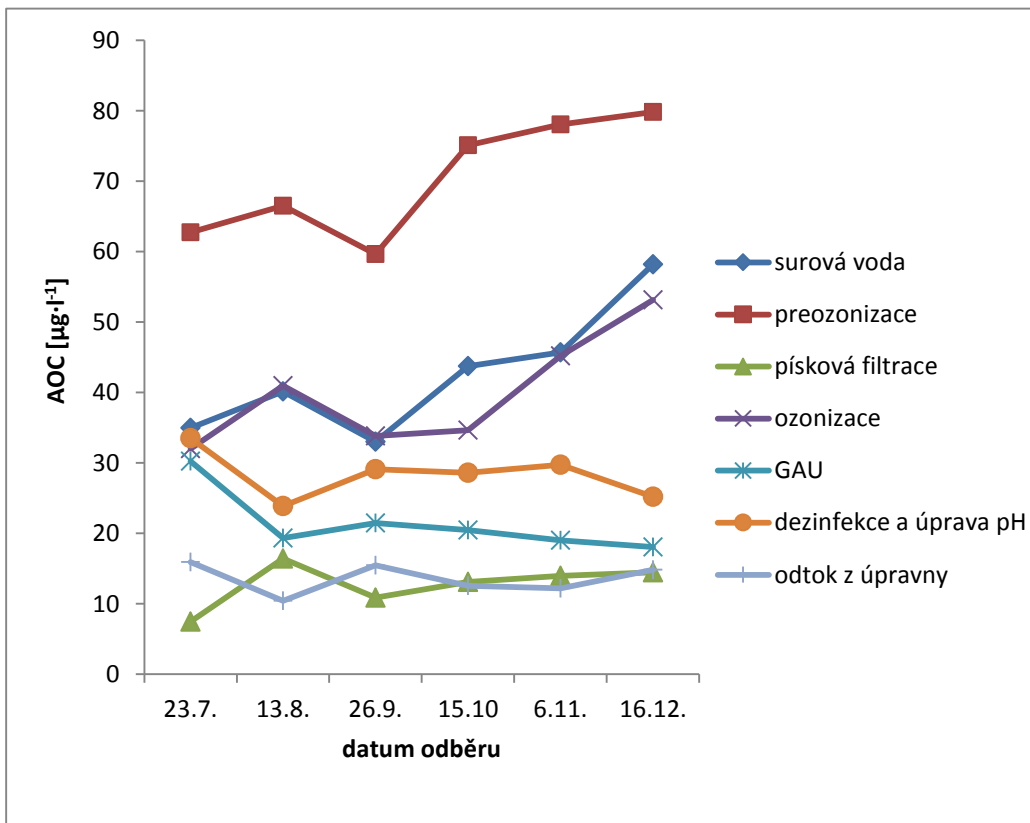
Zjištěné koncentrace AOC jsou doloženy v Tabulce 8. Kolísání obsahu AOC v průběhu technologických procesů bylo vyhodnoceno graficky (Obr. 26 a 27). Graficky bylo také zpracováno porovnání získaných hodnot CHSK_{Mn} s koncentracemi AOC v jednotlivých technologických krocích (Obr. 28).

Tabulka 8 : Obsah AOC v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

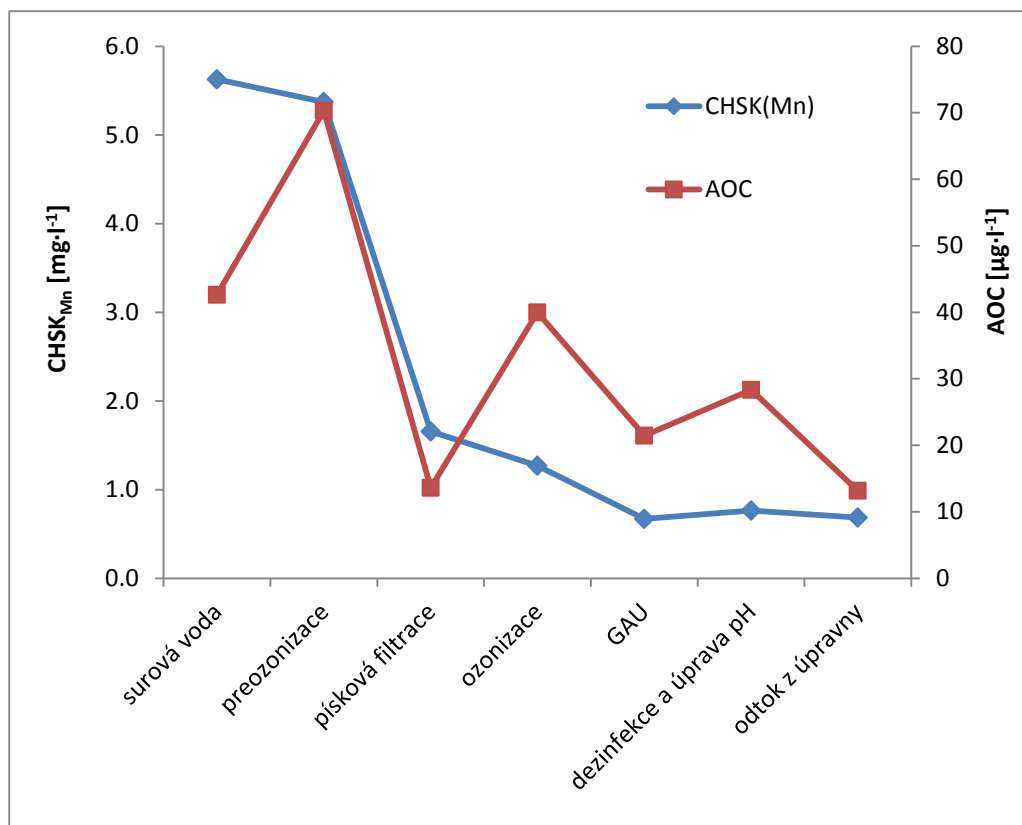
Místo odběru	AOC [µg·l ⁻¹]								
	23.7.	13.8.	26.9.	15.10	6.11.	16.12.	průměr	min	max
surová voda	34,96	40,16	33,01	43,74	45,69	58,21	42,63	33,01	58,21
preozonizace	62,76	66,50	59,67	75,12	78,05	79,84	70,32	59,67	79,84
písková filtrace	7,46	16,42	10,89	13,12	13,98	14,99	12,73	7,46	16,42
ozonizace	32,03	40,98	33,82	34,63	45,20	53,17	39,97	32,03	53,17
GAU	30,24	19,35	21,46	20,49	19,02	18,05	21,43	18,05	30,24
dez. a úprava pH	33,50	23,90	29,11	28,62	29,76	25,20	28,35	23,90	33,50
odtok z úpravny	15,93	10,42	15,45	12,55	12,21	14,85	13,57	10,42	15,93



Obrázek 26: Průměrné hodnoty AOC v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec



Obrázek 27: AOC v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec



Obrázek 28: Srovnání CHSK_{Mn} a AOC v surové vodě, v průběhu procesů technologie úpravy vody a na odtoku z ÚV Švařec

Tabulka 9: vliv jednotlivých technologických procesů na obsah AOC

Místo odběru	AOC [µg·l ⁻¹]	Účinnost odstranění [%]	
		srovnání s předchozím procesem	srovnání se surovou vodou
surová voda	42,63		
preozonizace	70,32	-64,97	-64,97
písková filtrace	12,73	81,90	70,14
ozonizace	39,97	-214,06	6,23
GAU	21,43	46,38	49,72
dezinfekce a úprava pH	28,35	-32,25	33,50
odtok z úpravny*	13,57	52,13	68,17

* zde nejde o vliv technologie

Naměřené koncentrace AOC v surové vodě se pohybovaly od 33 do 58 µg·l⁻¹. Zjištěné změny obsahu AOC podél technologické linky úpravy pitné vody byly ve shodě s dostupnými zdroji (kap. 2.5.5.2). Preozonizace a ozonizace zvyšovaly množství AOC. Ozonizací surové vody (preozonizací) byl obsah AOC zvýšen v průměru o 65 %, po ozonizaci byla koncentrace AOC blízká koncentraci AOC v surové vodě. Koagulace s pískovou filtrací a adsorpce na GAU snižovaly hodnoty AOC. Nejnižších koncentrací AOC bylo dosaženo po koagulaci s pískovou filtrací. Dezinfekce s úpravou pH měly vliv na mírné zvýšení koncentrace AOC.

Vzorek odebraný na odtoku z ÚV Švařec obsahoval nižší množství AOC než voda po finální úpravě. To naznačuje možnost výskytu biofilmů v akumulární nádrži, ze které odtéká upravená voda do distribuční sítě. Vyrobena pitná voda (po finální úpravě) dosahovala hodnot AOC v rozmezí od 24 do 34 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a splňovala mírnější doporučený limit ($< 50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) pro biologicky stabilní vodu.

3.7.4.2 Základní statistické charakteristiky

Ze vzorku surové vody bylo za podmínek opakovatelnosti provedeno deset měření koncentrace AOC. Ze získaných hodnot byla určena směrodatná odchylka a relativní směrodatná odchylka. Výpočet směrodatných odchylek byl proveden podle následujících vztahů:

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}, \quad (7)$$

$$s_r = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100, \quad (8)$$

kde s je směrodatná odchylka, s_r je relativní směrodatná odchylka, n je počet měření, x_i je jednotlivé měření a \bar{x} je aritmetický průměr ze všech měření.

Tabulka 10: Stanovení vybraných statistických charakteristik

Měření	P17 [$\text{KTJ}\cdot\text{ml}^{-1}$]	AOC [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]
1	190 000	46,34
2	186 000	45,37
3	176 000	42,93
4	168 000	40,98
5	180 000	43,90
6	182 000	44,39
7	182 000	44,39
8	186 000	45,37
9	188 000	45,85
10	166 000	40,49
aritmetický průměr		44,00
směrodatná odchylka [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]		1,89
relativní směrodatná odchylka [%]		4,29

Průměrná koncentrace AOC v analyzovaném vzorku byla $44,00 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Stanovená směrodatná odchylka činila $1,89 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a relativní směrodatná odchylka $4,29 \%$.

3.7.5 Porovnání jednotlivých technologických procesů

Ze získaných výsledků byl zpracován přehled změn kvality upravované vody ve sledovaných ukazatelích v průběhu technologických procesů úpravy vody (Tabulka 11). Příčiny změn byly diskutovány v předchozích kapitolách.

Tabulka 11: Vliv jednotlivých technologických procesů na změny kvality upravované vody ve sledovaných ukazatelích

Ukazatel	Preozonizace	Koagulace + rychlofiltrace	Ozonizace	GAU	Dezinfekce + úprava pH
CHSK _{Mn}	↓	↓	↓	↓	→
A ₂₅₄	↓	↓	↓	↓	→
bioseston	↓	↓	↓	↓	→
kultivovatelné 22 °C	↑	↓	↑	↑	↓
kultivovatelné 36 °C	↑	↓	→	→	↓
AOC	↑	↓	↑	↓	↑

↓ snížení

↑ zvýšení

→ bez významné změny

V souladu s dostupnými zdroji bylo potvrzeno, že působením ozónu dochází k oxidaci organických látek a k rozbití některých buněk sinic a řas (snížení hodnot CHSK_{Mn}, A₂₅₄ a biosestonu), ale nebyla prokázána inaktivace mikroorganismů během ozonizace (nízká dávka ozónu, nulová koncentrace ozónu ve sledované vodě). Také byla potvrzena dobrá separační účinnost procesu koagulace s následnou pískovou filtrací (snížení hodnot všech sledovaných ukazatelů) a adsorpce organických látek na GAU (snížení hodnot CHSK_{Mn}, A₂₅₄ a AOC).

4 ZÁVĚR

Předložená diplomová práce byla zaměřena na porovnání separační účinnosti jednotlivých technologických procesů úpravy pitné vody sledováním ukazatelů $CHSK_{Mn}$, A_{254} , bioseston, kultivovatelné mikroorganismy a AOC. Ze zjištěných výsledků je patrná dobrá separační účinnost koagulace s následnou pískovou filtrací, kdy docházelo k významnému snížení obsahu všech sledovaných ukazatelů. Na separaci se také podílely filtry s GAU, které snižovaly hodnoty většiny analyzovaných parametrů. V případě kultivovatelných mikroorganismů při 22 °C docházelo ve vzorcích po filtrech s GAU k výraznému zvýšení počtů kolonií (oživení na GAU).

V rámci práce bylo v laboratoři zavedeno sledování biologické stability vody pomocí ukazatele AOC, který hodnotí kvalitu vody z hlediska potenciálního vývoje sekundárně se množících mikroorganismů. Kolísání koncentrace AOC v jednotlivých technologických stupních korespondovalo s dostupnými zdroji. Ozonizace zvyšovala množství AOC. Koagulace s následnou pískovou filtrací výrazně snižovaly obsah AOC, filtry s GAU také redukovaly koncentraci AOC. Finální úprava (dezinfekce s alkalizací) mírně zvyšovala obsah AOC.

Ukázalo se, že rutinně prováděné analýzy nepokryjí hodnocení kvality vyrobené pitné vody z hlediska biologicky dostupných organických látek. Proto je vhodné do systému kontrol zařadit také stanovení biologické stability vody. Produkce biologicky stabilní pitné vody omezí problémy s druhotným pomnožením mikroorganismů, umožní snížení koncentrace dezinfekčních činidel v pitné vodě, může vést k finančním úsporám vodárenských společností a k vyšší spokojenosti spotřebitelů. V současné době se v ÚV Švařec podnikají potřebné kroky pro zavedení ukazatele AOC do monitoringu ÚV a distribučních sítí.

5 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

[1] STRNADOVÁ, Nina; JANDA, Václav. *Technologie vody I*. Praha: VŠCHT, 1999. 226 s. ISBN: 80-7080-348-7.

[2] VAN DER KOOIJ, Dirk. Assimilable Organic Carbon (AOC) in Drinking Water. In *Drinking Water Microbiology*. Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience, 1990, pp. 57-87. ISSN: 1432-0061.

[3] BAUDIŠOVÁ, Dana; et al. Výzkum asimilovatelného organického uhlíku v systémech výroby a distribuce pitné vody. In *Sborník konference Vodárenská biologie 2014*, Praha 5. – 6. února 2014. Ed. Jana Říhová Ambrožová. Chrudim: Vodní zdroje EKOMONITOR, 2014, s. 120-124. ISBN: 978-80-86832-78-4.

[4] ŽÁČEK, Ladislav. *Chemické a technologické procesy úpravy vod*. 1. vyd. Brno: NOEL 2000, 1999. 239 s. ISBN: 80-86020-22-2.

[5] Vyhláška 428/2001 Sb. Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích). Sbírka zákonů 428/2001. Tiskárna Ministerstva vnitra, Praha, 2001. Částka 161, s. 9065 – 9152.

[6] Vyhláška 120/2011 Sb., kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů. Sbírka zákonů 120/2011. Praha: Tiskárna Ministerstva vnitra, 2011. Částka 46, s. 1185 – 1208. ISSN: 1211-1244.

[7] Vyhláška 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Sbírka zákonů 252/2004. Praha: Tiskárna Ministerstva vnitra, 2004. Částka 82.

[8] TNV 75 7121: 2010. Jakost vod. Požadavky na jakost vody dopravované potrubím. Praha: Hydroprojekt, 2010. 20 s.

[9] ÚV Švařec – VOV. *Brněnské vodárny a kanalizace*. [online]. [cit.2015-02-17]. Dostupné z: <http://www.bvk.cz/o-spolecnosti/zasobovani-pitnou-vodou/uv-svarec-vov/>.

[10] VD Vír I. *Povodí Moravy*. [online]. [cit.2015-02-17]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/uzitecne/vodni-dila/vir-i/>.

[11] Úvod ke stavbě přehrady. *Vírská přehrada*. [online]. [cit.2015-02-17]. Dostupné z: <http://www.prehradavir.cz/historie-uvod-ke-stavbe-prehrady/>.

[12] BRZÁK, Miloš; et al. *130 let Historie a současnost vodáren a kanalizací v Brně*. Brno: 2002. 106 s.

- [13] PROCHÁZKOVÁ, Lenka; et al. Souhrnná zpráva o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2011-2012. *Povodí Moravy*. [online]. 2013. [cit.2015-02-17]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/download/rocenka-2011-12.pdf>.
- [14] PROCHÁZKOVÁ, Lenka et al. Souhrnná zpráva o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2012-2013. *Povodí Moravy*. [online]. 2014. [cit.2015-02-17]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/download/rocenka-2012-13.pdf>.
- [15] GERIŠ, Rodan; JAHODOVÁ, Dagmar. Biologie vodárenských nádrží v roce 2013. *Povodí Moravy*. [online]. 2014. [cit.2015-02-17]. Dostupné z: http://www.pmo.cz/vhc/kvalita2012_2013/Vodarenske_nadrze_2013.pdf.
- [16] SINGER, Philip, C.; RECKHOW, David, A. *Chemical oxidation – Chapter 7. Water Quality & Treatment – A Handbook on Drinking Water*, Sixth edition. AWWA, 2011, pp. 7.1 – 7.52. ISBN: 978-0-07-163011-5.
- [17] SADRNOURMOHAMADI, Mehrnaz; GORCZYCA, Beata. Effects of ozone as a stand-alone and coagulation-aid treatment on the reduction of trihalomethanes precursors from high DOC and hardness water. In *Water Research*. Vol. 73, 2015, pp. 171 – 180. [online]. [cit.2015-02-21]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415000433>.
- [18] MA, Min; LIU, Ruiping; LIU, Huijuan. Effect of moderate pre-oxidation on the removal of *Microcystis aeruginosa* by KMNO₄-Fe(II) process: Significance of the *in-situ* formed Fe(III). In *Water Research*. Vol. 46, Issue 1, 2012, pp. 73 – 81. [online]. [cit. 2015-02-22]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411006208>.
- [19] ZAMYADI, Arash; et al. Fate of toxic cyanobacteria genera from natural bloom events during ozonation. In *Water Research*. Vol. 73, 2015, pp. 204 – 215. [online]. [cit. 2015-03-07]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415000573>.
- [20] LETTERMAN, Raymond, D.; YIACOUMI, Sotira. *Coagulation and Flocculation – Chapter 8. Water Quality & Treatment – A Handbook on Drinking Water*, Sixth edition. AWWA, 2011, pp. 8.1 – 8.81. ISBN: 978-0-07-163011-5.
- [21] MIKOLA, Marja; TANSKANEN, Juha. Preparation and coagulation performance of solid aluminium formate. In *Journal of Water Process Engineering*. Vol. 5, 2015, pp. 1 – 5. [online]. [cit. 2015-03-01]. ISSN: 2214-7144. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714414001317>.
- [22] DUAN, Jinming; GREGORY, John. Coagulation by hydrolysing metal salts. In *Advances in Colloid and Interface Science*. Vol. 100 – 102, 2003, pp. 475 – 502. [online]. [cit. 2015-03-01]. ISSN: 0001-8686. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0001868602000672#>.

[23] TOBIASON, John, E; et al. *Granular media filtration – Chapter 10*. Water Quality & Treatment – A Handbook on Drinking Water, Sixth edition. AWWA, 2011, pp. 10.1 – 10.107. ISBN: 978-0-07-163011-5.

[24] KUČERA, Tomáš. *Úprava vody v kostce – část II*. Studijní opora pro kurz celoživotního vzdělávání. VUT Brno - Fakulta stavební. Brno, 2013.

[25] VON GUNTEN, Urs. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. In *Water Research*. Vol. 37, Issue 7, 2003, pp. 1443 – 1467. [online]. [cit. 2015-03-08]. ISSN: 0043-1354.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402004578>.

[26] HAAS, Charles, N. *Chemical disinfection – Chapter 17*. Water Quality & Treatment – A Handbook on Drinking Water, Sixth edition. AWWA, 2011, pp. 17.1 – 17.56. ISBN: 978-0-07-163011-5.

[27] VON GUNTEN, Urs. Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide iodide or chlorine. In *Water Research*. Vol. 37, 2003, pp. 1469 – 1487. [online]. [cit. 2015-03-07]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://hc.rediris.es/pub/bscw.cgi/d422220/ozono%203.pdf>.

[28] SRINIVASAN, Rangesh; SORIAL, George, A. Treatment of taste and odor causing compounds 2-methyl isoborneol and geosmin in drinking water: A critical review. In *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 23, Issue 1, pp. 1 – 13. [online]. [cit. 2015-03-08]. ISSN: 1001-0742.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074210603671>.

[29] ROSITANO, J.; et al. Ozonation of NOM and Algal Toxin in Four Treated Waters. In *Water Research*. Vol. 35, Issue 1, 2001, pp. 23 – 32. [online]. [cit. 2015-03-08]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400002529>.

[30] RECKHOW, David, A; SINGER, Philip, C. *Formation and control of disinfection by-products – Chapter 19*. Water Quality & Treatment – A Handbook on Drinking Water, Sixth edition. AWWA, 2011, pp. 19.1 – 19.59. ISBN: 978-0-07-163011-5.

[31] RICHARDSON, Susan, D. Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water. In *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. Vol. 22, Issue 10, 2003, pp. 666 – 684. [online]. [cit. 2015-03-08]. ISSN: 0165-9936. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165993603010033>.

[32] SUMMERS, R., Scott; KNAPPE, Detlef, R., U.; SNOEYINK, Vernon, L. *Adsorption of organic compounds by activated carbon – Chapter 14*. Water Quality & Treatment – A Handbook on Drinking Water, Sixth edition. AWWA, 2011, pp. 14.1 – 14.105. ISBN: 978-0-07-163011-5.

[33] RIVERA-UTRILLA, J.; et al. Activated carbon modifications to enhance its water

treatment applications. An overview. In *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 187, Issues 1-3, 2011, pp. 1 – 23. ISSN: 0304-3894.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389411000550>

[34] KOPECKÝ, Jaroslav. Aktivní uhlí – technologie pro úpravu pitných a bazénových vod. In *Vodní hospodářství*. 2003 - 7, pp. 183 – 185. [online]. [cit. 2015-03-15]. ISSN: 1211-0760. Dostupné z: <http://www.jako.cz/VH7-2003-AktivniUhli-valid-030709.pdf>.

[35] Activated Carbon Products. *PURITAS*. [online]. [cit. 2015-03-15]. Dostupné z: http://www.puritas.lk/activated_carbon.html.

[36] KOPECKÝ, Jaroslav. *Návod prop oužití aktivního uhlí Filtrasorb TL 830 v úpravně vody Švařec. Plnění, uvedení do provozu a zpětné promývání*. Jako, s.r.o., 2005.

[37] KOPECKÝ, Jaroslav. *Návod pro použití aktivního uhlí Filtrasorb TL 830 v úpravně vody Švařec. Co je aktivní uhlí, faktory ovlivňující adsorpci, typy, parametry, výroby, reaktivace*. Jako, s.r.o., 2005.

[38] Autor neuveden. *FILTRASORB® TL830, Agglomerated Coal Based Granular Activated Carbon*. Chemviron Carbon. Technologies for Purification, Separation, Recovery and Synthesis. Produktový bulletin, 2004.

[39] JANDA, Václav; PECH, Pavel; PECHOVÁ, Martina. Dezinfekce vody a její nežádoucí vedlejší produkty. In *Kvasný průmysl*. Ročník 50, číslo 11 – 12, 2004, s. 335 – 340. [online]. [cit. 2015-03-03]. ISSN: 0023-5830. Dostupné z: file:///C:/Download/2004_11-12_335_188.pdf.

[40] RITTMANN, B. E.; SNOEYINK, V. I. Achieving biologically stable drinking water. In *Journal American Water Works Association*. Vol. 76, Nr. 10, 1984, pp. 106-114. ISSN: 0003-150X.

[41] VAN DER KOOIJ, Dirk. Biological stability: A multidimensional quality aspect of treated water. In *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 123, 2000, pp. 25-34. [online]. [cit. 2015-03-28]. ISSN: 1573-2932.

Dostupné z: <http://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1005288720291#page-1>.

[42] BAUDIŠOVÁ, Dana; et al. *Stanovení asimilovatelného organického uhlíku ve vodárenských systémech*. Certifikovaná metodika Ministerstva zemědělství, 2014. 28 s.

[43] LeCHEVALLIER, Mark W.; et al. Inactivation of Biofilm Bacteria. In *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 54, no. 10, 1988, p. 2492-2499. [online]. [cit. 2015-04-05]. ISSN: 1098-5336.

Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC204294/pdf/aem00115-0172.pdf>.

[44] SLÁDEČKOVÁ, Alena. Faktory ovlivňující biologickou stabilitu vody při úpravě a distribuci. In *Sborník příspěvků IV. mezinárodní konference VODA Zlín 2000*, Zlín 29.- 30. března 2000. Zlín: Vodovody a kanalizace, 2000, s. 43-49.

- [45] VAN DER KOOIJ, Dirk; VISSER, A.; HIJNEN, W. A. M. Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. In *Journal American Water Works Association*. Vol. 74, no. 10, 1982, p. 540-545. ISSN: 0003-150X.
- [46] STRNADOVÁ, Nina; ČERNÁ, Lucie; HLADÍKOVÁ, Zuzana. Změna biologické stability pitné vody. In *Sborník konference Pitná voda 2014, 12. pokračování konferenci Pitná voda z údolních nádrží, Tábor 26. - 29. května 2014*. Ed. Nataša Kalousková, Petr Dolejš. České Budějovice: W&ET Team, 2014, s. 205-210. ISBN: 978-80-905238-1-4.
- [47] ESCOBAR, Isabel C.; RANDALL, Andrew A. Assimilable organic carbon (AOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC): Complementary measurements. In *Water Research*. Vol. 35, Issues 18, 2001, pp. 4444-4454. [online]. [cit. 2015-03-288]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135401001737>.
- [48] LEHTOLA, Markku J.; et al. A New Sensitive Bioassay for Determination of Microbially Available Phosphorus in Water. In *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 65 (5), 1999, pp. 2032-2034. [online]. [cit. 2015-03-28]. ISSN: 1432-0614. Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC91293/>.
- [49] WANG, Q.; TAO, T.; XIN, K. The Relationship between Water Biostability and Initial Bacterial Growth Variations to Different Organic Carbon Concentrations. In *Procedia Engineering*. Vol. 89, 2014, pp. 160-167. [online]. [cit. 2015-03-28]. ISSN: 1877-7058. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877705814022875>.
- [50] KAPLAN, Louis A.; NEWBOLD, J. Denis. Measurement of streamwater biodegradable dissolved organic carbon with a plug-flow bioreactor. In *Water Research*. Vol. 29, Issue 12, 1995, pp. 2696-2706. [online]. [cit. 2015-03-31]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135495001358#>.
- [51] HEM, Lars J.; EFRAIMSEN, Harry. Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. In *Water Research*. Vol. 35, Issue 4, 2001, pp. 1106-1110. [online]. [cit. 2015-03-31]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400003547>.
- [52] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 568 s. ISBN 80-7080-340-1.
- [53] HORÁKOVÁ, Marta a kol. *Analytika vody*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2000. 283 s. ISBN 80-7080-391-6.
- [54] Vyhláška 83/2014. Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů. Praha: Tiskárna Ministerstva vnitra, 2014. Částka 34. Sbírka zákonů, ročník 2014. ISSN: 1211-1244.
- [55] AMBROŽOVÁ, Jana. *Mikroskopické praktikum z hydrobiologie*. 1. vydání. Praha:

VŠCHT, 2006. 183 s. ISBN:80-7080-496-3.

[56] ČSN 75 77 12: 2013. Kvalita vod – Biologický rozbor – Stanovení biosestonu. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2013. 20 s.

[57] ČSN 75 7717: 2008. Jakost vod – Stanovení planktonních sinic. Praha: Český normalizační institut, 2008, 20 s.

[58] HAMMES, Frederik; et al. Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. In *Water Research*. Vol. 41, Issue 7, 2007, pp. 1447-1454. [online]. [cit. 2015-04-07]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135407000218>.

[59] BAUDIŠOVÁ, Dana. *Současné metody mikrobiologického rozboru vody*. Příručka pro hydroanalytické laboratoře. Výzkum pro praxi. Sešit 54. Praha: VÚV TGM, v.v.i., 2007. 104 s. ISBN: 978-80-85900-72-9.

[60] LEHTOLA, Markku J.; et al. Microbially available organic carbon, phosphorus, and microbial growth in ozonated drinking water. In *Water Research*. Vol. 35, Issue 7, 2001, pp. 1635-1640. [online]. [cit. 2015-04-07]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400004498>.

[61] DOLEJŠ, Petr; DOBIÁŠ, Pavel; BAUDIŠOVÁ, Dana. Změny koncentrace asimilovatelného organického uhlíku (AOC) podél technologické linky s ozonizací a filtrací aktivním uhlím. In *Sborník konference Pitná voda 2008, 9. pokračování konferencí Pitná voda z údolních nádrží, Tábor 2. - 6. června 2008*. Ed. Nataša Kalousková, Petr Dolejš. České Budějovice: W&ET Team, 2014, s. 107-112. ISBN: 978-80-254-2034-8.

[62] LECHEVALLIER, Mark W.; SCHULZ, William; LEE, Ramon G. Bacterial Nutrients in Drinking Water. In *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 57 (3), 1991, pp. 857-862. [online]. [cit. 2015-04-05]. ISSN: 1432-0614. Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC182806/pdf/aem00056-0243.pdf>.

[63] LECHEVALLIER, Mark W; et al. Development of a Rapid Assimilable Organic Carbon Method for Water. In *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 59, no. 5, 1993, pp. 1526-1531. [online]. [cit. 2015-04-06]. ISSN: 1432-0614. Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC182114/pdf/aem00034-0280.pdf>.

[64] GABRIEL, Petr; et al. Stanovení asimilovatelného organického uhlíku pomocí optické detekce. In *Sborník konference Pitná voda 2014, 12. pokračování konferencí Pitná voda z údolních nádrží, Tábor 26 - 29. května 2014*. Ed. Nataša Kalousková, Petr Dolejš. České Budějovice: W&ET Team, 2014, s. 199-204. ISBN: 978-80-905238-1-4.

[65] FRÍAZ, Jorge; RIBAS, Ferran; LUCENA, Francisco. Critical study of the use of *Pseudomonas fluorescens* P17 to determine assimilable organic carbon (AOC). In *Water research*. Vol. 28, Issue 6, 1994, pp. 1463-1469. ISSN: 0043-1354.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/004313549490314X>.

[66] BAUDIŠOVÁ, Dana; LOCHOVSKÝ, Pavel. Stanovení biologicky dostupného uhlíku ve vodách povodí vodárenské nádrže Fláje (Krušné hory). In *Sborník konference Vodárenská biologie 2005, Praha 2. – 3. února 2005*. Ed. Jana Říhová Ambrožová. Chrudim: Vodní zdroje EKOMONITOR, 2005, s. 131-133. ISBN: 80-86832-07-4.

[67] BAUDIŠOVÁ, Dana; et al. Asimilovatelný organický uhlík v systémech výroby a distribuce pitné vody. In *Sborník konference Vodárenská biologie 2013, Praha 6. – 7. února 2013*. Ed. Jana Říhová Ambrožová. Chrudim: Vodní zdroje EKOMONITOR, 2013, s. 112-113. ISBN: 978-80-86832-70-8.

[68] YANG, B. M.; et al. Variations in AOC and microbial diversity in an advanced water treatment plant. In *Journal of Hydrology*. Vol. 409, Issue 1-2, 2011, pp. 225-235. [online]. [cit. 2015-04-07]. ISSN: 0022-1694.
Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169411005658>.

[69] LIU, W.; et al. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) and bacterial regrowth in drinking water distribution system. In *Water Research*. Vol. 36, Issue 4, 2002, pp. 891-898. ISSN: 0043-1354. [online]. [cit. 2015-04-07].
Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135401002962>.

[70] MIETTINEN, Ilkka T.; VARTIAINEN, Terttu; MARTIKAINEN, Pertti J. Determination of Assimilable Organic Carbon in Humus-rich Drinking Waters. In *Water Research*. Vol. 33, Issue 10, pp. 2277-2282, 1999. ISSN: 0043-1354. [online]. [cit. 2015-04-07]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498004618>.

[71] LEHTOLA, Markku J.; et al. Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. In *Water Research*. Vol. 36, Issue 15, 2002, pp. 3681-3690. [online]. [cit. 2015-04-07]. ISSN: 0043-1354.
Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402001008#>.

[72] CHARNOCK, Colin; KJØNNØ, Ocelie. Assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon in Norwegian raw and drinking waters. In *Water Research*. Vol. 34, Issue 10, 2000, pp. 2629-2642. [online]. [cit. 2015-04-10]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400000075>.

[73] SOONGLERDSONGPHA, Suwat; et al. Comparison of assimilable organic carbon removal and bacterial community structures in biological activated carbon process for advanced drinking water treatment plants. In *Sustainable Environment Research*, Vol. 21, Issue 1, 2011, pp. 59-64. ISSN: 1022-7636.

[74] POLANSKA, Monika; HUYSMAN, Koen; VAN KEER, Chris. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in Flemish drinking water. In *Water research*. Vol. 39, Issue, 2005, pp. 2259-2266. [online]. [cit. 2015-04-10]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135405001703>.

[75] RAMSEIER, Maaike K.; et al. Formation of assimilable organic carbon during oxidation of natural waters with ozone, chlorine dioxide, chlorine, permanganate, and ferrate. In *Water research*. Vol. 45, Issue 5, 2011, pp. 2002-2010. [online]. [cit. 2015-04-10]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410008298>.

[76] CHIEN, C., C.; et al. Effectiveness of AOC removal by advanced water treatment systems: a case study. In *Desalination*. Vol. 202, Issue 1-3, 2002, pp. 318-325. [online]. [cit. 2015-04-10]. ISSN: 0011-9164. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916406012276>.

[77] LEHTOLA, Markku J.; et al. Impact of UV disinfection on microbially available phosphorus, organic carbon, and microbial growth in drinking water. In *Water research*. Vol. 37, Issue 5, 2003, pp. 1064-1070. [online]. [cit. 2015-04-11]. ISSN: 0043-1354. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402004621>.

[79] ESCOBAR, Isabel C.; HONG, Seungkwan; RANDALL, Andrew A. Removal of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon by reverse osmosis and nanofiltration membranes. In *Journal of Membrane Science*. Vol. 175, Issue 1, 2000, pp. 1-17. [online]. [cit. 2015-04-11]. ISSN: 0376-7388. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738800003987>.

[80] ČSN EN ISO 5667-3: 2013. Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2013. 56 s.

[81] ČSN ISO 5667-5: 2008. Jakost vod – Odběr vzorků – Část 5: Návod pro odběr vzorků pitné vody z úpraven vody a z vodovodních sítí. Praha: Český normalizační institut, Praha, 2008, 20 s.

[82] ČSN ISO 5667-14: 2001. Jakost vod – Odběr vzorků – Část 14: Pokyny k zabezpečování jakosti odběru vzorků vod a manipulace s nimi. Praha: Český normalizační institut, 2001. 24 s.

[83] ČSN EN ISO 5667-16: 1999. Jakost vod – Odběr vzorků – Část 16: Pokyny pro biologické zkoušení vzorků. Praha: Český normalizační institut, 1999. 40 s.

[84] ČSN EN ISO 19458: 2007. Jakost vod – Odběr vzorků pro mikrobiologickou analýzu. Praha: Český normalizační institut, 2007. 24 s.

[85] ČSN EN ISO 8467: 1996. Jakost vod – Stanovení spotřeby kyslíku manganistanem (CHSK_{Mn}). Praha: Český normalizační institut, 1996. 12 s.

[86] ČSN EN ISO 8467 ZMĚNA Z1: 2000. Jakost vod – Stanovení spotřeby kyslíku manganistanem (CHSK_{Mn}). Praha: Český normalizační institut, 2000. 2 s.

[87] ČSN 75 7360: 2013. Kvalita vod – Stanovení absorbance – Přímé měření absorpce ultrafialového záření vlnové délky 254 nm. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2013. 12 s.

[88] ČSN EN ISO 6222: 2000. Jakost vod – Stanovení kultivovatelných mikroorganismů – Stanovení počtu kolonií očkovaním do živného agarového kultivačního média. Praha: Český normalizační institut, 2000. 8 s.

[89] ČSN EN ISO 8199: 2008. Jakost vod – Obecný návod pro stanovení mikroorganismů kultivačními metodami. Praha: Český normalizační institut, 2008. 40 s.

6 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

A ₂₅₄	Absorbance měřená při 254 nm
AOC	Asimilovatelný organický uhlík (<i>assimilable organic carbon</i>)
AOPs	Pokročilé oxidační procesy (<i>advanced oxidation processes</i>)
ATCC	Americká sbírka typových kultur (<i>American Type Culture Collection</i>)
ATP	Adenosintrifosfát
BET	Brunauerova, Emmettova, Tellerova rovnice
BDOC	Biodegradabilní organický uhlík (<i>biodegradable dissolved organic carbon</i>)
BFR	Rychlost tvorby biofilmu (<i>biofilm formation rate</i>)
ČR	Česká republika
DNA	Deoxyribonukleová kyselina
DOC	Rozpuštěný organický uhlík (<i>dissolved organic carbon</i>)
GAU	Granulované aktivní uhlí
CHSK _{Mn}	Chemická spotřeba kyslíku manganistanem
KTJ	Kolonie tvořící jednotku
MAP	Mikrobiálně dostupný fosfor (<i>microbially available phosphorus</i>)
NOX	Kmen <i>Spirillum</i> sp.
P17	Kmen <i>Pseudomonas fluorescens</i>
PAU	Práškové aktivní uhlí
TOC	Celkový organický uhlík (<i>total organic carbon</i>)
UV	Ultrafialové (<i>ultraviolet</i>)
ÚV	Úpravna vody
VOV	Vírský oblastní vodovod

7 SEZNAM PŘÍLOH

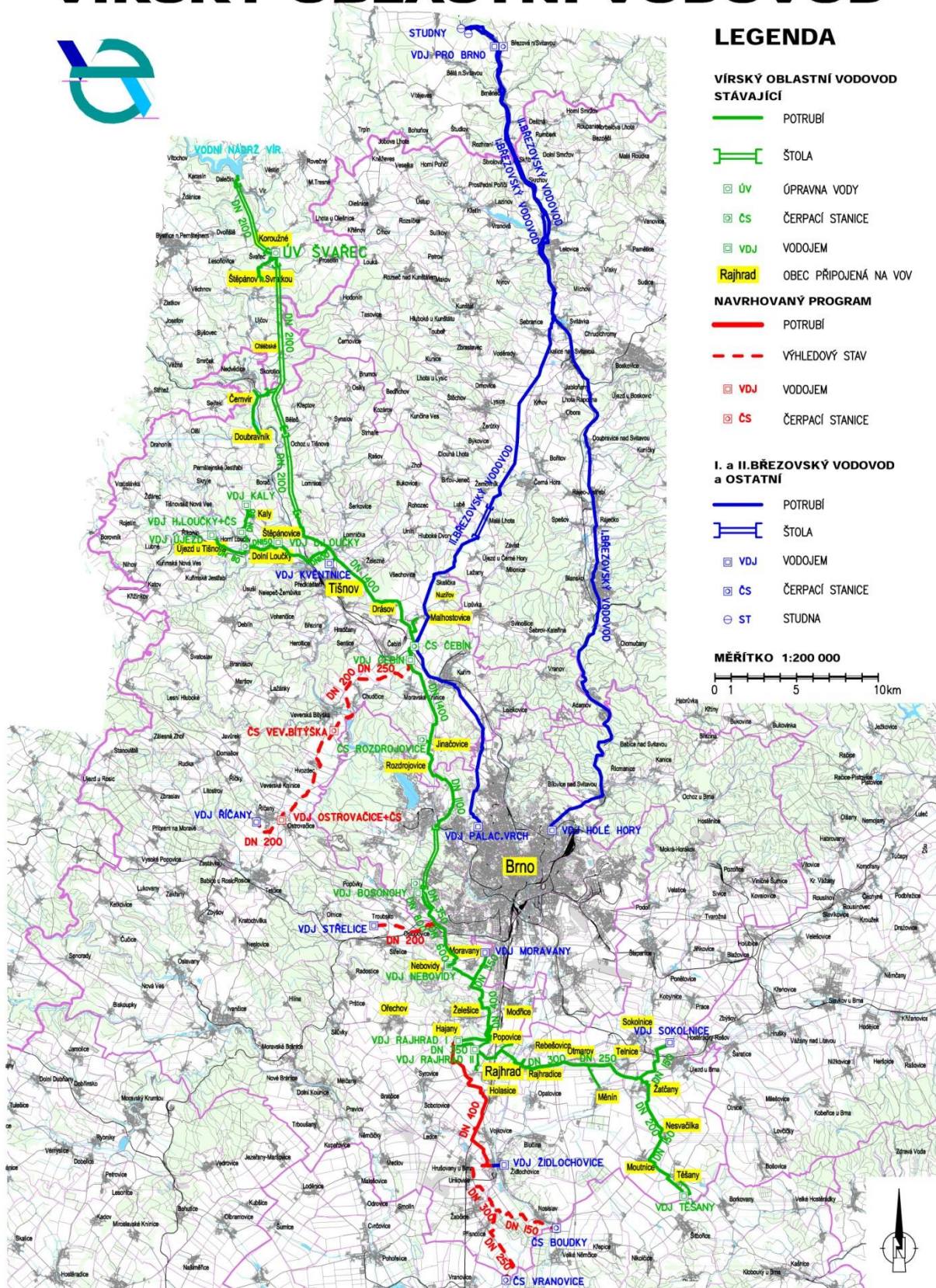
Příloha 1: Mapa VOV

Příloha 2: Vybraní zástupci sinic (ÚV Švařec, červenec – prosinec 2014)

Příloha 3: Vybraní zástupci penátních rozsivek (ÚV Švařec, červenec – prosinec 2014)

Příloha 4: Vybraní zástupci zelených spájkivých řas (ÚV Švařec, červenec – prosinec 2014)

VÍRSKÝ OBLASTNÍ VODOVOD



LEGENDA

VÍRSKÝ OBLASTNÍ VODOVOD STÁVAJÍCÍ

- POTRUBÍ
- ŠTOLA
- ÚV ÚPRAVNA VODY
- ČS ČERPAČÍ STANICE
- VDJ VODOJEM
- Rajhrad OBEC PŘIPOJENÁ NA VOV

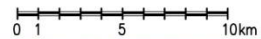
NAVRHOVANÝ PROGRAM

- POTRUBÍ
- VÝHELDOVÝ STAV
- VDJ VODOJEM
- ČS ČERPAČÍ STANICE

I. a II. BŘEZOVSKÝ VODOVOD a OSTATNÍ

- POTRUBÍ
- ŠTOLA
- VDJ VODOJEM
- ČS ČERPAČÍ STANICE
- ST STUDNA

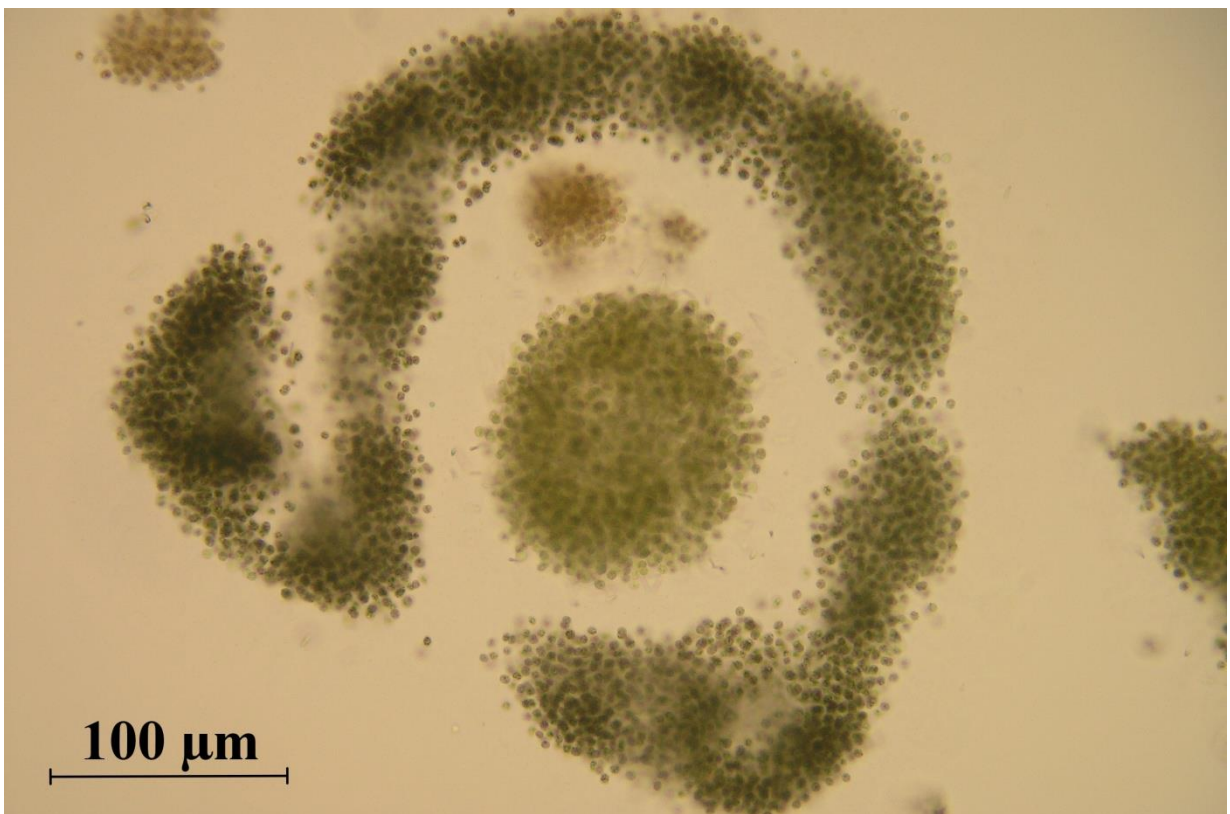
MĚŘÍTKO 1:200 000



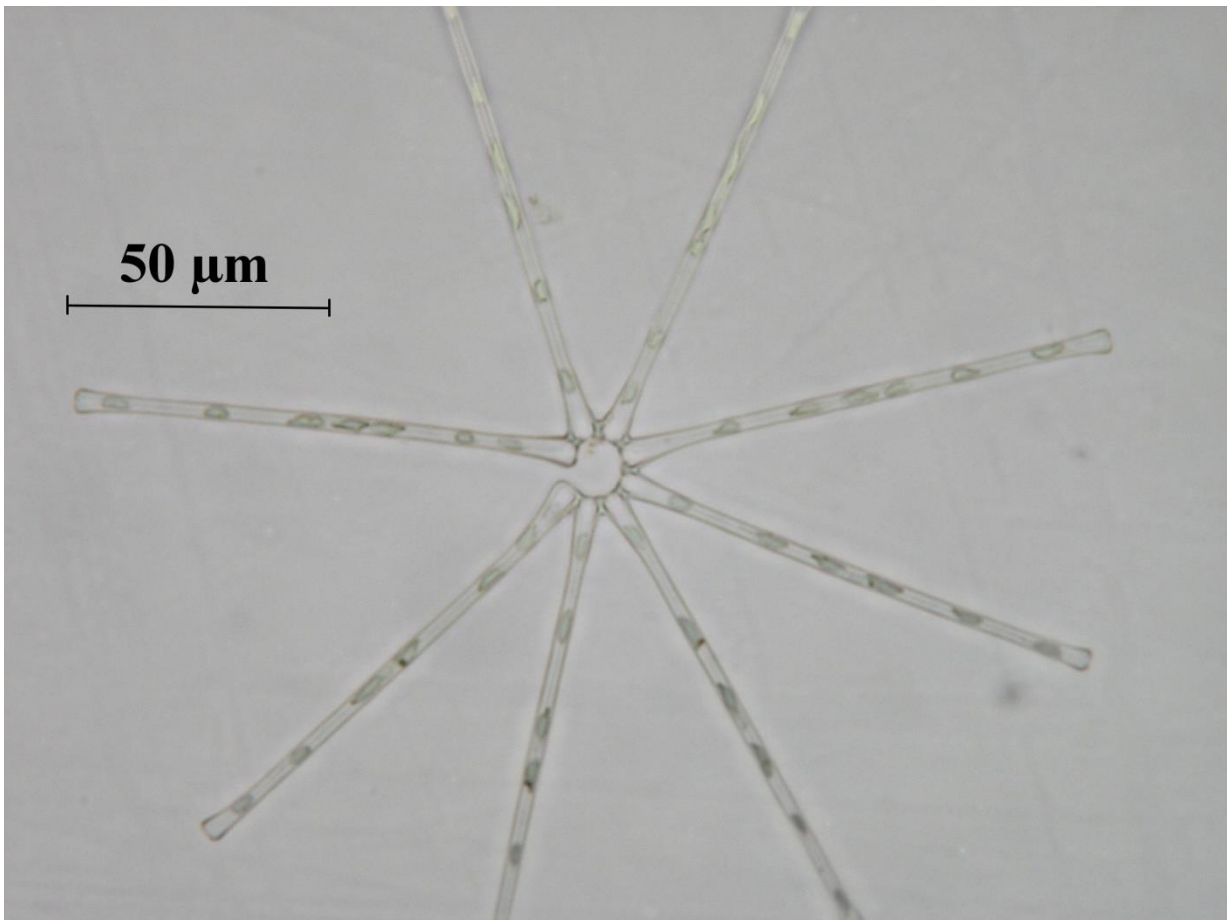
Obrázek 1: Mapa VOV [9]



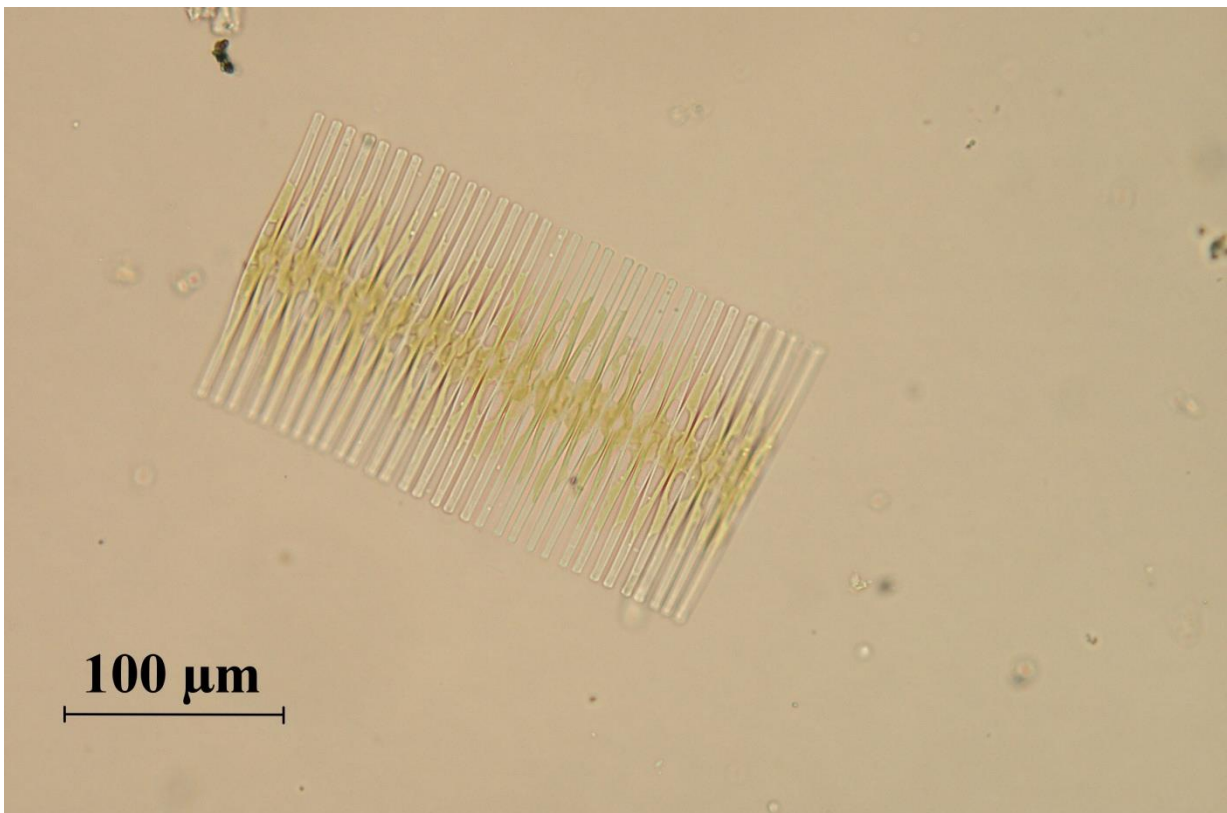
Obrázek 2: *Aphanizomenon flos-aquae* [vl. foto]



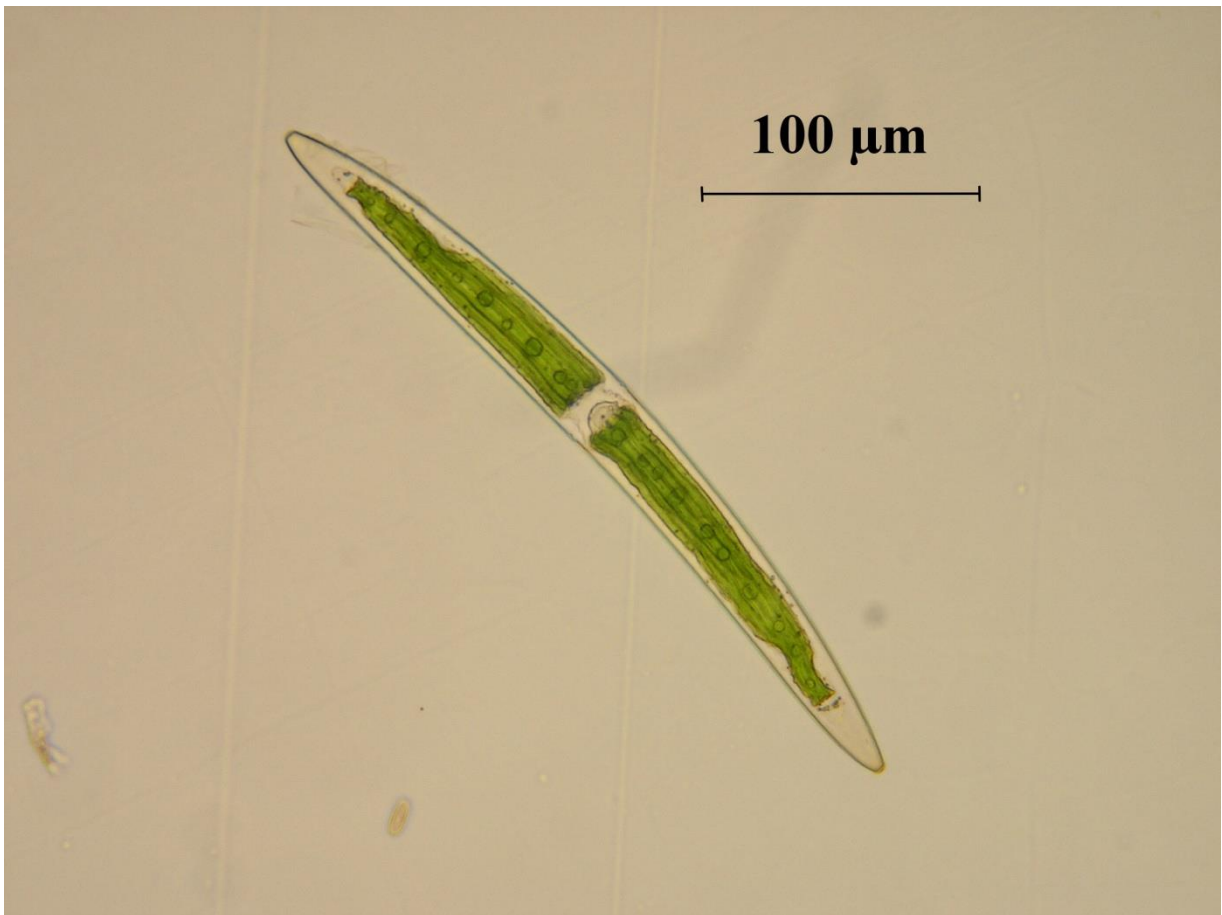
Obrázek 3: *Microcystis aeruginosa* [vl. foto]



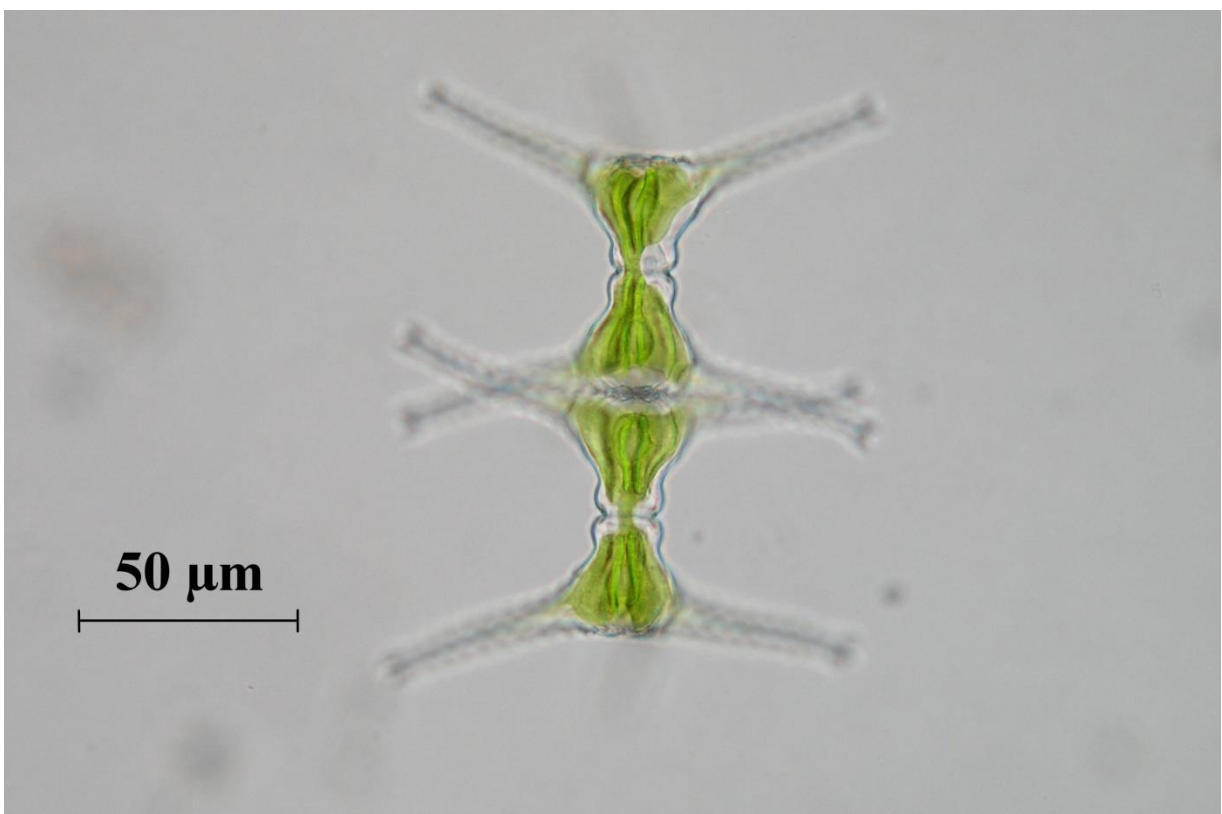
Obrázek 4: *Asterionella formosa* [vl. foto]



Obrázek 5: *Fragilaria crotonensis* [vl. foto]



Obrázek 6: *Closterium* sp. [vl. foto]



Obrázek 7: *Staurastrum planctonicum* [vl. foto]