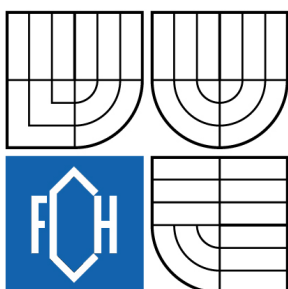


VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

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 VLIVU RŮZNÉ DÉLKY INKUBAČNÍ DOBY NA HODNOTU BSK

INFLUENCE OF THE VARIOUS INCUBATION TIME ON THE VALUE OF BOD

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

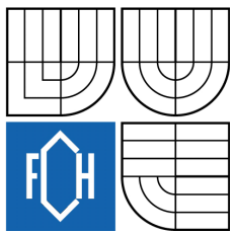
Bc. ANDREA DEBNÁROVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

ING. MILOŠ ROZKOŠNÝ

BRNO 2009



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

Zadání diplomové práce

Číslo diplomové práce: **FCH-DIP0275/2008** Akademický rok: **2008/2009**
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí
Student(ka): **Bc. Andrea Debnárová**
Studijní program: Chemie a technologie ochrany životního prostředí (N2805)
Studijní obor: Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805T002)
Vedoucí diplomové práce: **Ing. Miloš Rozkošný**
Konzultanti diplomové práce:

Název diplomové práce:

Porovnání vlivu různé délky inkubační doby na hodnotu BSK

Zadání diplomové práce:

Budou provedeny srovnávací testy různé délky inkubační doby pro různé typy vod (povrchová, odpadní - mechanicky přečištěná a biologicky přečištěná) Jedná se o výpočet a srovnání hodnot ukazatelů BSK(5), BSK(2+5) a BSK(7).

Termín odevzdání diplomové práce: 22.5.2009

Diplomová práce se odevzdává ve třech exemplářích na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu diplomové práce. Toto zadání je přílohou diplomové práce.

Bc. Andrea Debnárová
Student(ka)

Ing. Miloš Rozkošný
Vedoucí práce

doc. Ing. Josef Čáslavský, CSc.
Ředitel ústavu

V Brně, dne 1.10.2008

doc. Ing. Jaromír Havlica, DrSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Biochemická spotřeba kyslíku (BSK) se běžně používá při zjišťování jakosti povrchových a odpadních vod. Je důležitým a základním parametrem pro posouzení účinnosti biologického čištění odpadních vod a pro hodnocení biologické rozložitelnosti organických látek. Průběh tohoto procesu je závislý na čase a nejčastější doba inkubace je pět dní, BSK₅. V této práci jsou zhodnoceny a srovnány výsledky pro různé doby inkubace a to pro BSK₅ po pěti dnech inkubace a BSK₂₊₅ po dvou dnech v chladícím zařízení a pěti dnech inkubace. Tyto srovnávací testy byly provedeny pro různé typy vod (povrchová voda, odpadní voda – mechanicky přečištěná a biologicky přečištěná voda). Pro všechna stanovení biochemické spotřeby kyslíku byla použita zředovací metoda dle normy ČSN EN 1899.

ABSTRACT

Biochemical Oxygen Demand (BOD) is commonly used for determining how fast biological organisms use up oxygen in a body of water. It is one of the essential methods used in water quality management and assessment. BOD could be considered as a quality level indicator of biologically treated water. This process is very time-dependent but most common period of incubation is five days – BOD₅. In this thesis different periods of incubation are compared – for BOD₅ with five days incubation period and BOD₂₊₅ with five days incubation period but also placed for two days to lowered temperature environment. These comparative tests were made for different types of water (surface water, waste water – water from mechanical level and biological level of treatment) For all kinds of determination of BOD the dilution method was used (ČSN EN 1899).

KLÍČOVÁ SLOVA

Biochemická spotřeba kyslíku (BSK), povrchová voda, odpadní voda, mechanické přečištění, biologické přečištění

KEY WORDS

Biochemická Oxygen Demand (BOD), surface water, wastewater, mechanical treatment, biological treatment

DEBNÁROVÁ, A. *Porovnání vlivu různé délky inkubační doby na hodnotu BSK*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2009. 59 s. Vedoucí diplomové práce Ing. Miloš Rozkošný.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. 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:
Chtěla bych poděkovat především Ing. Miloši Rozkošnému za možnost pracovat v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.M v.v.i v Brně za jeho flexibilitu, paní Ing. Janě Dudové za dobré rady ohledně zpracování výsledků diplomové práce. A také svému nejbližšímu okolí za pevné nervy a podporu.

OBSAH

Úvod	7
1 Vodstvo	8
1.2 Voda jako chemické individuum	8
1.2.1 Chemické vlastnosti vody	8
1.2.1.1 Složení a struktura vody	8
1.2.2 Fyzikální vlastnosti vody	10
1.2.3 Organoleptické vlastnosti vody	11
1.2.3.1 Teplota	11
1.2.3.2 Barva	11
1.2.3.3 Zákal	12
1.2.3.4 Pach	12
1.2.3.5 Chuť	13
2 Druhy vod	13
2.1 Přírodní vody	13
2.1.1 Atmosférické vody	14
2.1.2 Podzemní vody	15
2.1.2.1 Prosté podzemní vody	15
2.1.2.2 Minerální podzemní vody	15
2.1.3 Povrchové vody	16
2.1.3.1 Tekoucí povrchové vody	17
2.1.3.2 Stojaté povrchové vody	19
2.2 Odpadní vody	20
2.2.1 Splaškové odpadní vody	21
2.2.2 Průmyslové odpadní vody	24
3 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)	25
3.1 Průběh BSK	30
3.2 Vztahy mezi BSK, CHSK a TOC	33
3.3 BSK ve vodách a požadavky na jakost vody	34
4 Proces čištění odpadních vod	34
4.1 Mechanické čištění	35
4.2 Biologické čištění	36
4.2.1 Kořenové čistírny	36
4.2.1.1 Účinnost čištění	39
4.2.1.3 Provoz a údržba	39
5 Experimentální část	41
5.1 KČOV Dražovice	41
5.1.1 Obecné informace	41
5.1.2 Projektované zatížení	41
5.1.3 Odběry a konzervace vzorků	42
5.2 Stanovení biochemické spotřeby kyslíku (BSK)	44
5.2.1 Princip metody	44
5.2.2 Chemikálie a činidla	44
5.2.2.1 Voda	44
5.2.2.2 Příprava roztoků	44
5.2.3 Přístroje a pomůcky	45
5.2.3.1 Inkubační lahvičky	45
5.2.3.2 Inkubátor (termostat)	45
5.2.3.3 Vybavení ke stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku	46

5.2.3.4 Pro vzdušňovací zařízení.....	46
5.2.4 Zpracování vzorku pro stanovení BSK ₅	46
5.2.4.1 Příprava a měření vzorků 0. den.....	46
5.2.4.2 Měření vzorků 5. den	46
5.2.4.3 Výpočet	47
5.2.5 Zpracování vzorku pro stanovení BSK ₂₊₅	47
5.2.6 Charakteristiky analytické metody.....	47
5.2.7.1 Prohlášení k metodě	47
5.2.7.2 Zabezpečení jakosti metody	47
6 Výsledky a diskuze	49
6.1 Srovnání průměrných hodnot z daných míst odběru pro BSK ₅ a BSK ₂₊₅	49
6.2 Porovnání dvou výběrů – testování rozdílů ve varianci	51
6.3 Porovnání kontrolních vzorků normou ČSN EN 1899-1	53
7 Závěr	54
8 Seznam použitých zdrojů.....	55
9 Seznam použitých zkratk.....	57
10 Seznam příloh	58
Příloha 1 Půdorysné schéma KČOV Dražovice	59

ÚVOD

Voda na Zemi prodělává neustálý koloběh, jak v přírodě, tak i v obydlených částech. Voda je neodmyslitelnou součástí každého člověka a v každodenním životě, a proto bychom ji měli věnovat více pozornosti. I když je voda považovaná za nevyčerpatelný zdroj, neměly bychom s ní plýtvat a neustále ji znehodnocovat. Vodu potřebuje člověk nejen jako součást potravy a k hygienickým účelům, ale i k různým činnostem. V neposlední řadě je nedílnou součástí životního prostředí a podmiňujícím faktorem všech životních forem. Na tomhle světě nejde jen o nás lidi, ale jde tu také o spoustu jiných organismů, pro které je voda nezbytnou součástí. Musíme si uvědomit, že voda s sebou přináší nejen živiny, ale také veškeré škodliviny, jež do ní vypouštíme. A to se pak projeví na všech částech přírody a života v něm.

Tak jako přišlo znečištění nebo odpady, tak přišla i myšlenka na čištění a opětovné využití vody. S těmito myšlenky pak přišli a přicházejí nové technologie, které pomáhají k rychlejšímu, účinnějšímu a snadnějšímu odstraňování znečištění. Ovšem všechny tyto nápady přicházejí ze samotné přírody, kde probíhá mnoho dějů, procesů a reakcí. I sama příroda se snaží zachovat si co nejčistší prostředí a my se jí snažíme pomoci. Proto se v poslední době snažíme využívat biologického způsobu čištění odpadních vod, které se ukazuje být velmi účinné. K tomu, jaký efekt má proces na odstraňování nežádoucích látek, využíváme několik parametrů a zejména jedním z nich se zde podrobněji zabýváme.

1 VODSTVO

Původ a vývoj hydrosféry je úzce spojen s vývojem ostatních částí Země a je odhadován na stáří asi 13,7 miliard let. Za vznikem molekuly vody stojí vysoké tlaky, které přetváří molekulu vodíku na helium a uhlík, z nich pak při dostatečném počtu (3 jádra uhlíku a 1 jádro hélia) vzniká kyslík [1,2,3].

Vodstvo tvoří zemskou hydrosféru, do které patří všechny typy vod, jako jsou oceány, moře, jezera, řeky, ledovce a podpovrchové vody. V současnosti světový oceán zabírá 71 % povrchu planety a tvoří tak převážnou část hydrosféry, což znamená více než 97 % vodních zdrojů. Každý rok se z oceánu odpaří přibližně 425 000 kilometrů krychlových vody. Zpět se navrátí 385 000 kilometrů krychlových a zbytek se pomocí srážek dostane na pevninu. Nakonec však vše putuje zpátky do moří a oceánů pomocí vodních toků. Tzv. „sladká“ voda, kterou všichni využíváme, je tedy pouze zlomkem veškerých vod vyskytujících se na Zemi. Představuje necelá 3 procenta za světových zásob. Ke konzumaci, či k hygienickým potřebám potřebujeme mnohem menší množství vody (asi 0,6 procent), a to proto, že většina je skrytá v podzemí jako půdní vlhkost nebo v ledovcích, odkud je zatím neumíme využít.

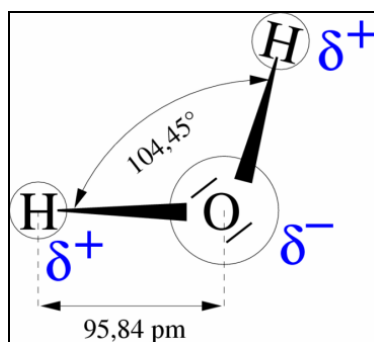
Mezi všemi sférami dochází neustále k výměně vody, jež ovlivňuje chemické složení vod. Tento nepřetržitý oběh vody je způsoben sluneční energií a zemskou gravitací [1,2, 3].

1.2 Voda jako chemické individuum

1.2.1 Chemické vlastnosti vody

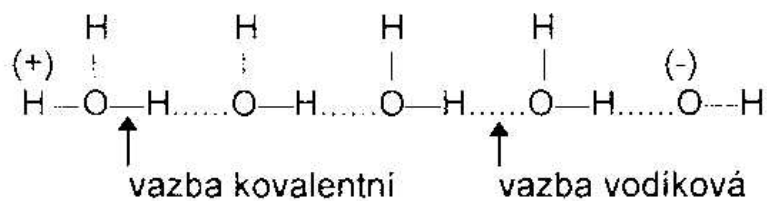
1.2.1.1 Složení a struktura vody

Voda představuje chemickou sloučeninu vodíku a kyslíku s poměrem atomů 2:1. Přírodní vodík a kyslík se vyskytují v několika izotopech a proto je jasné, že ani voda nebude složena jen z jednoho druhu molekul. Výskyt třech izotopů vodíku (lehký vodík ^1H , těžký vodík — deuterium ^2H , resp. D, tritium ^3H , resp. T) a šesti izotopů kyslíku (^{14}O , ^{15}O , ^{16}O , ^{17}O , ^{18}O , ^{19}O) nabízí minimálně 36 možností pro stavbu molekuly vody, avšak devět kombinací je ze stabilních nuklidů. V přírodních vodách dominuje složení izotopů v téhle kombinaci $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$. Tyto dva atomy vodíku a jeden atom kyslíku v molekule vody jsou vázané jednoduchou polární kovalentní vazbou, sdílením elektronového páru. Díky tomu mají pak molekuly vody tzv. trojúhelníkové uspořádání, jaké vidíme na *Obrázek 1* [3,4,5].

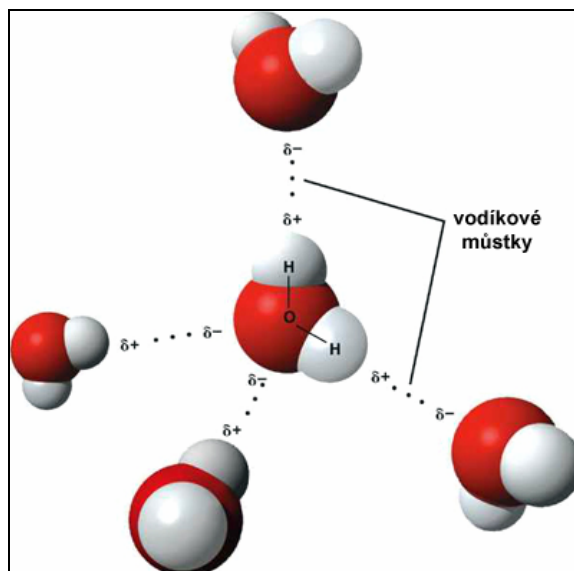


Obrázek 1 - Geometrie molekuly vody [6]

Mezijaderná vzdálenost O – H je 0,0958 nm a vazebný úhel 104,45°. Rozdíl elektronegativit atomů vodíku a kyslíku je důsledkem polárního charakteru molekuly vody, což má také pak vliv na rozpustnost látek. Z chemických vlastností je právě nejdůležitější dipólový charakter molekuly vody, protože v případě přiblížení dipólů vody nastane přitahování opačně nabitých konců a vznikne spojení molekul vody pomocí vodíkových můstků, viz *Obrázek 2* a *Obrázek 3* [3- 7].

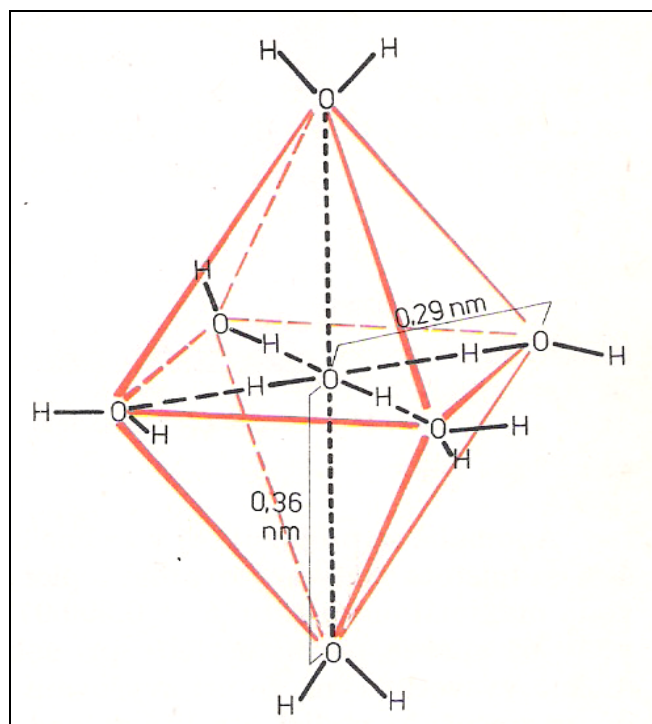


Obrázek 2 - Znárodnění kovalentní a vodíkové vazby [4]



Obrázek 3 - Prostorové znázornění vodíkové vazby mezi molekulami vody [6]

Na základě strukturálního výzkumu byl sestaven tzv. oktaedrický model struktury kapalné vody, podle kterého je každá molekula vody obklopena šesti jinými molekulami tvořící okolo něj deformovaný oktaedr (viz *Obrázek 4*). Těchto šest molekul vytváří s danou molekulou čtyři vazby vodíkovými můstky O – H – O, ve kterých je vzdálenost kyslíkových atomů asi 0,29 nm. Kromě toho jsou zde vytvořené dvě přímé „vazby“ kyslíkových atomů ve vzdálenosti asi 0,36 nm [7,8].



Obrázek 4 - Oktaedrický model struktury kapalné vody [8]

1.2.2 Fyzikální vlastnosti vody

V závislosti na již zmíněných chemických vlastnostech vody (vodíkové můstky) je maximální chemická hustota ($1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) vody při $3,98 \text{ }^\circ\text{C}$, následným ochlazením k bodu tuhnutí pak zvětšuje i svůj objem a naopak se zvyšující se teplotou hustota klesá. Tato výjimečná vlastnost napomáhá přežít všem vodním organismům, jelikož zabraňuje promrzání vody až ke dnu [4,5,7,9].

Voda má velké povrchové napětí (asi $72 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$ při $25 \text{ }^\circ\text{C}$), takže se chová, jako kdyby byl její povrch pokryt tenkou pružnou vrstvou. Tato blána je schopna udržet na svém povrchu drobné částičky (prach) a organismy (např. vodoměrku). Povrchové napětí vody je příčinou kapilární elevace, vzlínivosti vody v kapilárách. Tento jev ovlivňuje např. distribuci vody v půdě (vzniká kapilární voda v půdních pórech) [4,5,9].

Přehled dalších vlastností vody naleznete v tabulce 1.

Tabulka 1 Přehled fyzikálních a chemických konstant [5]

Konstanta	Jednotka	H ₂ O
hustota (25°C)	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	997,045
maximální hustota	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	1000,000
teplota maximální hustoty	$^\circ\text{C}$	3,98
body varu	$^\circ\text{C}$	100,00
bod tuhnutí	$^\circ\text{C}$	0,00
relativní permitivita (25°C)	-	78,25
dynamická viskozita (25°C)	$\text{mPa}\cdot\text{s}$	0,890
povrchové napětí (25°C)	$\text{mN}\cdot\text{m}^{-1}$	71,96
tlak nasycených pár (25°C)	Pa	3 169,0
index lomu (20°C , 589,3 nm)	-	1,333

kritický tlak	MPa	22,13
standardní molární entalpie	$\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$	-285,83
standardní molární Gibbsova energie	$\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$	-237,14
standardní molární entropie	$\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$	69,95
měrné teplo tání	$\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$	333,7
měrné výparné teplo	$\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$	2 255,5

1.2.3 Organoleptické vlastnosti vody

Organoleptickými vlastnostmi nazýváme takové vlastnosti, které působí na smysly člověka. Mezi organoleptické vlastnosti vody patří teplota, barva, zákal, pach a chuť. Senzorickou analýzu používáme při zkoušení těchto organoleptických vlastností [3,5,9].

1.2.3.1 Teplota

Teplota je významným ukazatelem jakosti a vlastností vody. Již při poměrně úzkém teplotním rozmezí významně působí na chemickou a biochemickou reaktivitu ($0\text{ }^{\circ}\text{C}$ asi do $30\text{ }^{\circ}\text{C}$). Plní nezbytnou úlohu při výpočtech chemických rovnováh ve vodách (např. při posuzování vápenatouhličitanové rovnováhy, rozpustnosti tuhých látek a plynů), při stanovování biochemické spotřeby kyslíku, při hodnocení samočištění povrchových vod aj [4,5].

- **Teplota podzemních vod** je ovlivněna hloubkou vrstev, z kterých vody pochází a samozřejmě taky na rychlosti proudění vody. Čím větší je hloubka, tím je průměrná teplota vody vyšší a kolísání teplot menší. Podzemní vody mívají konstantní teplotu, jen málo závislou na ročním období. Průměrná roční teplota prostých podzemních vod (nikoli minerálních) se pohybuje nejčastěji kolem $10\text{ }^{\circ}\text{C}$. V případě většího kolísání teploty těchto vod se jedná o rychlé pronikání povrchových či atmosférických vod do podzemí, s čímž souvisí i větší nebezpečí jejich kontaminace [3,5].

- **Teplota termální vody** je v místě vývěru nad $25\text{ }^{\circ}\text{C}$. **Hypertermální voda** je kategorie termální vody, jejíž teplota v místě vyvěrání překračuje podle různých klasifikací $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ až $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ [3,5].

- **Teplota povrchových vod** má jak již bylo řečeno velký význam při rozpustnosti i kyslíku, rychlosti biochemických pochodů, což souvisím procesy samočištění. Při teplotách pod $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ probíhají již biochemické procesy jen velmi zvolna. Při vypouštění oteplených vod do vod povrchových se někdy hovoří o *tepelném znečištění (zátížení)*. *Teplota stojatých povrchových vod* se snižuje s narůstající hloubkou. V hlubších jezerech a nádržích dochází v létě a v zimě k výrazné *teplotní stratifikaci*. Uplatňuje se závislost hustoty vody na teplotě a její anomální chování (max. hustota při $4\text{ }^{\circ}\text{C}$). V létě teplota povrchové vrstvy stoupá a v hlubších vrstvách se hromadí chladnější voda s větší hustotou. Je to období *letní stagnace*. V zimě dochází k inverznímu rozdělení teploty a ve svrchní vrstvě se hromadí voda o teplotě pod $4\text{ }^{\circ}\text{C}$. Je to období *zimní stagnace*. Na jaře a na podzim dochází vlivem teplotních změn a větru k proudění, a tím k promíchávání vrstev. Hovoří se o *jarní a podzimní cirkulaci* [3,5].

1.2.3.2 Barva

Barva vody je fyzikálním indikátorem čistoty povrchových a podzemních vod. Způsobují to látky rozpuštěné i nerozpuštěné. Rozlišujeme **skutečnou barvu vody** (způsobená jen rozpuštěnými látkami) od **barvy zdánlivé**, která je výsledkem barevnosti

rozpuštěných i nerozpuštěných látek, zpravidla koloidního charakteru. Pokud je zapotřebí odlišit **skutečnou barvu od zdánlivé**, filtruje se vzorek vody membránovým filtrem [5,9].

Původ barvy je buď **přírozený**, nebo **antropogenní**. A právě nejčastějším zdrojem jsou látky přírodního charakteru - huminové látky, díky kterým jsou přírodní vody zabarvené do žluta až žlutohnědá. Jedná se především o fulvokyseliny [5,9,10].

Barva vody a její intenzita bývá závislá na hodnotě pH. Dále bývá závislá na **oxidačně--redukčním potenciálu**, protože některá barviva mohou podléhat oxidačně-redukčním reakcím vedoucím k barevné změně. Barva vody se stanovuje *vizuálně* a výsledek se vyjadřuje popisem odstínu a jeho intenzity. Výsledky se vyjadřují v **mg platiny v 1 litru (mg l⁻¹ Pt)**. Intenzita barvy přírodních vod se pohybuje od několika jednotek až do několika set mg l⁻¹ Pt. U pitné, stolní a kojenecké vody je mezní hodnota barvy 20 mg l⁻¹ [3,5,9,11].

1.2.3.3 Zákal

Zákal lze definovat jako **snížení průhlednosti (transparence) vody**, které způsobují nerozpuštěné i koloidní látky anorganického (jílové minerály, oxid křemičitý, hydratované oxidy železa a manganu a i.) a organického původu. Ty mohou být buď přírodního, nebo antropogenního původu. V podzemních vodách zákal způsobují především anorganické látky. Povrchové vody jsou často zkaleny díky splachu půdních vrstev (jílovými minerály), planktonem a zvířenými sedimenty na dně [3,5,9,10].

Zákal je nežádoucí vlastnost při hodnocení jakosti pitné i užitkové vod, i když jsou látky způsobující tento jev zdravotně nezávadné. Bílý zákal, který můžeme zaznamenat při vypouštění vody z vodovodního potrubí, je způsoben bublinkami vzduchu, jež se uvolňují v důsledku snížení tlaku z vody a změny teploty vody v potrubí. Zákal je významnou veličinou při posuzování účinnosti procesů úpravy vody a jedním z kritérií pro odhad dávky koagulačního činidla [3,5,9].

Nerozpuštěné látky snižují intenzitu procházejícího záření a také rozptylují záření všemi směry. Proto se zákal stanoví buď měřením útlumu zářivého toku procházejícího kapalinou, nebo měřením intenzity rozptýleného záření. Kvantitativně můžeme útlum zářivého toku procházejícího kapalinou změřit buď **lurbidimetricky**, nebo **nefelometricky** intenzitu záření rozptýleného kapalinou. Zákal se vyjadřuje v bezrozměrných jednotkách [3,5,9].

1.2.3.4 Pach

Pach vody je zapříčiněn prchavými látkami přítomnými ve vodě (např. sulfan). Už i přítomnost některých látek v nepatrném množství způsobuje určitý pach, který pak indikuje nezbytnost dalšího chemického rozboru. Páchnoucí voda působí dosti odpuzivě, i když není nijak zdravotně závadná. Pach znehodnocuje vodu určenou pro pitné účely, a proto nesmí být patrný ani při zahřátí vody. A proto má senzorická analýza značný význam při hodnocení jakosti pitné a užitkové vody. Také je možné rozhodnout, jestli se hodí pro různé účely nebo zpracování [3,5,9,10].

Zdroje pachu dělíme na **primární** a **sekundární**:

- **Primární zdroje** pachu jsou látky
 - Tvořící přírozenou součást vody (např. sulfan)
 - Biologického původu (vznikajícími životní činností mikroorganismů nebo při jejich odumírání ve vodě)
 - obsažené ve splaškových a průmyslových odpadních vodách

- **Sekundární zdroj** může získat voda v průběhu její technologické úpravy (např. při chloraci vody v přítomnosti fenolů vzniká charakteristický chlórphenolový zápach).

Ve stojatých nebo pomalu tekoucích povrchových vodách dochází někdy v jarním a letním období k rychlému a nadměrnému rozvoji řas (eutrofizace). A to je příčinou zhoršení organoleptických vlastností vody, vlivem odumírání a rozkladu [3,5,9].

Prahová koncentrace pachotvorné látky rozpuštěné ve vodě je taková koncentrace v mg l^{-1} , jež zaznamenáme jako pach. Prahové koncentrace pachu uváděné v literatuře jsou jen orientační, jelikož toto hodnocení čistě subjektivního rázu. **Intenzita pachu** může být ovlivněna koncentrací a typem sloučeniny [3,5,9].

1.2.3.5 Chuť

Chuť vody ovlivňují různé látky, jež se do vody dostávají přirozenou cestou, nebo v důsledku znečištění. Látky, jež způsobují pach vody, ovlivňují obvykle i její chuť. Pro příjemnou chuť pitné vody je nutná optimální koncentrace a vhodný poměr anorganických složek [3,5,9].

Na chuť vody má velký význam koncentrace některých látek jako příklad vápník, hořčík, železo, mangan, zinek, měď, hydrogenuhličitan, chloridy, sírany, oxid uhličitý aj. Právě hydrogenuhličitan a vápník ovlivňují chuť vody pozitivně. Také rozpuštěný oxid uhličitý má vliv na chuťové vlastnosti vody a ve větší koncentraci může maskovat nepříjemné chuťové vjemy [3,5,9].

Intenzita chuťových vjemů se stoupající teplotou klesá. Proto je pro senzorickeu analýzu doporučována teplota asi $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ až $20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Chuťový vjem ovlivňuje také **hodnota pH vody**. Nejmenší intenzity dosahují vjemy v neutrální oblasti pH (asi od 6,5 do 7,5). Avšak na obě strany od této oblasti intenzity vjemů intenzita roste. Čím je celková mineralizace větší, tím užší interval hodnot pH je hodnocen senzorickeu analýzou pozitivně. Vzrůst celkové mineralizace nad 800 mg l^{-1} vede již obvykle k výskytu chuťových závad [3,5].

2 DRUHY VOD

Vody rozlišujeme podle výskytu, původu a použití. Dle původu lze vody dělit na **přírodní a odpadní**. Odpadní dále dělíme na **splaškové (splašky) a průmyslové**. Městské odpadní vody jsou směsí odpadních vod splaškových i průmyslových. Podle výskytu se přírodní vody dělí na **povrchové, podzemní a také atmosférické**. V legislativě se někdy odlišují ještě vody zvláštní, do kterých patří přírodní léčivé vody, stolní minerální vody a vody důlní [3,5].

Na základě použitelnosti rozeznáváme vodu **pitnou, užitkovou, provozní a odpadní**. Dále se podle specifického použití a na základě zvláštních požadavků na jakost určuje, zda je voda vhodná pro závlahu, rybářství, stavebnictví nebo zda je vhodná jako chladicí medium nebo k účelům napájecích pro parní kotel aj. [3,5].

2.1 Přírodní vody

Nejčastějším vodním zdrojem jsou vody podzemní a povrchové. Voda vyskytující se v přírodě není nikdy chemicky čistá, vždy obsahuje určité látky organické, anorganické nebo rozpuštěné plyny v závislosti na výskytu a původu. Již při průchodu atmosférou je voda obohacována o některé látky, ale to hlavní obohacování přichází až při průchodu půdou

a horninami. Dalším zdrojem anorganických a organických látek v přírodních vodách je antropogenní činnost (průmyslové odpadní vody a nečistoty z ovzduší) [5,12,13].

Jak již bylo naznačeno, látky ve vodách se z chemického hlediska dělí na anorganické a organické. Z fyzikálního hlediska je pak dělíme na iontově rozpuštěné látky (elektrolyty) a na neiontově rozpuštěné látky (neelektrolyty), popřípadě na látky nerozpuštěné (neusaditelné, usaditelné a vzplývavé) [5,12].

Anorganické látky ve vodách

Formy výskytu jednotlivých prvků závisejí na hodnotě pH, na oxidačně redukční potenciálu a na komplexotvorných reakcích. Jednotlivé prvky mohou být přítomny současně jako kationty, anionty a neelektrolyty. To se týká i základního složení vod. Z praktického hlediska se u přírodních a užitkových vod obvykle předpokládá přítomnost [5,12]:

- kationtů – vápník, hořčík, sodík, draslík a amoniakální dusík
- aniontů – hydrogenuhličitan, sírany, chloridy, dusičnany, dusitany, fluoridy a fosforečnany
- látky v neiontové formě – křemík a bór

Organické látky ve vodách

Organické látky mohou pocházet jednak z přírodního zdroje a jednak z antropogenního zdroje. Za zdroje přírodního organického znečištění považujeme výluhy z půdy a sedimentů a produkty životní činnosti rostlinných a živočišných organismů a bakterií. Z toho vyplývá, že jedná o látky biogenního původu, především o huminové látky. Antropogenním zdrojem organických látek jsou splaškové a průmyslové odpadní vody, také odpady ze zemědělství, skládek. Ovšem některé látky mohou být jak přírodního, tak antropogenního původu, což naznačuje, že přítomnost těchto látek přímo neznečišťuje přírodní vody [5].

Je žádoucí rozlišovat látky biologicky snadno rozložitelné ve vodách a látky biochemicky rezistentní (biologicky těžko rozložitelné), jež se mohou hromadit v hydrosféře a v půdě. Znečištění vod biologicky těžko rozložitelnými látkami je nežádoucí, protože pomalu podléhají biologickým procesům v podzemních, povrchových a odpadních vodách a mohou přecházet až do pitné vody [5].

2.1.1 Atmosférické vody

Jak nám již název napovídá, atmosférická neboli srážková voda se týká veškerých možných skupenství vody v ovzduší. V atmosféře se vyskytuje ve třech formách [3,5,13]:

- Jako **vodní pára** (značí vlhkost ovzduší)
- Jako **kapky nebo krystalky tvořící oblaky**
- Jako **atmosférické srážky** padající na zem

Pomocí srážek, které jsou výsledkem kondenzace vodních par v ovzduší nebo na různých površích, se voda dostává na zemský povrch. V závislosti na teplotě a stupni nasycení vzduchu parami rozlišujeme srážky jako kapalné (děšť apod.) a tuhé (sníh apod.) [3,5].

Atmosférická voda je nejčistějším druhem přírodní vody, avšak přechodem vrstvou ovzduší se znečišťuje. Největší vliv na složení atmosférických vod má vrstva atmosféry sahající do výšky 1000 – 1500 m. Tyto látky ať už organické nebo anorganické jsou buď přírodního (vulkanizační prach, z rozkladu živočišných a rostlinných zbytků, apod.),

nebo antropogenního původu) spalování fosilních paliv, výfukové plyny, emise z průmyslových závodů apod.) [3,13].

Atmosférická voda samozřejmě obsahuje rozpuštěné plyny, které tvoří normální složení vzduchu (jako jsou kyslík, dusík, oxid uhličitý a vzácné plyny), plynné (oxid sírový, siřičitý, oxid dusíku, amoniak a další) i tuhé látky (částičky prachu, dýmu, rostlin a organismů) [3].

2.1.2 Podzemní vody

Za podzemní vodu je označována ta, která se vyskytuje v horninovém prostředí a vyplňuje tak dutiny a vrstvy zvodněných hornin. V horninovém prostředí se vytváří podmínky pro proudění podzemní vody nebo pro její akumulaci pod zemským povrchem, tyto podmínky pak i ovlivňují chemické složení podzemních vod [5, 13,14].

Při formování složení podzemních vod se uplatňují tyto vlivy: přímé rozpouštění, chemické působení, vliv srážkových a povrchových vod a modifikující přeměny (složky podléhající jiným přeměnám výměnou iontů, chemickou nebo biochemickou oxidací či redukcí). Chemické složení podzemních vod se mění ve vertikálním i horizontálním směru. Podzemní vody obsahují více minerálů než vody povrchové. Rovněž kolísání fyzikálně chemických ukazatelů je nepatrné. Mají stálou teplotu (výjimkou jsou vody infiltrované) a neobsahují kyslík nebo jen velmi málo, naopak koncentrace oxidu uhličitého je vyšší než u vod povrchových. Podíl organických látek je poměrně nižší. V podzemních vodách nenajdeme mnoho organismů, a když tak jiné druhy než očekáváme ve vodách povrchových [5,12-14].

Podzemní vody se klasifikují na základě různých aspektů (např. podle stupně a charakteru mineralizace, obsahu plynů, radioaktivních látek, stopových prvků, teploty). Podle celkového chemického složení a obsahu minerálních látek rozlišujeme podzemní vody jednak na vody **prosté** a dále taky na vody **minerální** [5,14].

2.1.2.1 Prosté podzemní vody

Takto nazýváme vody s nízkým obsahem rozpuštěných látek, plynů a také s malým množstvím mikroorganismů. Navíc nesplňují žádné kritérium pro minerální vodu. Taková voda vzniká klasickým prosakováním atmosférické a povrchové vody propustnými vrstvami (infiltrace) a kondenzací par [3,5,14].

2.1.2.2 Minerální podzemní vody

Minerální vody chápeme jako vody, které se od obyčejných podzemních vod odlišují svým chemickým složením a fyzikálními vlastnostmi. Je to způsobené zvláštními okolnostmi při oběhu podzemní vody [3,5,14]. Podle [15] rozpoznáváme ještě další tři druhy minerálních vod:

- **Přírodní minerální vody** – jsou vody z přírodního zdroje, které obsahují v místě vývěru víc než 1 g.l⁻¹ rozpuštěných tuhých látek nebo víc než 1 g.l⁻¹ rozpuštěného oxidu uhličitého.
- **Přírodní léčivé vody** – jsou vody z přírodního zdroje, které vzhledem k chemickému složení a fyzikálním vlastnostem mají vědecky dokázané užitečné účinky pro lidské zdraví, takže jejich možné využívat k léčebným účelům.

- **Přírodní minerální vody stolní** – jsou vody z přírodního zdroje bez výrazných farmakologických účinků, které obsahují nejméně 1 g.l⁻¹ volného oxidu uhličitého a nanejvýš 5 g.l⁻¹ rozpuštěných tuhých látek a které svými chuťovými vlastnostmi jsou vhodné jako osvěžující nápoje.

Podrobnější rozdělení podzemních vod na základě rozpuštěných látek je následující [3,5]:

- **Vody prosté s obsahem rozpuštěných látek do 1g.l⁻¹**
- **Vody slabě mineralizované (1 – 15g.l⁻¹)**
- **Vody středně mineralizované (5 – 15 g.l⁻¹)**
- **Vody silně mineralizované (nad 15 g.l⁻¹)**

2.1.3 Povrchové vody

Všechny vody přirozeně se nacházející na zemském povrchu nazýváme vody povrchové. Největší podíl na vodním zdroji u nás má právě ten druh vody [3,5,12,14].

Chemické složení povrchových vod je ovlivněno geologickou skladbou podloží, půdně-botanickými poměry, srážkovými vodami, antropogenní činností (městskými a průmyslovými odpadními vodami, zemědělskou činností) a příronem podzemních vod. Chemická rozmanitost je u většiny povrchových vod menší než u vod podzemních. Povrchové vody se vyznačují vyšší proměnlivou teplotou, nižší mineralizací, vyšším obsahem kyslíku (s výjimkou velmi znečištěných vod), nízkým obsahem oxidu uhličitého a vyšší koncentrací organických látek rozličného charakteru (podle původu). Rovněž počet mikroorganismů bývá ve srovnání s podzemními vodami podstatně větší a skladba rozmanitější. Chemické složky jsou většinou v oxidované formě, bývá tedy v povrchových vodách nižší obsah hydrolyzujících kovů, zejména Fe a Mn [3,5,12 - 14].

Povrchové vody se dělí na **kontinentální vody** a **mořské vody**. **Kontinentální vody** se pak dále dělí na **tekoucí** (vodní toky) a **stojaté** (jezera, nádrže, rybníky). **Tekoucí vody** pak rozeznáváme podle užití - **vodárenské** (po úpravě určena pro pitné účely) a **ostatní** (obecně užitě), určené pro průmyslové účely, chov ryb, závlahy, rekreační účely aj..

Jiné rozdělení nám ukazuje, že existují také **stojaté vody přírodní** (moře, oceány, jezera, močály) a **umělé** (rybníky, přehradní nádrže), stejně tak rozdělujeme i **tekoucí vody** na **přírodní** (řeky, potoky/ bystřiny) a **umělé** (kanály, průplavy). **Brakická voda** vzniká na ústí řek do moře a to míšením mořské vody s říční [3,5,14].

Na složení a charakter povrchových vod působí několik faktorů [5]:

1. **geologický skladba podloží a složení sedimentů na dně**
2. **hydrologicko – klimatické poměr (srážky, teplotní poměry, roční období atd.)**
3. **půdně – botanické poměry (zalesnění, druhy půd)**
4. **antropogenní činnost (průmysl, zemědělství, odpady)**
5. **příron podzemních vod.**

V dnešní době čelíme několika druhům zdrojům znečišťování povrchových vod. Tyto zdroje pak podle rozsahu znečištění dělíme do třech skupin [5]:

- **bodové** – zdroj, z něhož je znečištění do vodního útvaru přiváděno soustředěně a je možné zjišťovat jeho kvalitu i kvantitu (např. odpadní vody z čistíren a přímé vstupy průmyslové, městské a dešťové kanalizace do toků)
- **plošné** – splachy z okolní půdy, především zemědělsky obdělávané

- **difúzní** – rozptýlené bodové zdroje

Za znečištění považujeme také přívod nadměrného tepla do vodního útvaru. Toto znečištění nazýváme **tepelné znečištění**. Dochází ke snížení obsahu kyslíku ve vodě, zrychlení biochemických procesů, což má nepříznivý vliv zejména na ryby [5].

2.1.3.1 Tekoucí povrchové vody

Chemické složení

Celková mineralizace vod bývá v rozmezí 100 mg.l⁻¹ až 500 mg.l⁻¹. Velmi malou mineralizaci mívají vody na horních částech toků vzniklé táním sněhu. Koncentrace nerozpuštěných látek se pohybuje u čistých toků obvykle v jednotkách mg.l⁻¹. Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodách je funkcí teploty, koncentrace biologicky rozložitelných organických látek a fotosyntézy. V letním období je koncentrace rozpuštěného kyslíku asi od 8 mg.l⁻¹ do 12 mg.l⁻¹ a v zimním období od 6 mg.l⁻¹ do 8 mg.l⁻¹ [3,5,13].

Ve srovnání s podzemními vodami je obsah volného oxidu uhličitého v povrchových vodách velmi nízký. Oxid uhličitý je původem z atmosféry, dále je produkován vodními rostlinami (disimilací) a vzniká také biologickým rozkladem organických látek [3,5].

Hodnota pH čistých povrchových se pohybuje v rozmezí od 6,0 do 8,5. Povrchové vody pocházející z rašelinišť mají pH okolo hodnoty 4 a to je následkem huminových kyselin.

Hydrogenuhličitan jsou dominujícím aniontem a do vody se dostávají zejména z geologického podloží. *Sírany* se do vody dostávají jednak z atmosféry a jednak vlivem průmyslových odpadních vod. Stejně tak je to i u chloridů. Zdrojem *sloučenin dusíku* jsou nejen atmosférické depozice, ale také zemědělství a splaškové vody. U znečištěných vod mohou koncentrace dusičnanového dusíku dosáhnout až hodnoty 10 mg.l⁻¹. Dalšími sloučeninami, které se dostávají do povrchové vody pomocí antropogenní činnosti, jsou sloučeniny *fosforu*. A jak již bylo jednou zmíněno (viz výše), koncentrace *železa a manganu* je oproti podzemním vodám malá, důvodem jsou oxické podmínky, při kterých dochází k jejich oxidaci na Fe^{III} a Mn^{III-IV}, k následné hydrolýze a k vylučování velmi málo rozpustných hydratovaných oxidů. Jejich koncentrace tedy nepřesahují hodnotu 1 mg.l⁻¹ [3,5,13].

Vápník je dominujícím kationtem, dále je za ním umístěn *hořčík*, někdy *sodík*. U vápníku a hořčíku převažují přírodní zdroje. Naopak vyšší koncentrace sodíku většinou pocházejí z průmyslových odpadních vod [5].

Organické látky obsažené v povrchových vodách mají dva původy [5,13]:

- **přírodní původ** (huminové látky a produkty životní činnosti vodních organismů)
- **antropogenního původu** (ze splaškových a průmyslových odpadních vod a ze zemědělství)

U čistých povrchových vod nalezneme hodnoty CHSK_{Mn} (viz níže) a BSK₅ (viz níže) jen v jednotkách mg.l⁻¹, ale ve znečištěných vodách i v desítkách mg.l⁻¹.

Složení tekoucích povrchových vod je různé v závislosti na délce a šířce toku. Tyto změny ve složení povrchových vod klasifikujeme podle délky vlivu na **krátkodobé** a **dlouhodobé**. **Krátkodobé** změny jsou zapříčiněny hydrologickými nebo klimatickými poměry. **Dlouhodobější** (trvalejší) změny jsou naopak způsobeny antropogenní činností tykající se chemizace zemědělství, urbanizace a industrializace [5].

Klasifikace tekoucích vod podle čistoty

Klasifikace toků znamená, že toky se dělí na základě jakosti vody a to podle daných norem. Ukazatelé (indikátory) vypovídají o fyzikálním stavu, chemickém složení a biologickém osídlení vody. Dělí se na **individuální** (např. Fe, Mn, N, P aj.) a **skupinové** (BSK, CHSK, rozpuštěné látky). Pokud je nutné vyjádřit základní informaci o jakosti vody souhrnně, je možné použít základní klasifikaci založenou na vybraných ukazatelích jakosti vod. Výsledná třída se určí podél nepříznivěji vyhodnoceného ukazatele. Vybranými ukazateli jakosti vod jsou [5,13]:

- biochemická spotřeba kyslíku
- chemická spotřeba kyslíku dichromanem
- amoniakální dusík
- dusičnanový dusík
- celkový fosfor
- saprobní index makrozoobentosu

Podle [16] se používá další klasifikační systém. Ten slouží ke srovnání jakosti povrchových vod v různém čase z různých míst. Tekoucí povrchové vody se řadí do tříd podle jakosti pomocí soustavy mezních hodnot charakteristických indikátorů. Zařazují se do 5 tříd (tabulka 2).

Tabulka 2 Podle [16] zařazení tekoucích vod dle jakosti do pěti tříd

Třída	Ukazatel
I.	velmi čistá voda
II.	čistá voda
III.	znečištěná voda
IV.	silně znečištěná voda
V.	velmi silně znečištěná voda

Chemická spotřeba kyslíku (oxidovatelnost) je mírou obsahu látek schopných chemické oxidace. V praxi se oxidace provádí silně kyselými roztoky (za účelem dokonalé oxidace) $K_2Cr_2O_7$ nebo $KMnO_4$ při vyšších teplotách. Výsledek stanovení se udává v množství kyslíku, které je ekvivalentní spotřebě použitého oxidačního činidla a vyjadřuje se v $mg.l^{-1}$ [5,7,8].

Biochemická spotřeba kyslíku vyjadřuje obsah biologicky rozložitelných organických látek v odpadních a povrchových vodách. Je rovna množství rozpuštěného molekulárního kyslíku spotřebovaného za určitý časový interval mikroorganismy při biochemickém rozkladu organických látek ve vodě. Zjišťuje se v původním nebo zředěném vzorku z rozdílu koncentrací kyslíku před inkubací a po ní a vyjadřuje se v $mg.l^{-1}$. Standardně se stanovuje BSK₅, tj. provádí se inkubace po dobu pěti dnů za standardních podmínek (20 °C, vyloučení přístupu světla a atmosférického kyslíku) [5,7,8].

Více v kapitole 3.

2.1.3.2 Stojaté povrchové vody

Chemické složení

Ježera jsou přírodního původu a dělí se na **sladkovodní** a **slaná**. Ovšem slaná označujeme ty, které mají mineralizaci větší než $1\ 000\ \text{mg l}^{-1}$. V důsledku klimatických změn během roku (především teploty, také působením větru) dochází u hlubších nádrží a jezer k výraznému vertikálnímu rozvrstvení vody (vertikální stratifikace), které doprovázejí změny v chemickém složení vody. Na těchto změnách se podílí i biologická činnost. V letním období (letní stagnace) se rozeznává svrchní vrstva *epilimnion*, střední vrstva *metalimnion* (skočná vrstva, *termoklina*) a spodní vrstva *hypolimnion*. Na podzim a na jaře dochází k promíchávání uvedených vrstev (podzimní a jarní cirkulace). Následuje zimní stagnace. A také řízené vypouštění vody představuje způsob, kterým lze ve stratifikovaných nádržích výrazně ovlivnit jakost vypouštěné vody [5,13].

Se změnami hodnot pH souvisí i koncentrační změny CO_2 . Obsah oxidu uhličitého se v letních měsících blíží k nule, za to v zimních měsících a za tmy se jeho koncentrace ve vodě zvyšuje díky disimilaci. Se snižováním koncentrace CO_2 se zvyšuje hodnota pH až nad hodnotu 8,3. Zdrojem sloučenin dusíku v jezerech a nádržích jsou především plošné zdroje (zemědělství) a atmosférické depozice, avšak plošné zdroje mají sezónní charakter [5].

Organické látky se objevují v nádržích díky přítoku a splachu z okolních půd a vznikají i metabolickou činností, odumíráním a rozkladem fytoplanktonu a zooplanktonu. Výsledky stanovení **BSK₅** vod nádrží mohou být zkresleny spotřebou kyslíku disimilací řas. Avšak tento podíl lze přibližně odhadnout z obsahu chlorofylu ve vzorku vody. V nádržích značně eutrofizovaných může podíl organických látek připadajících na rozklad biomasy činit 30 % až 90 % z celkových organických látek ve vodě [5].

Eutrofizace

Eutrofizací se myslí růst obsahu nutrientů ve vodách (minerálních látek), zejména sloučenin fosforu a dusíku. V důsledku přílišné koncentrace sloučenin fosforu a dusíku nastane vyšší primární produkce a tím dochází i k přemnožení fytoplanktonu, zejména sinic a řas. Na základě množství živin z hlediska eutrofizace dělíme vodu na *oligotrofní* a *eutrofní*. *Oligotrofní voda* (nádrž, jezero) má málo živin, s nízkou primární a sekundární produkcí a s malou produkcí ryb. Kdežto *eutrofní* nádrž je úplný opak. Je v ní obsaženo velké množství živin a tudíž má velkou primární, sekundární produkci i produkci ryb.

Stav, kdy se sinice a řasy nahromadí těsně u hladiny ve velkém množství, označujeme jako vodní květ. Dochází pak ke zhoršení organoleptických vlastností vody a k tvorbě toxických organických látek. A právě kvůli eutrofizaci má velký význam biologický rozbor (rozbor fytoplanktonu a zooplanktonu), kterým dokážeme posoudit, do jaké míry je vod eutrofizována. Zabráníme tak problémům při filtraci povrchové vody a zjistíme obsah uvolněných toxických látek ve vodě. [5,13].

Na základě původu eutrofizace, ji rozdělujeme na **přírozenou** a **antropogenní** (indukovanou). **Přírozená eutrofizace** je způsobena přítomností sloučenin P a N pocházejících z půdy a sedimentů nebo z rozkladu vodních organismů a nelze ovlivnit. Antropogenní eutrofizace je výsledkem civilizačního procesu, čímž máme na mysli splachy hnojiv ze zemědělsky obdělávaných půd, nebo prací a čisticí prostředky [5].

2.2 Odpadní vody

Odpadní voda je definovaná jako voda použitá mimo vodní zdroj, jejíž vlastnosti byly změněny lidskou činností, a voda z atmosférických srážek odváděná stokovou sítí. Odpadní vody se dělí na tři hlavní skupiny, odpadní vody **splaškové**, **městské** a **průmyslové** [3,5,17,18].

Splaškové odpadní vody (splašky) jsou odpadní vody z domácností, hygienických zařízení, objektů společného stravování, ubytování apod.

Městské odpadní vody jsou směsí splašků a průmyslových odpadních vod, popř. vody dešťové a jiných vod (např. z čištění ulic a veřejných prostranství) odváděných veřejnou kanalizací. U velkých a malých měst obytného charakteru převládají odpadní vody splaškové. U malých měst průmyslového charakteru tomu může být naopak.

Průmyslové odpadní vody jsou vody použité pro průmyslové účely a znečištěné při výrobním procesu. Vypouštějí se ze závodu, jelikož již nejsou použitelné, pro žádný jiný proces. Řadíme zde i vody použité v zemědělství [5,17,18].

Dále rozeznáváme dešťovou a surovou odpadní vodu. **Dešťová odpadní voda** je z atmosférických srážek a vtéká do stoky nebo do recipientu. Kdežto **surová odpadní voda** je nečištěná odpadní voda a vtéká do čistírny odpadních vod.

Znečišťující látky vyskytující se v odpadních vodách, můžeme rozdělit do skupin uvedených v tabulce 3 [18,19].

Tabulka 3 Charakter znečišťujících látek v odpadních vodách [19]

Znečišťující látky	Příklady
1. rozpuštěné	(ve filtrátu, za filtrem 0,4 µm)
1.1 organické	
1.1.1 biologicky rozložitelné	(cukry, mastné kyseliny)
1.1.2 biologicky nerozložitelné	(azobarviva aj.)
1.2 anorganické	(těžké kovy, sulfidy)
2. nerozpuštěné	
2.1 organické	
2.1.1 biologicky rozložitelné	(škrob, bakterie)
2.1.2 biologicky nerozložitelné	(papír, plasty)
2.1.3 usaditelné	(celulosová vlákna)
2.1.4 neusaditelné	(bakterie, papír)
2.1.4.1 koloidní	(bakterie)
2.1.4.2 plovoucí	(papír)
2.2 anorganické	
2.2.1 usaditelné	(písek, hlína)
2.2.2 neusaditelné	(brusný prach)

Při stanovení znečištění odpadních vod nebo potřebného výkonu čistírny, zejména biologické části se uvádí **populační ekvivalent** neboli **ekvivalentní počet obyvatel**. Vychází se z hodnoty znečištění, které je produkováno jedním obyvatelem v BSK₅ za jeden den. Pro průmyslové odpadní vody se vychází z průměrné hodnoty celkového znečištění BSK₅ (g.m⁻³) a potřeby vody na jednu vyrobenou jednotku produktu. Hodnota ekvivalentního počtu obyvatel se vypočítá podle vztahu [3,5,17,18]:

$$EO = \frac{Q \cdot BSK_5}{60} \quad (1)$$

kde Q je množství odpadní vody v $m^3 \cdot d^{-1}$ na výrobní jednotku produktu nebo výchozí suroviny (t, m^3 , kus, atd.)

BSK_5 je průměrná hodnota znečištění odpadních vod v $g \cdot m^{-3}$

60 je specifické znečištění produkované jedním obyvatelem v $BSK_5 \cdot d^{-1}$

Populační ekvivalent je tedy množství znečištění od jednoho obyvatele vztažené na jeden den. Týká se např. BSK_5 , $CHSK$, N , P , nerozpuštěných látek aj.

2.2.1 Splaškové odpadní vody

Specifická potřeba vody na obyvatele je shodná s množstvím odpadních vod připadajícího na jednoho obyvatele [20].

Organické látky (fekálie, moč) mají mnohem větší zastoupení ve splaškových vodách než látky anorganické. Z těch jsou dominujícími látkami sodík a chloridy [3,5].

Složení a vlastnosti splaškových odpadních vod

V případě, že se navrhují čistírny odpadních vod, vychází se z populačního ekvivalentu neboli z produkce specifického znečištění v gramech za 1 den na 1 obyvatele. Pro zatížení městských čistíren odpadních vod rozhoduje obsah organických, lehce rozložitelných látek, která se nejčastěji vyjadřují pomocí BSK_5 a v našich podmínkách je toto zatížení okolo 60g na 1 obyvatele za 1 den. Vychází-li se z potřeby vody asi 150 l na 1 obyvatele za 1 den, lze splaškové odpadní vody charakterizovat asi takto: BSK_5 400 $mg l^{-1}$, $CHSK_{Cr}$ 800 $mg l^{-1}$, N_{celk} do 70 $mg l^{-1}$, P_{celk} do 15 $mg l^{-1}$, veškeré látky 1 200 $mg l^{-1}$, rozpuštěné látky 830 $mg l^{-1}$, nerozpuštěné látky 370 $mg l^{-1}$. Z toho vyplývá, že poměr $CHSK$ a BSK_5 je obvykle 2. Veškeré látky jsou tvořeny asi z 50 % organickými látkami a z 50 % anorganickými látkami. U rozpuštěných látek dominují anorganické podíly nad organickými a u nerozpuštěných látek je tomu naopak. Pokud se týká hodnot BSK_5 a $CHSK$, pak 50 % připadá na rozpuštěné a 50 % na nerozpuštěné organické látky (usaditelné a neusaditelné). Představu o zastoupení uvedených skupin látek ve splaškových vodách získáme z tab. 4. [3,5].

Tabulka 4 Množství látek v gramech produkované jedním obyvatelem za den a odpovídající hodnoty BSK_5 jako ukazatele znečištění [19]

Látky	Anorganické	Organické	Veškeré	BSK_5
nerozpuštěné	15	40	55	30
usaditelné	10	30	40	20
neusaditelné	5	10	15	10
rozpuštěné	75	50	125	30
veškeré	90	90	180	60

Z hlediska navrhování biologického čištění jsou v tab. 4 nejdůležitější hodnoty veškerých nerozpuštěných látek v přepočtu na jednoho obyvatele za jeden den ($NL = 55$ g) a veškeré BSK_5 (60 g). Obecně jsou tyto hodnoty značně proměnné [19].

Obvyklé hodnoty základních ukazatelů pro surovou vodu a pro vodu mechanicky předčištěnou shrnuty jsou v tabulce 5

Tabulka 5 Obvyklé rozsahy koncentrací základních ukazatelů pro městské odpadní vody [5]

Ukazatel [mg.l ⁻¹]	Surová voda	Mechanicky předčištěná
BSK ₅	200 – 400	150 – 300
CHSK _{Cr}	300 – 600	200 – 500
nerozpuštěné látky	250 – 500	100 – 200
celkový dusík	65 – 105	65 – 90
amoniakální dusík	25 – 45	25 – 40
celkový fosfor	8 – 14	6 – 12

Splaškové odpadní vody mají šedou nebo šedohnědou barvu a bývají silně zakalené. U čerstvých splašků nezaznamenáme příliš intenzivní zápach, avšak po vyčerpání rozpuštěného kyslíku začínají probíhat anaerobní pochody. Odpadní voda pak intenzivně páchne a tmavne, jelikož vznikají sulfidické síry a ty se se sloučeninami železa vylučují jako černý FeS [3,5].

Teplota splaškových vod v kanalizaci závisí na ročním období. V zimě se obvykle pohybuje v rozmezí od 8 °C do 12 °C. V létě se přibližuje k 20 °C. Se vzrůstem teploty se urychlují biochemické pochody, takže se snáze vyčerpá rozpuštěný kyslík. Hodnota pH splaškových vod se obvykle pohybuje v rozmezí asi od 6,5 do 8,5 [3,5].

Anorganické a organické látky ve splaškových odpadních vodách

Anorganické látky nacházející se v splaškových vodách jsou jednak základní složky pitné i užitkové vody, jednak je tvoří látky pocházející z fekálií, moči, čisticích a pracích prostředků a ze znečištěných silnic. Přírůstek anorganických rozpuštěných látek se pohybuje řádově ve stovkách mg.l⁻¹ [3,5].

Chloridy ve splaškových vodách pocházejí převážně z moče. Počítá se obvykle se specifickou produkcí 7 g až 9 g chloridů na 1 obyvatele za den.

U sloučenin **fosforu** jde o organicky a anorganicky vázaný fosfor, ale stanovuje se celkový fosfor. Anorganicky vázaný je přítomen jako polyfosforečnany, které podléhají chemické a biologické hydrolýze. V ČR se v současné době počítá s produkcí asi 2,5 g celkového fosforu na 1 obyvatele za 1 den. Koncentrace celkového fosforu ve splaškových odpadních vodách se pohybují obvykle v rozmezí asi od 8 mg.l⁻¹ až do 14 mg.l⁻¹[3,5].

Množství **dusíku** ve splaškových vodách odpovídá obvykle 12 g na 1 obyvatele za 1 den. Hlavním zdrojem dusíkatých látek je moč, ve které je nejvíce zastoupena močovina. Močovina velmi snadno podléhá biologické hydrolýze, vzniká tak amoniakální dusík. Jelikož i ostatní formy organicky vázaného dusíku podléhají biologickým změnám, mění se jejich kvalitativní a kvantitativní zastoupení v závislosti na čase. Skoro všechny základní formy aminokyseliny se vyskytují ve splaškových vodách. Volné aminokyseliny jsou obvykle zastoupeny v koncentracích v jednotkách mg.l⁻¹[3,5].

Sacharidy a další organické bezdusíkaté látky. Sacharidy stejně jako bezdusíkaté organické kyseliny jsou nejvíce zastoupené organické sloučeniny ve splaškových vodách. Skoro 50 % organického uhlíku je zastoupeno v sacharidech. Není výjimkou, když ve splaškových vodách objevíme **lipidy**. Ty jsou hydrofobního charakteru. Ve splaškových vodách najdeme jejich nejčastější zastoupení ve formě tuků. Lipidy existují buď jako *volné*,

adsorbované, nebo *emulgované*. Volné lipidy se projevují jako látky **plovoucí**. Tyto a adsorbované lipidy jsou odstraňovány v mechanickém stupni čistírny odpadních vod. Hlavní část lipidů (55 % až 60 %) je ve splaškových vodách přítomna v neusaditelné emulgované formě. Stejně jako v případě sacharidu a dusíkatých organických látek podléhají lipidy poměrně snadno biologickému rozkladu [3,5].

Ostatní organické látky. Tenzidy jsou běžnou součástí splaškových odpadních vod. Nejsilněji se sorbují tenzidy kationtové a podstatně méně tenzidy aniontové a neiontové. V čistírnách odpadních vod se tenzidy projevují pěněním.

Dnes se již věnuje pozornost i přítomnosti různých léčiv ve splaškových vodách, jejichž koncentrace se pohybují v jednotkách ng l^{-1} až $\mu\text{g l}^{-1}$ (např. antibiotika, ibuprofen, diazepam aj.), včetně jejich metabolitů [3,5].

Hodnocení organického znečištění

Jelikož odpadní vody obsahují převážně organické látky, jež jsou lehce rozložitelné, používají se ke stanovení celkového organického znečištění ukazatelé jako BSK a CHSK, resp. celkový organický uhlík (TOC). Při analýze odpadních vod se dává jednoznačně přednost stanovení BSK₅. Avšak v některých případech se stanovuje také BSK₂₀ nebo BSK₇ (ve skandinávských zemích). U splaškových vod lze použít pro přepočítání následující vztahy [3,5]:

- $\text{BSK}_7 = 1,10 \cdot \text{BSK}_5$ (2)
- $\text{BSK}_{20} = 1,46 \cdot \text{BSK}_5$ (3)

Ve splaškových vodách se TOC, resp. DOC příliš nestanovuje, ale větší význam má pro stanovení organického uhlíku v průmyslových odpadních vodách.

Pro posouzení složení organických látek v surových a vyčištěných odpadních vodách mají značný význam poměry mezi uvedenými ukazateli. Hodnota CHSK surové splaškové vody se rovná obvykle asi dvojnásobku hodnoty BSK₅, což svědčí o přítomnosti biologicky snadno rozložitelných látek. Tomu odpovídá poměr BSK₅: TOC asi 1,6. Poměr CHSK : TOC (charakterizující průměrné oxidační číslo atomů uhlíku směsi organických látek) se obvykle pohybuje v rozmezí od 3,0 do 3,5 [5].

V průmyslových odpadních vodách je vždy nutno zjistit obsah dusíku a fosforu, jejichž přítomnost je pro biologické čištění nezbytná. Potřebné množství těchto makronutrientů se udává poměrem C: N : P, též poměrem CHSK : N : P nebo poměr BSK₅: N: P. Výsledek biologického čištění závisí na přítomnosti nebo absenci nutrientů (N, P), protože musí být vytvořeny předpoklady pro tvorbu aktivovaného kalu či biofilmu. Jak již bylo zmíněné, splaškové odpadní vody trpí přebytkem těchto prvků, ale u průmyslových odpadních vod je tomu jinak. V praxi se množství dusíku a fosforu v odpadních vodách potřebné pro jejich úspěšné biologické čištění odhaduje obvykle ze vztahu [5,19]:

$$\text{BSK}_5: \text{N} : \text{P} = 100 : 5 : 1$$

V tab. 6 jsou shrnuty průměrné hodnoty všech používaných ukazatelů znečištění produkovaného jedním obyvatelem za den.

Tabulka 6 Průměrné hodnoty ukazatelů znečištění v přepočtu na jednoho obyvatele za den [19]

Ukazatel znečištění	Jednotka	Údaj
NL	g	55
BSK ₅	g	60
CHSK	g	109
C _{org}	g	40
BSK ₅ /CHSK	-	0,55
C _{org} /CHSK	-	0,37
BSK ₅ /C _{org}	-	1,50
Celkový N	g	12
Celkový P	g	2 - 4
Extrahovatelné látky	g	15

2.2.2 Průmyslové odpadní vody

Průmyslové odpadní vody jsou kapalné odpady vznikající při zpracování nebo těžbě organických a anorganických surovin a při výrobním procesu. Řadí se mezi ně i zemědělské odpadní vody. To je důvod proč mají tak rozmanitý charakter, jejich škodlivost se proto může lišit. Tyto odpadní vody se rozlišují na základě znečišťujících látek - převážně anorganicky a organicky znečištěné, avšak vedle těchto extrémů se vyskytují i typy přechodné. Převážně anorganicky znečištěné odpadní vody lze rozdělit do skupin [3,5,19]:

- **odpadní vody převážně anorganicky znečištěné nerozpuštěnými látkami** (odpadní vody z praní uhlí, z keramického a sklářského průmyslu apod.),
- **odpadní vody převážně anorganicky znečištěné netoxickými rozpuštěnými látkami** (odpadní vody z výroby draselných, fosforečných a dusíkatých hnojiv, z moření železa, z výroby sody apod.),
- **odpadní vody převážně anorganicky znečištěné toxickými rozpuštěnými látkami** (vody z povrchové úpravy kovů, radioaktivní vody apod.).

Organické látky obsažené v průmyslových odpadních vodách jsou zařazeny do následujících skupin:

- **netoxické a biologicky rozložitelné látky** (sacharidy, bílkoviny, tuky, alifatické kyseliny a jejich deriváty aj.),
- **netoxické a obtížně biologicky rozložitelné látky** (alifatické a aromatické sloučeniny s rozvětveným alkylem, vysokomolekulární polyglykoly, ligninsulfonany, některá organická barviva aj.),
- **toxické a biologicky rozložitelné látky** (fenoly, organofosforové insekticidy, chlorfenoly, nitrofenoly aj.),
- **toxické a biologicky obtížně rozložitelné látky** (chlorované uhlovodíky, nitroaniliny, některé kationtové tenzidy aj.).

K posouzení ke které skupině jaké vody patří, je nutné znát jejich složení a množství. To závisí od druhu technologického procesu, v kterém byla voda použita. Cílem chemického rozboru odpadních vod je určit znečištění pomocí základních ukazatelů pro daná stanovení. Nerozpuštěné a rozpuštěné látky se určují pomocí žihání, jež patří k základním stanovením. Ztráta žiháním nerozpuštěných nebo rozpuštěných látek je velmi přibližnou mírou koncentrace organických látek. Hlavně jde o stanovení chloridů a síranů, které mohou do značné míry ovlivňovat agresivní účinky vody a o stanovení amoniakálního dusíku, který se odstraňuje během žihání odpadku [3,5,19].

Důležitými údaji jsou hodnota pH a neutralizační kapacita. Jde o údaje, které rozhodují o acidobazických vlastnostech vody. Stanovení neutralizačních kapacit má význam pro určení spotřeby kyseliny nebo zásady na neutralizaci odpadních vod před vypuštěním do recipientu či veřejné kanalizace nebo před biologickým čištěním [3,5,19].

K identifikace rozsahu znečištění městských odpadních vod se opět používá nepřímých metod, tj. stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK) a biochemické spotřeby kyslíku (BSK_5) (viz odd.3). Pro stanovení CHSK se používá dichromanová metoda v kyselém prostředí, pouze ve výjimečných případech manganistan [3,5,19].

K odlišení biologicky rozložitelných látek od látek, které biologickému rozkladu odolávají, se používá stanovení biochemické spotřeby kyslíku. U průmyslových odpadních vod jsou výsledky stanovení ovlivněny ředěním vody, množstvím a adaptací inokula a přítomností toxických látek. Z toho důvodu je znalost přibližného složení odpadní vody pro stanovení BSK_5 důležitá. Na základě těchto informací lze pak eliminovat různé rušivé vlivy. A proto je nutné provádět různá ředění při stanovení BSK_5 [3,5].

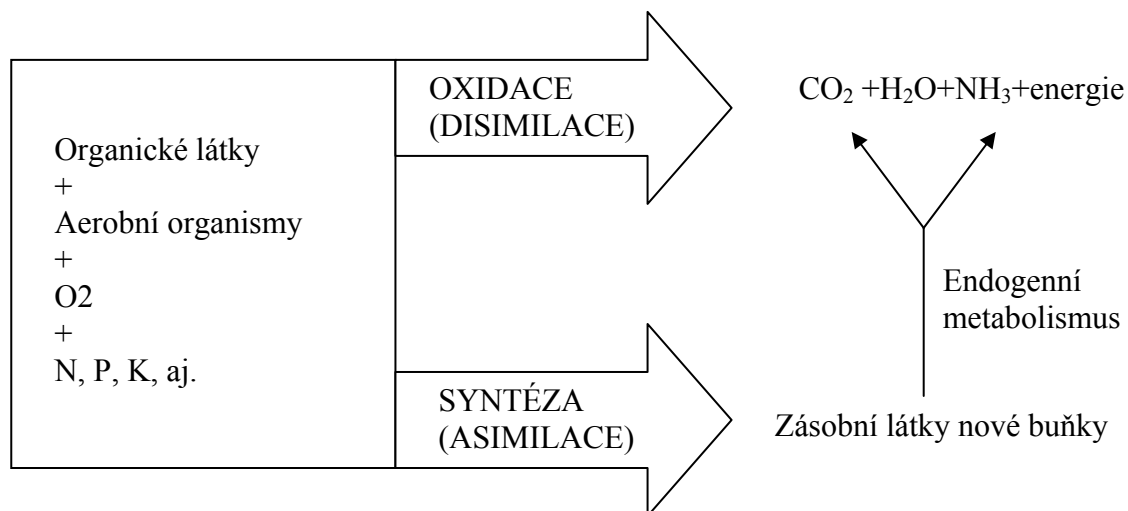
Vyhodnocením poměru BSK_5 :CHSK se získá alespoň předběžná informace o poměrném zastoupení látek biologicky snadno rozložitelných. Předpokladem je však správné stanovení BSK_5 a dalším předpokladem je úplná oxidace organických látek při stanovení $CHSK_{Cr}$. Odpadní vody se snadno biologicky rozložitelnými látkami a v poměru BSK_5 :CHSK okolo 0,5, mají předpoklady pro samočisticí biologické procesy. Poměr 0,2 a nižší svědčí o přítomnosti látek obtížně a pomalu rozložitelných nebo o přítomnosti látek vyžadujících delší aklimatizaci mikroorganismů [3,5,19].

Z poměru CHSK, TOC nebo BSK_5 k veškerým či rozpuštěným látkám v odpadních vodách lze přibližně odhadnout poměrné znečištění anorganickými či organickými látkami. Rozhodující je poměr CHSK, resp. TOC k veškerým či rozpuštěným látkám. Jelikož před biologickým čištěním odpadních vod se nerozpuštěné látky odstraňují sedimentací, má největší význam posouzení poměrného znečištění vzhledem k rozpuštěným látkám.

Opět se i zde pro orientační odhad míry znečištění průmyslových odpadních vod využívá ekvivalentní počet obyvatel (EO) (viz výše) [3,5].

3 BIOCHEMICKÁ SPOTŘEBA KYSLÍKU (BSK)

V přírodě probíhají samočisticí procesy (reakce), které se využívají v čistírnách odpadních vod. Organotrofní bakterie jsou nesourodou skupinou, která má charakteristickou vlastnost, již je získání životní energie a zdroje uhlíku a dusíku pouze z organických látek, bez kterých nejsou schopné existence. Část organických látek je biochemicky oxidována až na CO_2 a H_2O . Získaná energie se spotřebuje k syntéze nové biomasy ze zbývající části organických látek. V jednorázovém systému se s přibývajícím časem zoxidovaný podíl zvyšuje a blíží se určité limitní hodnotě. Procesy probíhající v lahvičce pro stanovení BSK jsou schematicky znázorněny na *Obrázek 5* [5,19,21].



Obrázek 5 - Schématické znázornění pochodů probíhajících v lahvičce při stanovení BSK [19]

Biochemická spotřeba kyslíku (BSK) je definována jako hmotnostní koncentrace rozpuštěného kyslíku spotřebovaného za stanovených podmínek a v oxickém prostředí biochemickou oxidací organických (popř. anorganických) látek ve vodě. Vyjadřuje se v mg.l^{-1} . Hodnota BSK závisí na době inkubace. Počet dní, ve kterém se stanovovala BSK, se označuje jako index vpravo dole (např. pro 5 denní inkubaci značíme BSK_5). BSK je tedy mírou obsahu jen látek biologicky rozložitelných, látky biologicky nerozložitelné nejsou v tomto stanovení zahrnuty. Tím se BSK liší od CHSK, ve kterém jsou zahrnuty vedle látek rozložitelných i látky nerozložitelné. Stanovení BSK je důležitým a základním parametrem pro posouzení účinnosti biologického čištění odpadních vod a pro hodnocení biologické rozložitelnosti organických látek [5,19, 22].

Při standardní zřed'ovací metodě se měří úbytek rozpuštěného kyslíku ve vzorku vody v lahvičce (buď chemicky Winklerovou metodou, nebo kyslíkovou elektrodou) na začátku a na konci inkubace. Teplota inkubace byla v celém světě sjednocena na $20\text{ }^\circ\text{C}$. Protože rozpustnost kyslíku ve vodě je poměrně malá, musí se vzorky vody v případě jejího většího znečištění dostatečně zředit (odtud název "zřed'ovací metoda"). Jinak by mohlo dojít až k úplnému vyčerpání rozpuštěného kyslíku (koncentrace kyslíku v médiu po inkubaci nemá klesnout pod 3 mg.l^{-1}). Po dobu inkubace je vzorek umístěn v temné místnosti, aby nedocházelo k fotosyntetické asimilaci eventuálně, aby se zabránilo produkci kyslíku vlivem přítomnosti řas, což by vedlo k nepřesné hodnotě BSK [5,23].

Průběh biochemické spotřeby kyslíku závisí na čase (době inkubace). Úplná biochemická oxidace organických látek obsažených ve splaškové odpadní vodě trvá při standardní zřed'ovací metodě asi 20 dní, jenže pro zrychlení stanovení a praktičnost se zvolila inkubační doba na 5 dní. Bylo o původně navrženo v Anglii, jelikož je 5 dní maximální doba zdržení vody v anglických řekách před vyústěním do moře. Výsledek se označuje jako pětidenní biochemická spotřeba kyslíku se zkratkou BSK_5 . BSK_5 je jen částí úplné BSK. Tento podíl závisí na rychlosti rozkladu organických látek. Podle potřeby je možno stanovit BSK po jednotlivých dnech a z těchto hodnot pak sestrojít křivku průběhu BSK a odhadnout její limitní hodnotu, **úplnou biochemickou spotřebu kyslíku (BSK_∞)** [5,19,23].

Pro stanovení BSK jsou určeny dvě metody. Jedna z nich je **zřed'ovací metoda a ta druhá je pro neředěné vzorky. Zřed'ovací metoda** je metodou standardní a jde přesně o

zředovací a očkovací metodu s přidavkem allylthiomočoviny. Doba inkubace je navržena na 5 dní nebo 7 dní (BSK_5 , BSK_7). Poměr $BSK_7 : BSK_5$ se u různých druhů vod pohybuje v rozmezí asi od 1,05 do 1,3. Podmínky stanovení zředovací metodou se však liší od podmínek skutečných (v povrchových a odpadních vodách). Zředěním se zmenšuje koncentrace inokula i substrátu, stanovení se provádí za statických podmínek (bez míchání vzorku) apod. Tyto faktory ovlivňují **kinetiku BSK**, takže laboratorní výsledky nemusí vždy odpovídat skutečným poměrům [5,23,24].

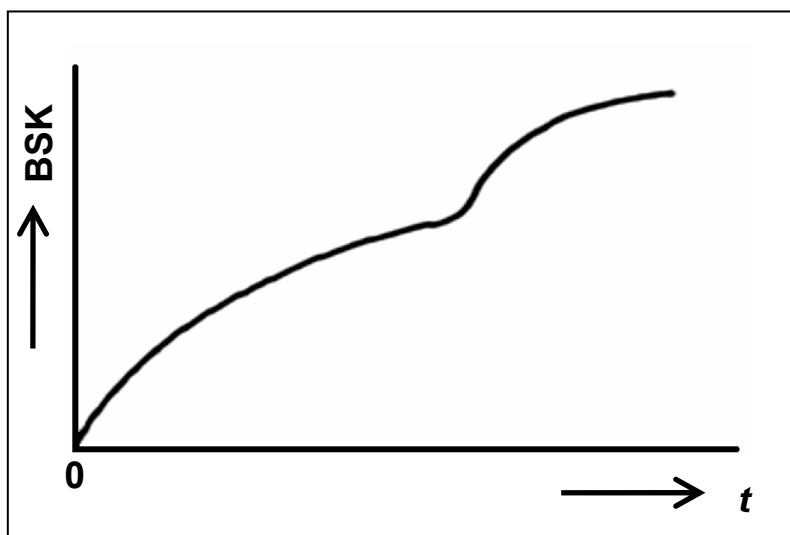
Přepočítání z BSK_5 na BSK_7 [19]:

$$BSK_5 = BSK_7 (1 - 10^{-0,5}) / (1 - 10^{-0,7}) \quad (4)$$

Kromě zředovací metody existují pro stanovení BSK a jeho průběhu ještě metody respirometrické, založené na principech plynoměrné analýzy (volumetrické a manometrické). Při respirometrických metodách lze pracovat většinou bez ředění vod a s vysokými koncentracemi inokula, napodobovat podmínky při biologickém čištění odpadních vod, sledovat snadno celý průběh BSK, vyhodnocovat rychlost spotřeby kyslíku, sledovat vliv toxických látek na BSK apod. Proto nacházejí uplatnění především při modelování biologického čištění odpadních vod. Avšak hodnoty BSK a její průběh zjištěný zředovací metodou a respirometrickými metodami nejsou vzájemně srovnatelné, protože se pracuje za různých podmínek. Výsledky respirometrických měření nemohou proto nahradit výsledky zjištěné standardní zředovací metodou [5].

Nitrifikace a její inhibice

Za přítomnosti amoniakálního dusíku probíhá BSK ve dvou fázích. Nejprve probíhá oxidace organických uhlíkatých látek a potom oxidace amoniakálního dusíku uvolněného z organických dusíkatých látek na dusitany až dusičnany (*Obrázek 6*) [5].



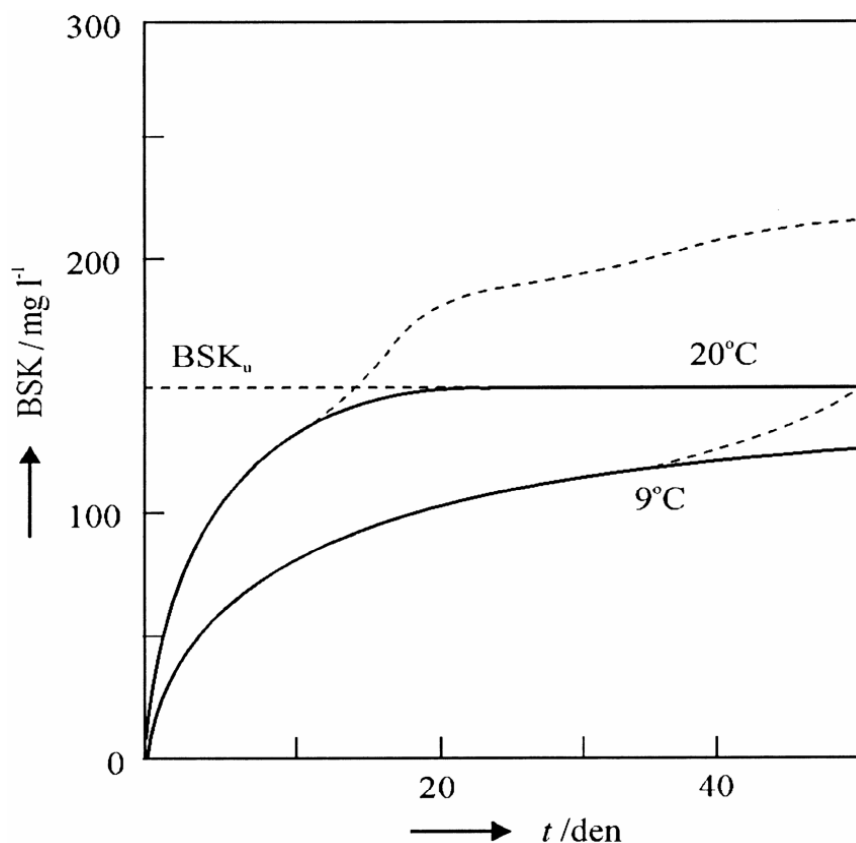
Obrázek 6 - Schematické znázornění průběhu BSK v závislosti na čase, probíhá-li v pozdějším stadiu nitrifikace [25]

Tato nitrifikace je nežádoucí, jelikož mění výsledky stanovení BSK. Jako příklad jsou uvedeny tabulka 7, ze kterých je vidět, že hodnoty BSK₅ stanovené s potlačením nitrifikace mohou být 1,5 až 4krát nižší než hodnoty BSK₅ bez potlačení nitrifikace [5].

Tabulka 7 Hodnoty BSK*, nerozpuštěných látek (NL) a NH₃ v odtocích z různých severoamerických čistíren [19]

Čistírna	NL mg.l ⁻¹	NH ₃ mg.l ⁻¹	BSK ₅ mg.l ⁻¹	
			bez potlačení nitrifikace	s potlačením nitrifikace
1	15	15	35	15
2	10	10	17	12
3	8	5	25	7
4	15	14	25	9
5	30	18	56	26
6	5	16	12	3
7	68	19	63	40
8	37	12	33	22
9	21	10	21	9
10	19	9	26	12
11	23	8	20	14
12	12	14	46	10
13	17	22	20	10
14	10	16	12	8
15	19	22	27	13
16	11	14	22	9
17	12	13	19	5

Při stanovování BSK splaškových odpadních vod začíná nitrifikace obvykle asi po 10 až 13 dnech inkubace (*Obrázek 7*), protože nitrifikující organismy nejsou zpočátku přítomny v dostatečném množství. Za určitých podmínek může však nitrifikace probíhat hned zpočátku. To se projevuje např. u odtoků z biologických čistíren odpadních vod pracujících s nitrifikací, kdy odtoky obsahují již značné množství látek podléhajících nitrifikaci. V těchto případech může být někdy hodnota BSK₅, po odečtení spotřeby kyslíku nitrifikací, i o více než polovinu původní hodnoty menší. Spotřeba kyslíku nitrifikací v odtoku je příčinou zdánlivě menší účinnosti biologické čistírny odpadních vod, vyjádřené v % BSK₅. Z těchto důvodů je nutné při stanovování BSK₅ potlačit nitrifikaci u odtoků z čistíren odpadních vod, při stanovování BSK₂₀ a někdy i při stanovování BSK₅ u znečištěných povrchových vod [5, 19].



Obrázek 7 - Průběh BSK splaškových odpadních vod při různých teplotách [5], čárkovaně je naznačen průběh nitrifikace

Nitrifikační bakterie jsou podstatně citlivější na různé organické látky než bakterie organotrofní. Podstatně více sloučenin inhibuje jen první stupeň nitrifikace, tj. oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany, než druhý stupeň nitrifikace, tj. oxidaci dusitanů na dusičnany. Některé sloučeniny inhibují obě reakce (např. 2,4-dinitrofenol, 4-nitrobenzaldehyd) [5,19].

Pro inhibici nitrifikace byly doporučeny například chlorid amonný, thiomocovina, allylthiomocovina aj. Účinná je vazba N-C-S, mající schopnost komplexně vázat měď, která je součástí enzymů produkovaných bakteriemi rodu *Nitrosomonas*. V posledních letech se zdá být nejvhodnějším inhibičním činidlem allylthiomocovina, která již v koncentraci 0,5 mg.l⁻¹ plně inhibuje oxidaci amonických iontů na dusitany. Účinná dávka závisí na množství inokula. Čím je koncentrace inokula větší, tím je zapotřebí dávkovat více allylthiomocoviny. Mikroby rodu *Nitrobacter* jsou ovlivněny jen málo, takže pokud jsou přítomné dusitany, mohou být biologicky oxidovány na dusičnany [5,23].

Jako inhibitor nitrifikace byl také navržen chlorid amonný. Jde o tzv. inhibici vlastním substrátem. Ukázalo se, že inhibičně působí nedisociovaný NH₃ a nedisociovaná HNO₂. Inhibice nitrifikace závisí proto nejenom na koncentraci veškerého amoniakálního a dusitanového dusíku, ale také na hodnotě pH. Nedocenění vlivu hodnoty pH může vést k velmi rozdílným údajům o koncentracích veškerého amoniakálního a dusitanového dusíku, potlačujících nitrifikaci [5].

3.1 Průběh BSK

Průběhu BSK u splaškových odpadních vod se řadí mezi reakční kinetiku prvního řádu, podle které je rychlost biochemické spotřeby kyslíku úměrná zbývajícím koncentraci dosud biochemicky neoxidovaných látek. Rovnice 5 – 7 byly odvozeny z experimentálních údajů získaných standardní zředovací metodou. Předpokládá-li se pouze biochemická oxidace uhlíku a vodíku na CO₂ a H₂O, platí vztah:

$$\frac{dBSK}{dt} = k_1 BSK_z = k_1 (BSK_u - BSK_t) \quad (5)$$

kde BSK_u je úplná BSK; BSK_z je zbývajícím BSK; BSK_t je BSK v čase t a k_1 je rychlostní konstanta.

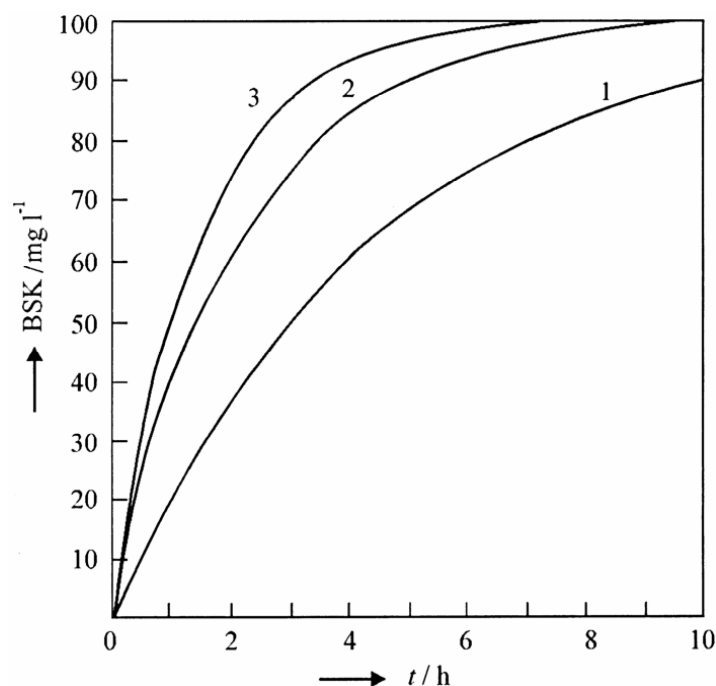
Integrací rovnice (5) v mezích od 0 do t se získá rovnice

$$BSK_z = BSK_u e^{-k_1 t} = BSK_u 10^{-k_1 t} \quad (6)$$

Úpravou rovnice (6) dojdeme ke vztahu pro BSK v čase t :

$$BSK_t = BSK_u (1 - e^{-k_1 t}) = BSK_u (1 - 10^{-k_1 t}) \quad (7)$$

Grafické znázornění této závislosti je na *Obrázek 8*. Pro splaškové odpadní vody byla původně uvedena hodnota rychlostní konstanty $k_1 = 0,1 \text{ d}^{-1}$. Avšak jiné zdroje uvádějí hodnotu asi od $0,14 \text{ d}^{-1}$ do $0,17 \text{ d}^{-1}$. U průmyslových odpadních vod a čistých organických látek může mít rychlostní konstanta značně rozdílné hodnoty. Například při $20 \text{ }^\circ\text{C}$ je k_1 glukosy asi $0,87 \text{ d}^{-1}$ a peptonu asi $0,74 \text{ d}^{-1}$. Biologicky vyčištěné splaškové odpadní vody nebo průmyslové odpadní vody obsahující látky jen zvolna biologicky rozložitelné mohou mít hodnoty k_1 nižší než $0,1 \text{ d}^{-1}$. Příklady průběhu BSK v závislosti na velikosti k_1 jsou na *Obrázek 8*. Z tohoto je velmi dobře patrné, že vzhledem k proměnlivosti rychlostní konstanty není hodnota BSK₅ zcela přesnou mírou organického znečištění, protože BSK₅ se pohybuje v rozmezí asi od 65 % TSK do 95 % TSK, ačkoliv BSK_u je stejná. Dobré srovnání je možné jen u vod obsahujících organické látky rozkládající se přibližně stejnou rychlostí. Stejně hodnoty BSK₅ může vykazat voda obsahující sice málo organických látek, ale biologicky snadno rozložitelných a voda obsahující více organických látek, ale jen pomalu biologicky rozložitelných [5].



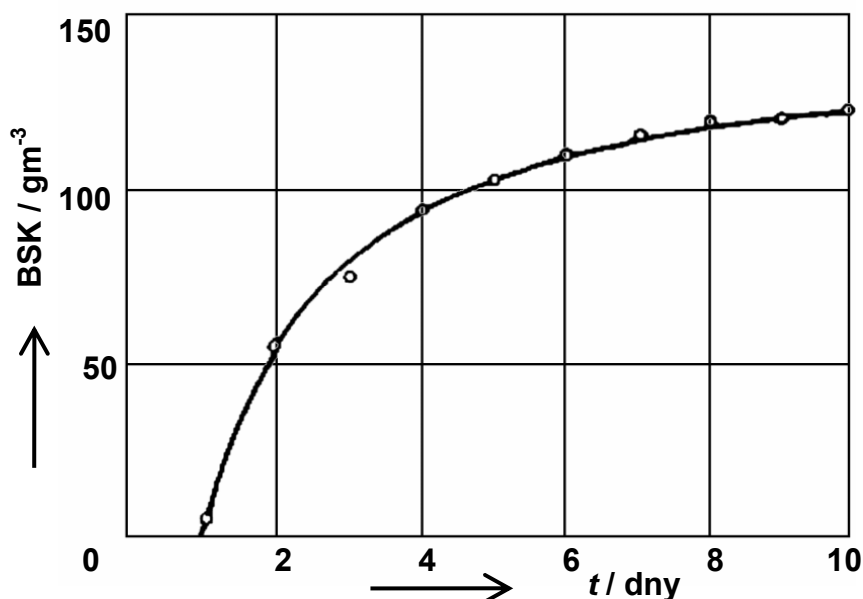
**Obrázek 8 - Závislost průběhu BSK na rychlostní konstantě k_1 [5, 19];
1 – $0,1 \text{ d}^{-1}$, 2 – $0,2 \text{ d}^{-1}$, 3 – $0,3 \text{ d}^{-1}$**

V běžné praxi se při stanovení BSK splaškových odpadních vod předpokládá, že rychlostní konstanta má hodnotu asi $0,1 \text{ d}^{-1}$. To znamená, že každý den se oxiduje 20,6 % zbývajících látek, vyjádřených jako BSK, a rozklad je ukončen asi za 20 dní. V tomto případě platí, že:

$$\text{BSK}_{20} = 1,46 \text{ BSK}_5 \cong \text{BSK}_u$$

Avšak při $k_1 = 0,25 \text{ d}^{-1}$ reprezentuje BSK_5 již přes 90 % BSK_u . Kromě druhu organických látek je kinetika BSK ovlivněna počtem přítomných bakterií, což je nutné brát v úvahu při porovnávání rychlostních konstant.

Obtíže s hodnocením organického znečištění podle BSK_5 se mohou projevit u průmyslových odpadních vod. Není-li inokulum dostatečně adaptováno nebo jsou-li přítomny toxické látky a vzorek je nedostatečně zředěn, může být naměřená hodnota BSK, zdánlivě velmi malá, protože se na průběhu BSK projeví prodleva (lag fáze) [5, 19]. Více znázorněno na *Obrázek 9*.



Obrázek 9 - Průběh BSK pro odpadní vody v závislosti na čase [5,25]

Organické znečištění odpadních vod a biologická rozložitelnost organických látek bývají také někdy hodnoceny podle úplné biochemické spotřeby kyslíku (BSK_u). Nejčastěji se stanovuje hodnota BSK_{20} , která se někdy používá i při výpočtu parametrů biologické čistírny.

Úplná BSK se skládá z počáteční rychlé spotřeby kyslíku do vyčerpání *exogenního substrátu* (BSK_T) a z pomalejší spotřeby kyslíku, probíhající při oxidaci vytvořené biomasy (BSK_b).

$$BSK_u = BSK_T + BSK_b \quad (8)$$

Spotřeba kyslíku až do okamžiku vyčerpání exogenního substrátu BSK_T je významnou veličinou umožňující odhadnout, jaký je poměr mezi oxidací a syntézou při rozkladu daného substrátu. Oxidovaný podíl se zpravidla vyjadřuje v procentech odstraněné CHSK [5]:

$$\% \text{CHSK} = \frac{100 BSK_T}{\Delta \text{CHSK}} \quad (9)$$

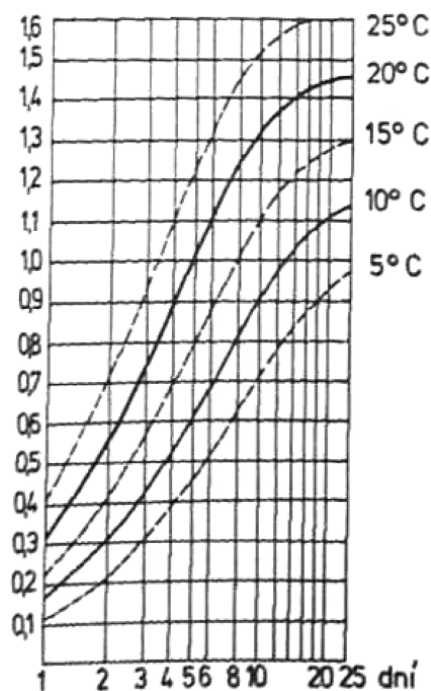
Tato hodnota má při rozboru aerobních biologických procesů svůj stechiometrický význam, na rozdíl od BSK_5 , resp. BSK_u . Hodnota BSK_T je poměrně snadno experimentálně stanovitelná [5].

Vliv teploty na průběh BSK

Teplota ovlivňuje jednak reakční rychlost enzymových reakcí, jednak rychlost transportu substrátu do buňky mikrobů. Empirický vztah pro vliv teploty na hodnotu rychlostní konstanty k_1 je znázorněn v rovnicích (6) a (7)

$$k_{1(T)} = k_{1(20)} \Theta^{T-20} \quad (10)$$

Kde $k_{1(T)}$ je rychlostní konstanta při teplotě T , $k_{1(20)}$ je rychlostní konstanta při teplotě 20°C a Θ je teplotní koeficient. Jde o zjednodušenou Arrheniovu rovnici, která platí pro chemické procesy [5,18].



Obrázek 10 - Průběh biochemické spotřeby kyslíku při různých teplotách (BSK₅ 20 °C rovno 1 [18])

3.2 Vztahy mezi BSK, CHSK a TOC

U látek, pro jejichž rozklad se teprve musely vytvořit indukované enzymy, vycházejí poměrně velké hodnoty. U látek velmi rychle biologicky rozložitelných se hodnoty poměru BSK₂₀ : BSK₅ blíží jedné (musí být však splněn vztah 11). Specifické hodnoty TSK, resp. CHSK a BSK₅ organických látek slouží k odhadu organického znečištění průmyslových odpadních vod z připravovaných výrob, u kterých je podle technologického procesu známé jejich složení. Je možné učinit si představu o podílu, kterým jednotlivé látky přispívají k celkovému znečištění dané odpadní vody [5,19].

CHSK, resp. TOC vystihují znečištění vody organickými látkami bez zřetele k tomu, zda jde o látky biologicky rozložitelné, či nikoliv. Množství biologicky rozložitelných látek za aerobních podmínek se zjišťuje stanovením BSK (BSK₅, BSK_u). Při správně provedených analýzách musí platit tento vztah:

$$\mathbf{TSK > CHSK > BSK_u > BSK_5} \quad (11)$$

TSK i CHSK musí být vždy větší než BSK_u, protože biochemicky nelze oxidovat veškerou biomasu až na CO₂ a H₂O. Vždy zůstává určitý biologicky již nerozložitelný podíl (asi 10 %). Pokud výše uvedený vztah není splněn, pak buď došlo k chybě při rozboru, nebo nebyla inhibována nitrifikace při stanovování BSK, nebo šlo o látku těžko chemicky oxidovatelnou za podmínek stanovení CHSK [5].

Poměrné zastoupení biologicky rozložitelných látek ve vodě se odhaduje z poměru BSK₅ k CHSK. Čím je hodnota tohoto podílu větší, tím více biologicky snadno rozložitelných látek voda obsahuje. Při hodnocení tohoto poměru se musí přihlížet ke všem faktorům, které mohou mít vliv na hodnotu BSK₅ (k toxicitě, adaptaci inokula, nitrifikaci). Z poměru BSK₅ : CHSK lze také vyvozovat předběžné závěry o biologické čistitelnosti odpadních vod.

U odpadních vod obsahujících snadno biologicky rozložitelné látky se poměr BSK₅ : CHSK pohybuje v rozmezí asi od 0,5 až do 0,75, u biologicky vyčištěných odpadních vod bývá tento poměr v rozmezí 0,1 až 0,2 a u čistých povrchových vod bývá menší než 0,1. Ke stejnému účelu lze do určité míry využít i poměr BSK₅ : TOC. Hodnota tohoto poměru u surových splaškových vod je asi 1,4 až 2,0 a u vyčištěných asi 0,6 [5, 19].

BSK má svůj vztah i k dalším ukazatelům jakosti vody, např. k saprobnímu indexu (S). Saprobita vyjadřuje vlastnost vodního prostředí, kdy různé faktory ovlivňují složení a vývoj saprobních společenstev a saprobní index je jeho číselný výraz určité biocenózy. Právě organické látky a jejich biodegradovatelnost jsou součástí těchto faktorů. Vztah mezi saprobním indexem S, hodnotou BSK₅ a stupněm saprobity je uveden v tabulce 8.

Tabulka 8 Hodnoty saprobního indexu S a BSK, pro různé stupně saprobity [5]

Stupeň saprobity	Saprobní index (S)	BSK ₅ , mg l ⁻¹
xenosaprobita	0,5	1,0
oligosaprobita	1,5	2,5
α – mesosaprobita	2,5	5,0
β – mesosaprobita	3,5	10
polysaprobita	4,5	50

3.3 BSK ve vodách a požadavky na jakost vody

Při analýze pitných, užitkových a podzemních vod se hodnota BSK₅ nestanovuje, vzhledem k velmi malým hodnotám. Kromě toho posouzení biologicky rozložitelného podílu přítomných organických látek je nevýznamné. V povrchových vodách se nacházejí hodnoty BSK₅ obvykle v jednotkách mg l⁻¹. Pouze v případech většího znečištění bývají tyto hodnoty vyšší než 10 mg l⁻¹ [5].

Orientačně se předpokládá specifická produkce organického znečištění asi 60 g BSK₅ a 120 g CHSK_{Cr} na 1 obyvatele za 1 den. Pochopitelně čím vyšší je potřeba vody, tím jsou hodnoty BSK₅ a CHSK menší. Tomu odpovídá při potřebě vody 150 l na 1 obyvatele za 1 den hodnota BSK₅ ve splaškových vodách asi 400 mg.l⁻¹ a hodnota CHSK asi 800 mg l⁻¹. Některé průmyslové odpadní vody mohou být podstatně více znečištěny organickými snadno rozložitelnými látkami (např. z potravinářského průmyslu) a vykazují hodnoty BSK₅ i v tisících mg l⁻¹[5,16].

Pokud se týká povrchových vod, pak pro vodárenské toky platí hodnota BSK₅ 4 mg l⁻¹ a pro ostatní povrchové vody 8 mg.l⁻¹. Dle [16] je pro I. třídu jakosti (velmi čistá voda) hodnota BSK₅ pod 2 mg l⁻¹ a pro V. třídu jakosti (velmi silně znečištěná voda) notu BSK₅ nad 15 mg l⁻¹.

4 PROCES ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Znečišťující látky můžeme rozdělit do skupin uvedených v tabulce 9. Ta nám prozradí, že neexistuje jediný ekonomicky přijatelný univerzální proces, kterým by bylo možné odstranit všechny formy znečištění. Chceme-li odpadní vodu zbavit všech znečišťujících látek nebo alespoň převážně většiny, musíme obvykle zařadit za sebou několik zcela rozdílných procesů. Jednotlivé procesy čištění můžeme nazvat jednotkovými operacemi a takto vzniklému sledu jednotkových operací budeme říkat technologická linka čištění. Důležité je,

aby následující proces byl schopný efektivně odstranit to zbývající znečištění, které předchozí proces již odstranit není schopen [19].

Znečištění odpadních vod je možno odstraňovat několika technologickými způsoby. U čištění odpadních vod obecně platí využívání dvou principů čištění (mechanické a biologické) a jsou podrobněji znázorněny v tabulce 9.

Tabulka 9 Procesy čištění odpadních vod a skupiny znečišťujících látek, pro jejichž odstranění se daný proces nejčastěji používá [19]

Procesy	Skupiny znečišťujících látek odstraňovaných (viz tab. 3)
Mechanické procesy	
- cezení (česle)	2.1.2; 2.1.4.2
- usazování (usazovací nádrže)	2.1.3; 2.2.1
- centriřugace (centrifugy)	2.1.3; 2.2.1
- flotace (flotační nádrže)	2.1.3; 2.2.1
- filtrace (pískové filtry, síta)	2.1; 2.2
Chemické a fyzikálně chemické procesy	
- čiření (koagulace a srážení)	1.1.2 (vysokomol.); 1.2; 2.1; 2.2
- neutralizace, oxidace a redukce	1.2
- sorpční procesy (aktivní uhlí aj.)	1.1.2; 1.2
- procesy založené na výměně iontů	1.2
- extrakce (např. fenol)	1.1.1; 1.1.2
- odpařování, spalování (silně koncentrované odpadní vody)	1.1.2
- vyvážení (např. NH ₃)	1.2
Biologické procesy aerobní	
- biologické filtry	1.1.1; 1.2 (N); 2.1.1
- aktivační proces	1.1.1; 1.2 (N,P); 2.1.1
- stabilizační nádrže a laguny	1.1.1; 1.2 (N,P); 2.1.1
Biologické procesy anaerobní	
- metanizace (kyselé a methanové kvašení)	1.1.1; 2.1.1

4.1 Mechanické čištění

Nejjednodušším způsobem jak odstranit znečišťující látky z odpadní vody je mechanická separace, která se obvykle provádí ve dvou stupních. Nejdříve dochází k oddělení hrubšího materiálu na česlích a v lapácích písku (první stupeň). Dále se odstraňují ostatní usaditelné látky, a to sedimentací v usazovacích nádržích (druhý stupeň). Takto lze obsah organických látek v městských odpadních vodách snížit asi o 30% [18,19,26,27].

Hrubší pevné částice se odstraňují průtokem odpadní vody rošty a síty. Těžší částice (zrnka písku a štěrk) se usazují v lapácích písku, kde je rychlost průtoku menší než 0,3 m s⁻¹ což dovoluje těžším částicím sedimentovat. Zbývající usaditelné látky se odstraňují v usazovacích nádržích.

Mechanickým čištěním dojde k odstranění cca 1/3 obsahu látek spotřebovávajících kyslík. Je tedy zřejmé, že použití pouze tohoto způsobu je pro čištění odpadních vod zcela

nedostačující a proto je využíván jako předčišťovací jednotka. Nedochozí při něm ani k odstranění rozpuštěných látek obsahujících dusík a fosfor [18,26].

4.2 Biologické čištění

K biologickému čištění odpadních vod se využívají mikroorganismy, které organické znečišťující látky mění na biologické vločky. Pro rozklad, který probíhá u organického znečištění přirozeně v každé přírodní vodě, se umělým způsobem snažíme vytvořit co nejlepší podmínky pro rozvoj a činnost těchto organismů. Rozkladný proces je velmi složitý, skládá se z řady reakcí a je závislý na řadě faktorů, např. na obsahu kyslíku, pH, teplotě, typu znečištění a přítomnosti toxických látek, důležitá je použitá metoda čištění a velikost částic.

Biologické čištění se běžně projektuje na odstranění organických látek. V biologickém stupni čištění s normálním zatížením se odstraní jen takové množství živin (solí dusíku a fosforu), které může být zabudováno do buněčné hmoty [18,19,26,27].

Při biologickém čištění odpadních vod se používá dvou různých postupů:

Anaerobní rozklad

K takovému rozkladu dochází za nepřítomnosti kyslíku. Organické látky se oxidují na oxid uhličitý a vodu, zatímco některé jiné látky se redukují na organické plyny, např. metan. Vlivem těchto pochodů se rozkládá většina látek (50 až 90 %) a vznikne jen asi 3-5 % nové hmoty.

Anaerobní biologické čištění se obvykle používá u silně znečištěných vod a také při běžném způsobu likvidace kalu, známém jako vyhnívání [18,19,26].

Aerobní rozklad

Za přítomnosti kyslíku a působením mikroorganismů dochází k oxidaci organických látek na oxid uhličitý a voda. Avšak při tomto procesu se asi jen 30 až 50 % organických látek plně rozloží a ze zbytku se vytvoří tzv. biologický kal. Při aerobním biologickém čištění městských odpadních vod rostou mikroorganismy. Ty jsou volně unášeny ve vodné fázi a tvoří tzv. kulturu ve vznosu [18,19,26].

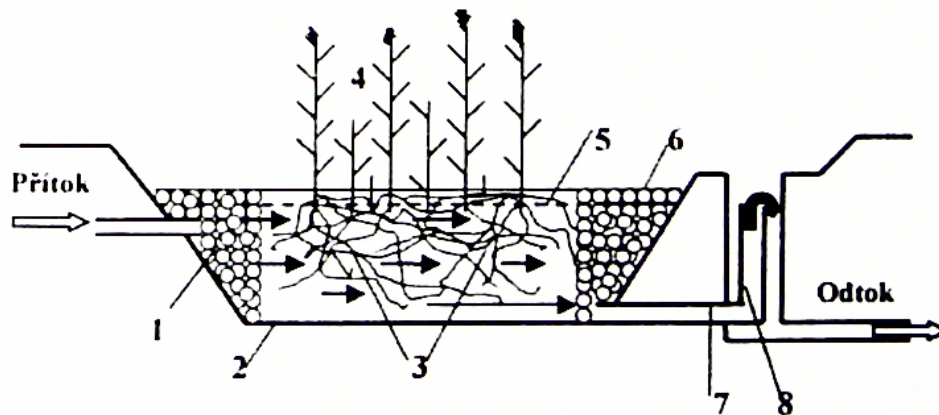
V současné době tvoří druhý stupeň biologického čištění zpravidla vegetační kořenové čistírny [28].

4.2.1 Kořenové čistírny

Odpadní vody se mohou čistit pomocí rostlin. Řada vodních a bahenních rostlin nebo-li helofytů (rákosí, orobinec) vyrůstá nad vodní hladinu, kdežto jejich kořeny jsou trvalé ponořené ve vodě. Přenos kyslíku, který je potřebný pro aerobní procesy, je zajištěn tělem rostliny. Kyslík se uvolňuje z kořenů, tam se dostane prostřednictvím těla rostliny, která přijímá kyslík ze vzduchu. Takovým to způsobem se dopomáhá k čištění odpadní vody [18].

Pro tento typ čistírny je vhodný rovinný terén nebo mírně svažité terén, do něhož je umístěná kořenová část a přitom aby splňovala rozměry od 0,6 do 1 m. Sklon dna se volí 1 až 3 %. V přítokové a odběrné části se zesvahují. Principem tohoto způsobu čištění je horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen helofyty. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k jeho ucpávání a následnému povrchovému odtoku. Jako filtrační materiál se v současné době používá štěrk nebo drcené kamenivo

(frakce 4–8 nebo 8-16 mm). Od okolního terénu se filtrační pole oddělí fólií (Obrázek 11). Při průchodu odpadní vody substrátem dochází k čištění, které se uskutečňuje řadou chemických, fyzikálních a biologických procesů [18,29].



Obrázek 11 - Schématické znázornění kořenové čistírny 1 = distribuční zóna (kamenivo 50-200 mm), 2 = nepropustná bariéra (většinou plastová fólie), 3 = filtrační materiál (kačirek, štěrky, drcené kamenivo, většinou frakce 4-8 mm nebo 8-16 mm), 4 = mokřadní vegetace, 5 = výška hladiny vody ve filtračním loži, 6 = odtoková zóna (kamenivo 150-200 mm), 7 = sběrná drenáž, 8 = regulace výšky vodní hladiny [29].

Rozložení kořenových polí

Tato kořenová pole (Obrázek 11) se mohou uspořádat podle potřeby. Nemusí být jen jediná jednotka používaná k čištění. Podle rozložení je tedy dělíme na:

- **Jednu plochu** – jednodušší, méně nákladné, doporučuje se pouze při malých průtocích
- **Paralelní plochy** - velmi výhodné uspořádání kořenové čistírny, průtok rovnoměrně rozdělován do jednotlivých ploch, při výpadku jedné z ploch zůstává další v provozu.
- **Plochy zapojené v sérii** – je možné použití různých druhů substrátů, vhodné zajistit zapojení přítoku do každého pole samostatně.
- **Kombinace** – často využívané kombinace předchozího rozdělení [30].

Kořenové čistírny můžeme ještě rozdělit podle způsobu proudění na vegetační kořenové čistírny s horizontální a vertikálním prouděním. Proudění může být podpovrchové, povrchové nebo kombinací obou typů. Všechny uvedené způsoby vyžadují kvalitní mechanické čištění, které snižuje riziko a minimalizuje negativní dopad naplavování filtračního prostředí [28].

Vegetační kořenové čistírny s horizontálním prouděním

Vegetační kořenové čistírny s horizontálním prouděním patří k nejrozšířenějším a nejpropracovanějším řešením vegetačních čistíren. Princip spočívá v tom, že mechanicky předčištěná voda filtruje horizontálně filtračním ložem osázeným vhodnými mokřadními rostlinami. Navrhují se vždy minimálně dvě oddělené plochy nejlépe v paralelním zapojení pro usnadnění údržby [31].

Vegetační kořenové čistírny s vertikálním prouděním

Vegetační kořenové čistírny s vertikálním prouděním jsou prozatím méně rozšířené, jejich systém proto není ještě důkladně. Voda zde filtruje skrz filtrační náplň vertikálním směrem, a to buď směrem shora dolů, nebo zdola nahoru. Filtrace může probíhat buď přímo – bez zvýšené hladiny, nebo v zatopeném prostředí, kdy je hladina v nádrži udržovaná pomocí regulační šachtice. Rozdíl mezi oběma systémy je v tom, že v prvním se lépe odstraňuje amoniakální znečištění, ve druhém zase fosfor [31].

Čistící procesy v KČOV

Tabulka 10 Přehled čistících procesů KČOV [31]

Mechanismus	Účinek	Odstraněné látky	Způsob odstraňování	
Fyzikální	Sedimentace	P	NL	Gravitační usazování
		S	KL	
		V	BSK, N, P, TK, TROL, B+V	
	Filtrace	S	NL, KL	Mechanická filtrace při průchodu vody ložem a kořeny
	Adsorpce	S	KL	Van der Waalovy síly
Těkání	S	N	Těkání NH ₄ z odpadní vody	
Chemický	Srážení	P	P,TK	Srážení nerozpuštěných sloučenin
	Adsorpce	P	P,TK	Adsorpce na povrchu zemního lože rostlin
		S	TROL	
Rozklad	P	TROL, B+V	Rozklad a změny méně stabilních látek působením UV záření, oxidace a redukce	
Biologický	Bakteriální metabolismus	P	KL, BSK, N, TROL	Odstraňování uvedených látek suspendovanými bentickými a epifytickými bakteriemi, bakteriální nitrifikace a denitrifikace
	Rostlinný metabolismus	S	TROL, B+V	Příjem a využití organických látek rostlinami, exkrety kořenů mohou být toxické pro organismy enterického původu
	Rostlinná absorpce	S	N, K, TK, TROL	Za určitých podmínek absorpce, jsou významná množství těchto látek přijímána rostlinami
	Přirozený úhyn	P	B+V	Přirozený úhyn organismů v nevýhodných podmínkách

Legenda: P – primární; S – sekundární; V – vedlejší; NL – nerozložitelné látky; KL – koloidní látky; BSK – biochemická (biologická) spotřeba kyslíku; N – dusík; P – fosfor; TK – těžké kovy; TROL – těžko rozložitelné organické látky; B+V – bakterie a viry

4.2.1.1 Účinnost čištění

Organické a nerozpuštěné látky

Organické látky jsou odstraňovány především mikrobiálními procesy aerobními i anaerobními. Nerozpuštěné látky jsou odstraňovány především fyzikálními procesy, jako jsou sedimentace a filtrace. Účinnost kořenových čistíren při odstraňování organických a nerozpuštěných látek dosahuje 80 až 95 % podle BSK₅, 88 až 95 % na suspendované látky. Z toho vyplývá, že průměrné hodnoty na odtoku jsou výrazně nižší, než stanovuje legislativa [32] (BSK₅: 40 mg l⁻¹, CHSK: 150 mg l⁻¹ a NL: 50 mg l⁻¹). Kořenové čistírny odpadních vod mají ještě několik výhod, jednou z nich je odstranění odpadních látek ze splaškových vod z oddílné i jednotné kanalizace. Další výhodou je dobré vyrovnávání s kolísáním kvality přítoku [18,29].

Dusík a fosfor

Zatímco dusík je v KČOV odstraňován především mikrobiálními procesy, fosfor je odstraňován především srážením a sorpcí. Obsah dusíku a fosforu ve vyčištěné vodě se snižuje o 50 % [18,29].

Bylo dokázáno, že roční období neboli vegetační období nemá velký vliv na účinnost odstranění organických látek z odpadních vod. Největší rozdíl byl zaznamenán pro amoniakální dusík v mimovegetačním období, avšak tato odchylka není nijak významná [29].

Bakteriální znečištění a těžké kovy

V kořenových čistírnách dochází k vysoké eliminaci mikrobiálního znečištění včetně patogenních a potencionálně patogenních bakterií kombinací biologických, fyzikálních a chemických procesů. Je dokázáno, že eliminace mikrobiálního znečištění je minimálně srovnatelná s účinností klasických čistíren [29].

Eliminace těžkých kovů a dalších rizikových prvků je v případě kořenových čistíren vysoká. Rozbory nadzemní biomasy prokázaly, že kumulace v nadzemních orgánech rostlin je minimální a většina zadržených stopových prvků je uložena v sedimentech, avšak obsah těchto látek je menší než u jakýchkoli jiných půd.

4.2.1.3 Provoz a údržba

Pro dobrou funkci čistírny je nezbytné úspěšné zakořenění a vzrůst helofyt. Kořenové čistírny odpadních vod vyžadují minimální, ale pravidelnou údržbu. Podmínkou pro dlouhou a dobrou funkci čistírny je trvalé zavodnění kořenů helofytů, a proto je důležité mít velmi kvalitně provedené fóliové těsnění, zejména kolem odtokového potrubí. Tato údržba spočívá ve stálém udržování kořenového systému pod hladinou, jinak se v tomto případě rozmnožují mělce kořenicí se plevely, které k čistícímu efektu nepřispívají a taktéž zbavíme okolí nepříjemného pachu a hmyzu [18,29].

V současné době tvoří vegetační kořenové čistírny zpravidla druhý stupeň biologického čištění. Výsledný čistící účinek vegetačních kořenových čistíren je srovnatelný

s umělými způsoby čištění odpadních vod, pokud opravdu dodržujeme všechna pravidla pro úspěšný chod [28].

5 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

Praktická práce byla zaměřena na porovnání různé inkubační doby pro odpadní vodu z KČOV Dražovic, sledování intenzity znečištění na jednotlivých místech odběru. Důležité bylo ověřit, že stanovení BSK_{2+5} poskytuje ekvivalentní hodnoty jako BSK_5 dle ČSN EN 1899–1. Tato práce byla prováděna v akreditovaných laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.M v.v.i v Brně a pro jejich potřeby.

5.1 KČOV Dražovice

5.1.1 Obecné informace

Kořenová čistírna odpadních vod (KČOV) v Dražovicích v okrese Vyškov s projektovanou kapacitou 780 EO zahrnuje stupeň mechanického předčištění sestávající z typizovaného betonového horizontálního štěrbinového lapáku písku s jemnými česlemi a z typizované betonové štěrbinové usazovací nádrže, doplněný o dešťový oddělovač a dešťovou nádrž.

Dále se skládá ze tří vegetačních kořenových polí (*Obrázek 12*) s kontinuálním horizontálním podpovrchovým prouděním. Celková povrchová plocha polí je 3 900 m² (každé má 1300 m²), sklonu dna 1,2 %, tloušťka filtrační náplně je 0,8 m, náplň tvoří kamenivo o zrnitosti 6 – 16 mm.

Posledním stupněm čištění je stabilizační nádrž s převládajícími aerobními podmínkami. Povrchová plocha nádrže je 780 m². Hloubka vody v nádrži 1,0 m.



Obrázek 12 - Část kořenových polí

5.1.2 Projektované zatížení

Tato čistírna odpadních vod je navržena až do znečištění BSK_5 319 mg.l⁻¹. Předpokládaná účinnost stupně mechanického předčištění je kolem 30 %, což znamená, že předpoklad přítokové koncentrace znečištění na filtrační pole je 224 mg.l⁻¹ BSK_5 a hodnoty průtoků $Q_{dp} = 1,53$ l.s⁻¹, $Q_{max} = 2,3$ l.s⁻¹.

V následující tabulce 11 jsou uvedeny hodnoty vypočítaného látkového zatížení filtračních kořenových polí pro základní ukazatele a rozsah hydraulického zatížení filtračních kořenových polí čistírny v Dražovicích na základě dat získaných během monitoringu 2000 - 2007. Jsou zde také uvedeny hodnoty návrhového látkového a hydraulického zatížení, podle kterých byla filtrační kořenová pole projektována.

Tabulka 11 Hydraulické a látkové zatížení KČOV Dražovice - průměrné hodnoty

Lokalita	Hydraulické zatížení	BSK ₅	CHSK _{Cr}	NL	N-NH ₄ ⁺	Pc
	m ³ / (m ² .den)	g / (m ² .den)				
Návrhové						
Dražovice – přítok na ČOV	0,04 – 0,08	10,0	---	11,00	---	---
Vypočítané podle měřených hodnot						
Dražovice – přítok na kořenová pole	0,044 – 0,133	2,50	5,69	2,74	1,45	0,24

V následující tabulce 12 jsou souhrnně uvedeny výsledky zjištěných koncentrací organického znečištění vyjádřeného ukazatelem BSK₅ a koncentrace nerozpuštěných látek. Výsledky jsou z období sledování: prosinec 1999 – leden 2008.

Tabulka 12 Hodnoty koncentrace znečištění na jednotlivých stupních čištění KČOV Dražovice

Profil	přítok na KČOV	přítok na KP (odtok ze ŠN)	odtok z KP	odtok z BN (odtok z ČOV)
Ukazatel	BSK₅			
min.	6,7	8,6	3,7	3,3
prům.	60,3	51,6	21,9	18,8
max.	310	140	98,0	115
Ukazatel	CHSK-Cr			
min.	27	< 15	25	< 20
prům.	134	116	67,7	65,9
max.	748	379	231	364
Ukazatel	NL			
min.	5	13	1	4
prům.	65,7	56,3	11,5	17,8
max.	800	228	40,0	77,0

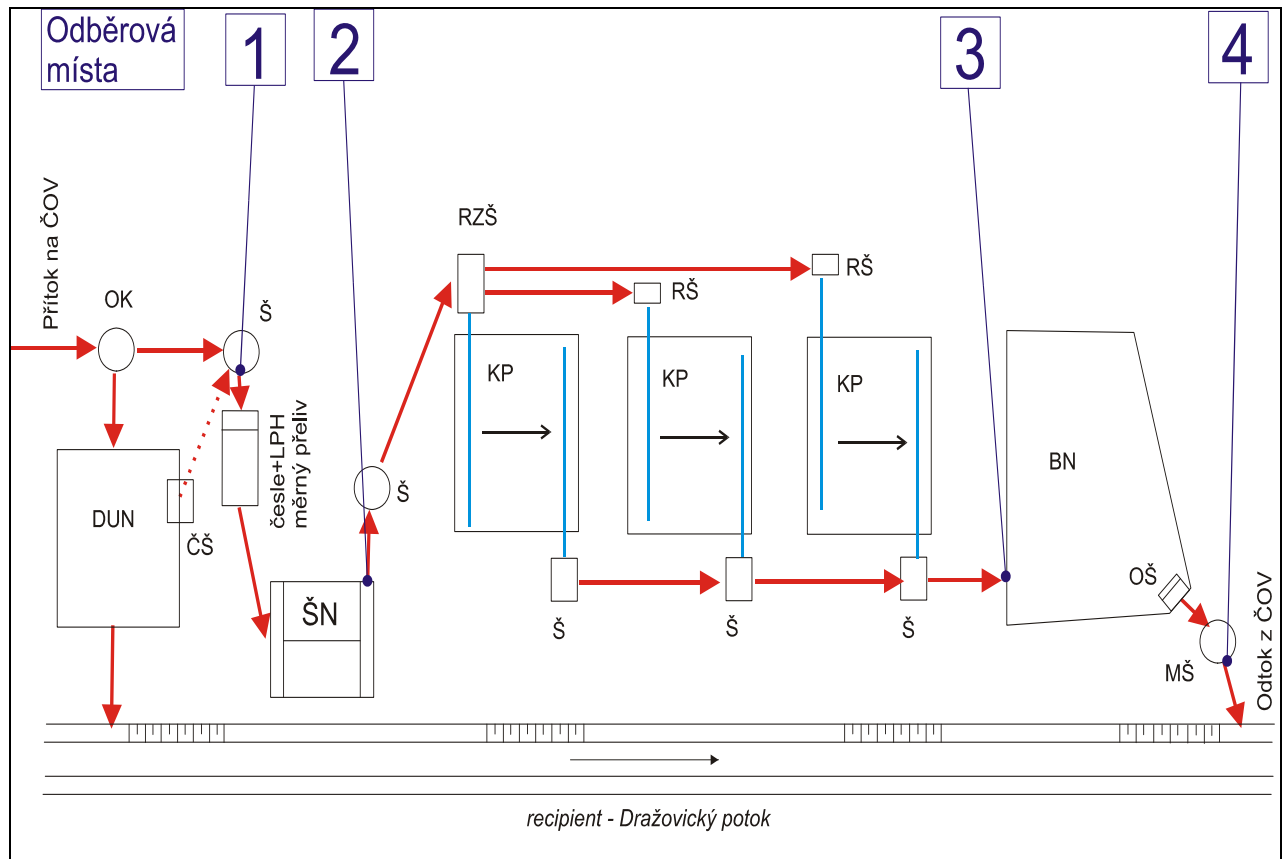
Legenda: ŠN – usazovací šterbinová nádrž, KP – kořenová pole, BN – dočišťovací stabilizační nádrž

5.1.3 Odběry a konzervace vzorků

Pro stanovení velikosti znečištění odpadních vod se provádějí rozborů z odebraných vzorků. Ke skutečné hodnotě znečištění se dostaneme pouze správným odebíráním vzorku. Během dne kolísá obsah nečistot v objemové jednotce, a proto je nutné odebírat vzorky po intervalech a následně je sléváme dohromady, odtud tzv. slévané vzorky. Ani odebírání

stejných dávek za stejné časové intervaly nereprezentuje skutečné průměrné složení odpadních vod. Velikost odběru by měla být odvozena od daného průtoku [18,22].

Vybrané lokality KČOV v Dražovicích (Obrázek 13) jsou monitorovány obvykle v měsíčním intervalu, aby bylo možné zachytit sezónní kolísání sledovaných parametrů a čistících schopností nádrží. Během běžných měsíčních jednorázových odběrů jsou v přítokových a odtokových zónách systémů a v mezistupních odebrány vzorky typu A. Tento typ vzorku je získán sléváním 8 dílčích vzorků stejného objemu v intervalu 15 minut.



Obrázek 13 - Lokalizace odběrových profilů na KČOV Dražovice

Legenda: OK – odlehčovací komora, ZUN – zemní usazovací nádrž, OŠ – odtoková, regulační a rozdělovací šachtice, RZŠ – rozdělovací šachtice, RŠ – regulační šachtice, KP – kořenová pole

K odběru vod na stanovení se používají 1 litrové láhve. Vzorkovnice se nabere plná bez bublin. Vzorky se stabilizují ochlazením na 2 až 5 °C, umístí se do chladniček, jejichž hodnoty je kontrolována kalibrovaným teploměrem s ukazatelem minimální a maximální teploty. Tyto vzorky se obvykle zpracovávají do 24 hodin po odběru.

5.2 Stanovení biochemické spotřeby kyslíku (BSK)

5.2.1 Princip metody

Metoda stanovení BSK₅ určuje hmotnostní koncentraci rozpuštěného kyslíku spotřebovaného za určitých podmínek biochemickou oxidací organických, popřípadě anorganických látek ve vodě během inkubační doby pěti dnů. Inkubace probíhá ve tmě v termostatu při 20 °C po dobu pěti dnů ve zcela naplněné a uzavřené lahvičce. Rozpuštěný kyslík se stanoví před a po inkubaci. Vypočte se hmotnost spotřebovaného kyslíku v 1 litru vody.

5.2.2 Chemikálie a činidla

K rozboru se používají výhradně chemikálie a činidla zaručené analytické jakosti

5.2.2.1 Voda

Vzorek vody je přečištěná odpadní voda z různých odběrových míst KČOV Dražovice a také povrchová vody z Dražovického potoka, do kterého je vypouštěna voda z KČOV Dražovice.

5.2.2.2 Příprava roztoků

Roztoky jsou stálé nejméně měsíc, uchovávají se ve skleněných lahvích ve tmě. Roztoky se nahrazují nově připravenými při prvních známkách tvorby sraženiny nebo biologického růstu.

- **Fosforečnan, tlumivý roztok, pH 7.2**

Asi v 500 ml deionizované vody se rozpustí 8,5 g dihydrogenfosforečnanu draselného (KH₂PO₄), 21,75 g hydrogenfosforečnanu draselného (K₂HPO₄), 33,4 g heptahydrátu hydrogenfosforečnanu sodného (Na₂HPO₄·7H₂O) a 1,7 g chloridu amonného (NH₄Cl). Roztok se zředí na 1000 ml deionizovanou vodou a promíchá.

- **Síran horečnatý heptahydrát, roztok 22,5 g/l**

V deionizované vodě se rozpustí 22,5 g heptahydrátu síranu horečnatého (MgSO₄·7H₂O). Roztok se zředí na 1000 ml deionizovanou vodou a promíchá.

- **Chlorid vápenatý, roztok 27,5 g/l**

Ve vodě se rozpustí 27,5 g bezvodého chloridu vápenatého (CaCl). Roztok se doplní deionizovanou vodou na 1000 ml a promíchá.

- **Chlorid železitý hexahydrát, roztok 0,25 g/l**

Ve vodě se rozpustí 0,25 g hexahydrát chloridu železitého (FeCl₃·6H₂O). Roztok se zředí na 1000 ml a promíchá.

- **Kontrolní roztok G-5**

Navážíme 0,15 g kyseliny L-glutamové ($\text{COOH-CH}_2\text{-CH}_2\text{-CHNH}_2\text{-COOH}$) předem vysušené při $105\text{ }^\circ\text{C}$ a 0,15 g glukózy ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) také předem vysušené za stejných podmínek. Obě přísady se rozpustí v deionizované vodě a doplní do 1 litru.

- **Kontrolní vzorek G-5-195**

Tento kontrolní vzorek se připravuje přímo s nasazováním vzorků. Do inkubační láhve odebereme 5 ml kontrolního roztoku G-5 a přidáme 195 ml deionizované vody.

- **Ředící voda**

Zásobní deionizovaná voda se nechá 16 hodin provzdušnit. Před vlastním měřením se odebere předpokládané množství provzdušněné deionizované vody, jejíž koncentrace rozpuštěného kyslíku má být nejméně 8 mg/l. Na každý litr vody se přidá 1 ml roztoku fosforečnanu, 1 ml síranu horečnatého, 1 ml chloridu vápenatého a 1 ml chloridu železitého. Roztok se promíchá a nalije do zásobní láhve u přístroje.

- **Allylthiomočovina (ATM) ($\text{C}_4\text{H}_8\text{N}_2\text{S}$)**

Ve vodě se rozpustí 200 mg allylthiomočoviny, tento roztok se zředí na 200 ml vodou, pečlivě promíchá a uchová se při $4\text{ }^\circ\text{C}$. Roztok je stálý nejméně dva týdny. Tato sloučenina je toxická a musí být s ní nakládáno s opatrností

5.2.3 Přístroje a pomůcky

5.2.3.1 Inkubační lahvičky

Pro stanovení BSK byly použity lahvičky o objemu kolem 300 ml se zabroušenými skleněnými zátkami (viz *Obrázek 14*)



Obrázek 14 - Inkubační lahve se zabroušenými skleněnými zátkami

5.2.3.2 Inkubátor (termostat)

Inkubátor se udržuje na teplotě $(20 \pm 1)\text{ }^\circ\text{C}$.

5.2.3.3 Vybavení ke stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku

Měřicí přístroj pro stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku je přenosný multimetr HQ40d zobrazen na *Obrázek 15*.



Obrázek 15 - Zařízení na měření BSK (přenosný multimetr HQ40d)

5.2.3.4 Provdzdušňovací zařízení

Provdzdušňovací zařízení je kompresor. Čistota vzduchu musí být taková, aby provzdusňování nevedlo ke znečištění organickými látkami, oxidačními či redukčními činidly a kovy. V opačném případě musí být vzduch filtrován a čištěn.

5.2.4 Zpracování vzorku pro stanovení BSK₅

5.2.4.1 Příprava a měření vzorků 0. den

Do inkubačních lahví o obsahu 300 ml se napipetuje 250 ml vzorku. Podle obsahu znečištění se odpipetuje menší množství vzorku (až 2 ml). Inkubační lahvičky se vloží do plata. Na 1. a 2. pozici se vkládá blank (prázdná lahvička), na pozici č. 3 se vloží kontrolní vzorek G-5 (5 ml), na pozici 4 se vloží kontrolní vzorek G-5-195 (kontrol, vzorek s přídatkem 195 ml deionizované vody). Na pozici 5 a výše se vkládají série vzorků, které se ukončí opět kontrolními vzorky G-5, G-5-195 a 2x blankem. Před měřením se vzorky doplňují zředovací vodou.

Při stanovení BSK v odpadních vodách přidáváme do inkubační lahve se vzorkem 0,75 ml allythiomočoviny.

Měření se provádí přenosným multimetrem HQ40d. Podrobný návod k obsluze přístroje je společně s provozním a servisním deníkem uložen u přístroje. Po změření se plato vloží do termostatu nastaveného na 20 °C.

5.2.4.2 Měření vzorků 5. den

Pátý den po vyjmutí plata z termostatu se provádí měření koncentrace rozpuštěného kyslíku multimetrem HQ40d.

5.2.4.3 Výpočet

Biochemická spotřeba kyslíku po pěti dnech (BSK_5) se vypočte dle následujícího vztahu:

$$BSK_n = (BSK_0 - BSK_n) - blank \cdot \frac{(V_L - V_{Vz})}{V_L} \cdot \frac{V_L}{V_{Vz}} \quad (12)$$

Kde BSK_0 je spotřeba rozpuštěného kyslíku nultý den (mg/l)

BSK_n je spotřeba rozpuštěného kyslíku n den (mg/l)

blank je průměrná hodnota blanku v sérii vzorků (mg/l)

V_L je objem inkubační lahve

V_{Vz} je objem dávkovaného vzorku (ml)

Hodnoty změřených kontrolních standardních roztoků G-5 a G-5-195 se zaznamenávají do regulačního diagramu v programu EffiValidation.

5.2.5 Zpracování vzorku pro stanovení BSK_{2+5}

Příprava a měření toho typu BSK je obdobná jako v kapitole 6.5, jen s tím rozdílem, že se lahvičky uloží na dva dny do ledničky o stálé teplotě ± 4 °C. Po dvou dnech se lahvičky s vodou přemístí do inkubátoru, kde stráví dalších pět dní. Až poté se opět měří obsah kyslíku ve vodách. Pro výpočet je se využívá stejná rovnice, jen s jiným počtem dnů.

5.2.6 Charakteristiky analytické metody

Pracovní rozsah:	1 mg/l až 6000 mg/l
Mez detekce:	0,58 mg/l
Mez stanovitelnosti:	0,91 mg/l
Citlivost:	0,5545 – dána směrnici kalibrační přímky
Opakovatelnost:	pro povrchovou vodu (5,61 mg/l BSK_5) – 8,74 % pro odpadní vodu (49,8 mg/l BSK_5) – 5,84 %
Reprodukovatelnost:	pro G-5 (162 mg/l BSK_5) – 13,8 % pro G-5-195 (4,19 mg/l BSK_5) – 12,2 %
Rozšířená nejistota:	relativní rozšířená nejistota analytické metody – 24 %

5.2.7.1 Prohlášení k metodě

Charakteristiky metody vyhovují požadavkům stanovení BSK_5 v povrchových vodách v rozsahu koncentrací pro posouzení jakosti dle [16], I. třída jakosti $BSK_5 < 2$ mg/l.

5.2.7.2 Zabezpečení jakosti metody

Čistota laboratorního skla

Použité laboratorní sklo je předáno do umývárny skla, kde je umýváno v myčce, případně v teplé vodovodní vodě a následně oplachováno opakovaně v deionizované vodě. Čistota skla je kontrolována hodnotou slepého stanovení vzorku deionizované vody, způsobem jako u reálných vzorků.

Regulační diagram

Kvalita vlastního stanovení je ověřována měřením vzorků známé koncentrace (G-5, G-5-195). Tyto modelové vzorky se připravují s každou denní sérií vzorků. Získané hodnoty jsou pro operativní řízení jakosti zaznamenány do programu EffiValidation. V případě překročení limitů v regulačním diagramu jsou analýzy pozastaveny a jsou zjišťovány příčiny vybočení výsledků.

Jsou provedeny kontroly těchto parametrů:

- kontrola měřící elektrody
- ověření, zda roztoky již nezměnily analytické vlastnosti

Po zjištění a odstranění závady je nutno změřit znovu všechny vzorky od posledního vyhovujícího standardu.

Zabezpečení stability prostředí pro uchování vzorků

Vzorky se po odběru ukládají do chladniček (teplota $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$, tma, kontrolovaný přístup). Jsou vybaveny minimo-maximálními teploměry, které jsou porovnaný s úředně kalibrovaným teploměrem.

6 VÝSLEDKY A DISKUZE

Dle výpočtu (12) uvedeného v postupu stanovení BSK byly vyhodnoceny výsledky všech měření. Byla provedena stanovení ze vzorků, které byly odebrány z uvedených odběrových míst (viz výše). Všechny výsledné hodnoty jsou uvedeny v tabulce 13. Se vzorky se zároveň stanovovaly kontrolní vzorky G-5 a G-5-195, které byly použity od regulačních diagramů (viz graf 5 a 6).

6.1 Srovnání průměrných hodnot z daných míst odběru pro BSK₅ a BSK₂₊₅

Tabulka 13 Přehled průměrných hodnot BSK₅ a BSK₂₊₅ pro dané lokalizace

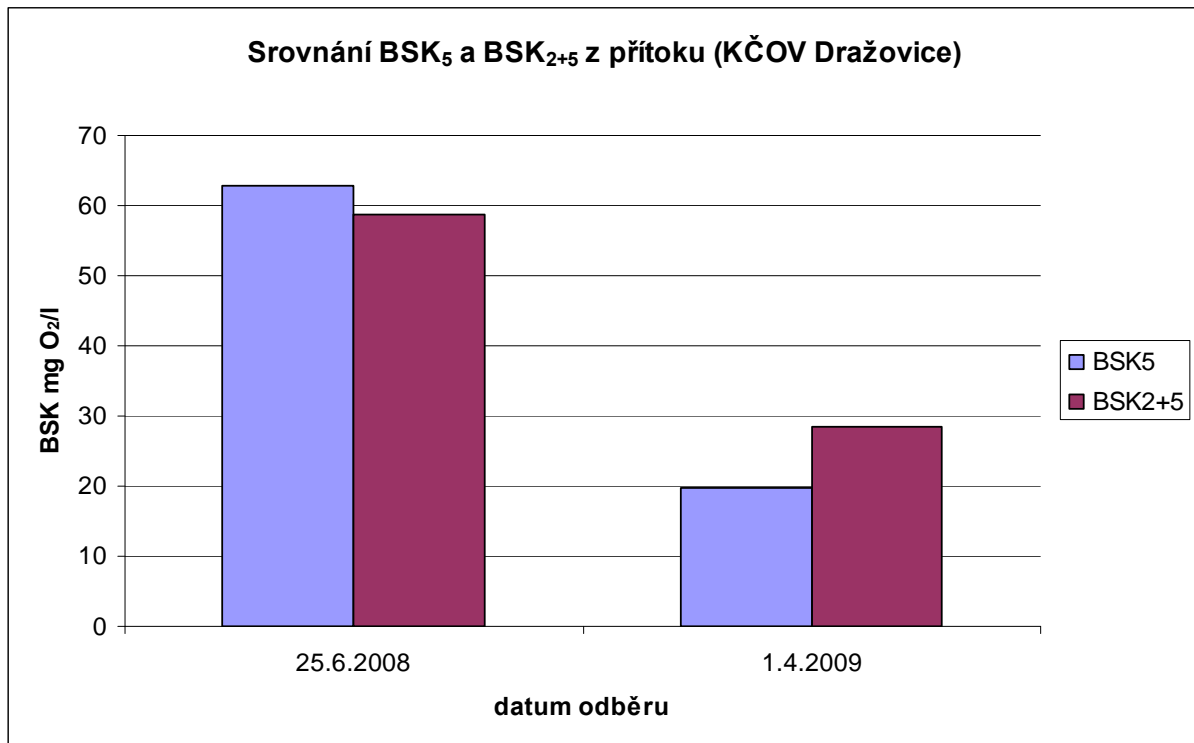
přítok					
číslo měření	datum odběru	BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	opakovatelnost %	BSK ₂₊₅ (mg.l ⁻¹)	opakovat. %
1	25. 6. 2008	62,83	5,75	58,79	9,74
2	1. 4. 2009	19,62	5,64	28,47	17,90
za mechanickým předčištěním					
číslo měření	datum odběru	BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	opakovatelnost %	BSK ₂₊₅ (mg.l ⁻¹)	opakovat. %
1	4. 2. 2009	55,05	6,28	57,85	8,45
2	4. 3. 2009	38,96	10,27	36,27	15,94
odtok z kořenových polí					
číslo měření	datum odběru	BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	opakovatelnost %	BSK ₂₊₅ (mg.l ⁻¹)	opakovat. %
1	2. 7. 2008	33,92	5,38	36,61	12,12
2	9. 7. 2008	30,60	4,90	31,35	10,70
povrchové vody					
číslo měření	datum odběru	BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	opakovatelnost %	BSK ₂₊₅ (mg.l ⁻¹)	opakovat. %
1	18. 2. 2009	9,38	16,71	14,75	11,20
2	9. 4. 2009	7,86	1,84	8,68	6,19

Tyto průměrné hodnoty se porovnály v grafech 1–4, aby bylo viděno jak velký či malý rozdíl je mezi různými typy stanovení BSK. Grafy ukazují určité odlišnosti v hodnotách BSK₅ a BSK₂₊₅, avšak tyto rozdíly nejsou nijak závratné, vzhledem k tomu, že inkubační doba se liší. Je jasné, že i přesto spotřeba kyslíku po dobu dvou dní v chladu, temnotě a při teplotách kolem 4 °C nemůže být nijak závratná, avšak se domnívám, že tento proces zde nastává, ikdyž s minimálním účinkem (graf 1, 2). Co se ovšem stalo u grafu 3 a 4, je nejasné. Vzhledem k tomu, že již byla alternativní inkubační doba pro stanovení BSK [23] ověřena mezilaboratorními srovnáními a nenašel se významný rozdíl, přisuzuji tuhle odlišnost chybě pracovníka, nikoliv postupu nebo chemickým látkám. Nicméně výsledky stanovení byly zhodnoceny porovnáním dvou výběrů (kapitola 6.2).

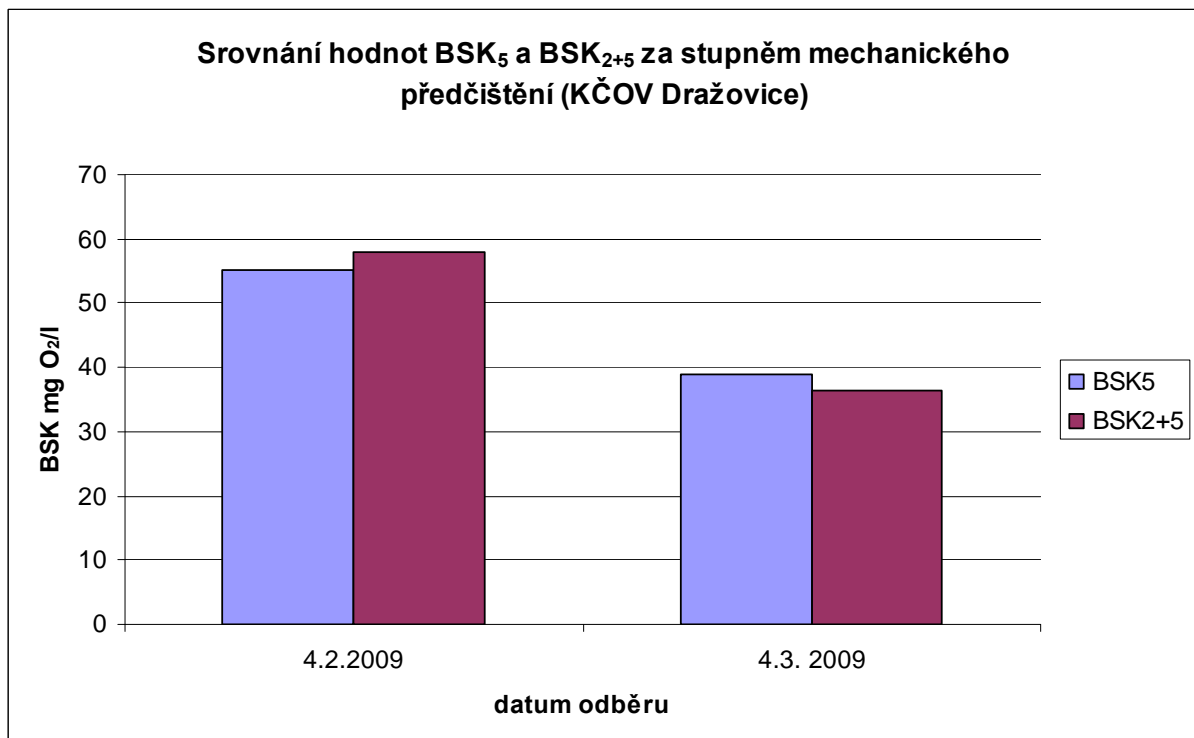
Grafy také ukazují jak moc či málo byly odpadní vody znečištěné nebo vyčištěné. Sice nemůžeme určit účinnost procesu, jelikož odběry probíhaly v jiné dny, ale můžeme odhadnout, jak moc by se snížilo znečištění, pokud víme, že mechanické předčištění u KČOV pracuje se 30% účinností (kořenová pole až s 90% účinností s dobrou údržbou) a známe

hodnotu BSK na přítoku. Nebo naopak, jestliže známe hodnotu po mechanickém nebo po průchodu skrz kořenová pole, dokážeme odhadnout, s jakým znečištěním voda přitékala.

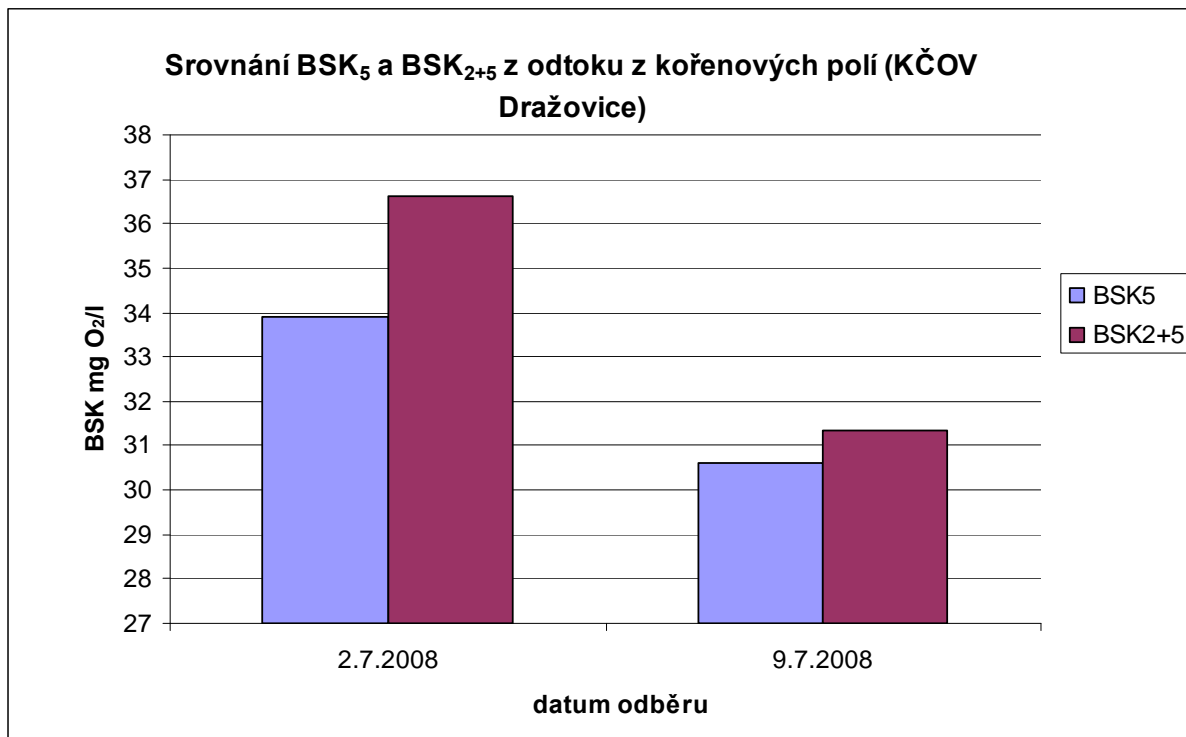
Graf 1



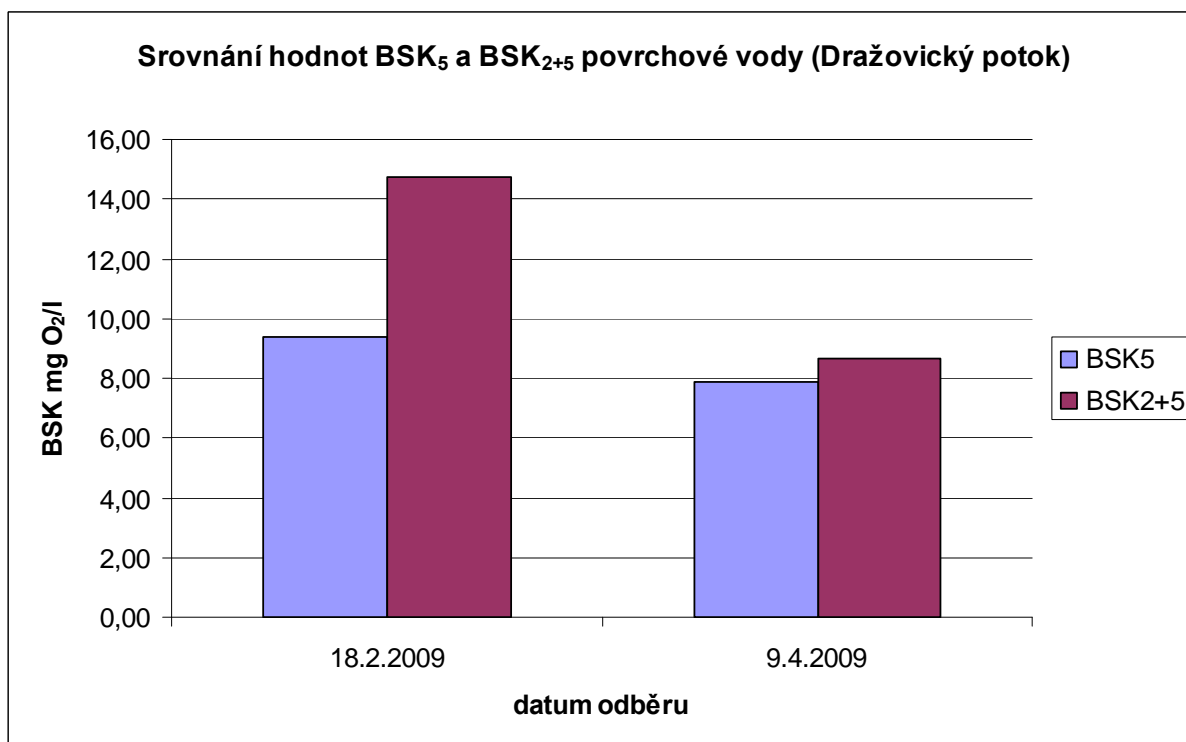
Graf 2



Graf 3



Graf 4



6.2 Porovnání dvou výběrů – testování rozdílů ve varianci

Naměřené a vypočítané hodnoty BSK₅ a BSK₂₊₅ se vyhodnotily pomocí MS Excel (viz tabulky 14). Toto vyhodnocení je postaveno na porovnání dvou výběrů, respektive na testování rozdílů rozptylů. Je položena nulová hypotéza $H_0 : \sigma_1^2 = \sigma_2^2$. A na základě rozptylů

obou výběrů, tedy řad BSK₅ a BSK₂₊₅, hledáme pravděpodobnost, kdy se dva výběry budou lišit ve svých variancích (rozptyl) tolik jako nebo více než naše výběry za předpokladu, že jsou základních souborů se stejnými variancemi. Je-li pravděpodobnost větší, nemůžeme hypotézu zamítnout a pro další testování nám slouží F-test (F-rozdělení), který značí poměr větší výběrové variance (rozptylu) k menší. Kritické hodnoty rozdělení jsou tabelovány. Nicméně platí, že pokud je hodnota vyšší než kritická hodnota pro danou hladinu významnosti a pro daný počet stupňů volnosti, zamítá se tak nulová hypotéza na daná hladině významnosti [33]. Tento test nám pověřuje, jestli mají oba výběry stejný rozptyl a poté následuje T-test.

Test je založen na skutečnosti, že výběrový průměr z normálního rozdělení, od něhož se odečte střední hodnota tohoto rozdělení a rozdíl se vydělí výběrovou směrodatnou odchylkou, má T rozdělení. T-test se používá k porovnání výsledku měření jedné skupiny od výsledků měření druhé skupiny a zda se od sebe významně liší [34,35]. Takhle se určí právě kritická hodnota, podle které hodnotíme příjem nulové hypotézy (více tabulka 14).

Tabulka 14 Analýza naměřených dat pomocí F-testu a T-testu, přehled kritické a statistické hodnoty testu pro příjem nulové hypotézy

přítok						
č. měření	datum odběru	BSK₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	BSK₂₊₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	statistická hodnota
1	25 .6. 2008	62,83	2,015048	58,79	2,570582	1,327573
2	1. 4. 2009	19,62	2,919986	28,47	4,302653	-1,90813
za mechanickým předčištěním						
č. měření	datum odběru	BSK₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	BSK₂₊₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	statistická hodnota
1	4. 2. 2009	55,05	1,76131	57,85	2,144787	-1,47624
2	4. 3. 2009	38,96	6,313752	36,27	12,7062	-0,67184
odtok z kořenových polí						
č. měření	datum odběru	BSK₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	BSK₂₊₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	statistická hodnota
1	2. 7. 2008	33,92	2,015048	36,61	2,570582	-0,65391
2	9. 7. 2008	30,60	2,131847	31,35	2,776445	-1,87564
povrchové vody						
č. měření	datum odběru	BSK₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	BSK₂₊₅ (mg.l⁻¹)	kritická hodnota	statistická hodnota
1	18. 2. 2009	9,38	6,313752	14,75	12,7062	-4,39796
2	9. 4. 2009	7,86	2,919986	8,68	4,302653	-2,65474

V tabulce 14 jsou znázorněny kritické a statistické hodnoty testu. Pro každou průměrnou hodnotu BSK a dané datum měření je přidělena kritická hodnota a statistická hodnota testu.

Oba testy byly prováděny na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$. Pro nulovou hypotézu je podmínkou, že statistická hodnota testu nesmí být rovna nebo větší než je kritická hodnota testu, aby platila. Jak je z tabulky 14 znát, tak ani v jedné případě tomu nebylo jinak. Takže pro všechny testované výběry se přijímá nulová hypotéza H_0 .

6.3 Porovnání kontrolních vzorků normou ČSN EN 1899-1

Podle platné normy [23] je teoretická spotřeba kyslíku kontrolního roztoku G-5 307 mg.l⁻¹ a empiricky zjištěná BSK₅ je 210 ±20 mg.l⁻¹. V tabulce 15 jsou seřazeny hodnoty z příslušných měření a také průměrné BSK₅ a BSK₂₊₅. Již při pohled na tabulku 15 je znát rozdíl mezi normy a BSK získanou při měření. Neshoduje se ani teoretická BSK a ani empirická. Proto nastává otázka, jak je možné, když metoda je ohraničena přesnými podmínkami, že se hodnota biochemické spotřeby kyslíku liší o čtvrtinu? Po několika dalších měřeních, kterými byla ověřena správnost měření, se opět dospělo k hodnotě BSK přibližně stejná jako je v tabulce 15.

Tabulka 15 Hodnoty BSK₅ a BSK₂₊₅ pro kontrolní vzorky

Datum měření	G-5		G-5-195	
	BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	BSK ₂₊₅ (mg.l ⁻¹)	BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	BSK ₂₊₅ (mg.l ⁻¹)
18. 2. 2009	166,58	177,35	4,74	4,46
4. 3. 2009	175,05	154,07	4,23	3,72
25. 3. 2009	152,00	141,45	3,81	3,51
1. 4. 2009	150,24	154,80	3,72	3,27
9. 4. 2009	139,22	174,88	3,09	3,18
průměr	156,62	160,51	3,92	3,63

Samozřejmě tabulka opět dokazuje, že obě inkubační doby (klasická i alternativní) jsou si ve výsledných BSK podobné.

7 ZÁVĚR

Dosavadní zkušenosti již ukazují, že odstraňování organických a nerozpuštěných látek pomocí kořenové čistírny odpadních vod je vysoce účinný. A tak splňuje i požadavky na kvalitu odtékající vody.

Biochemická spotřeba kyslíku je důležitým ukazatelem znečištění nejen odpadních vod, ale také povrchových vod. Podle něj také určíme účinnost technologického procesu čištění. Ačkoliv je stanovení velmi jednoduchou záležitostí, proces spotřeby kyslíku je ovlivněn několika faktory. Závisí na teplotě, nitrifikaci, obsahu mikroorganismů (inokula), množství rozpuštěných a nerozpuštěných látek a na všechno se musí brát zřetel.

Cílem práce bylo porovnat různé inkubační doby pro odpadní vodu z KČOV Dražovic a povrchovou vodu. S tím bylo do jisté míry spojeno sledování intenzity znečištění na jednotlivých místech odběru (hodnoty BSK). Důležité bylo ověřit, že alternativní inkubační doba nemá na výsledek BSK nepříznivý vliv. Podle ČSN EN 1899–1 je třeba ověřit pro každou laboratoř pravdivost tvrzení, že BSK_{2+5} poskytuje ekvivalentní hodnoty jako klasická BSK_5 .

Porovnáním hodnot BSK_5 a BSK_{2+5} na různých místech odběru: přítoku, za mechanickým předčištěním, z odtoku z kořenových polí nebo z povrchové vody, jsme získaly představu o tom, jak moc je biochemická spotřeba kyslíku ovlivněna inkubační dobou. Pro vyhodnocení byla použita nulová hypotéza H_0 , která jen potvrdila již to, co bylo vidět z grafu. A to že stanovení BSK po pěti inkubačních dnech má stejnou váhu jako stanovení po sedmi inkubačních dnech, kde vzorky ponecháváme dva dny v chladu a 5 dní v inkubátoru.

Výsledky nejsou ideální, ale i přesto jsme se dobraly k závěru, že alternativní inkubační doba pro stanovení biochemické spotřeby kyslíku je ekvivalentní s klasickou metodou stanovení jako je BSK_5 .

Alternativní varianta je výhodná v tom, že se nemusíme zabývat dnem, kdy provádíme měření. Máme na to zase sedm dní, než znovu změříme konečnou biochemickou spotřebu kyslíku. Při klasické inkubační době se musí dopředu uvažovat, kdy jít odebrat vzorky, aby se mohla do 24 hodin od odběru naměřit spotřeba kyslíku a nebylo pak další měření naplánované na den pracovního volna.

Výsledky a vyhodnocení z této práce je přínosem pro další práci v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.M v.v.i v Brně, kde chtějí využít alternativní inkubační dobu pro stanovení biochemické spotřeby kyslíku, zvláště v případech KČOV Dražovice.

8 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] OTČENÁŠKOVÁ, Martina. Budeme mít za pár let co pít?. *Globe: revue*. 2009, č. 05, s. 59-62.
- [2] ROGERS, P. Když dochází voda. *Scientific American. České vydání*, srpen – září 2008, č. 06, s. 68 – 75
- [3] TÖLGYESSY, Juraj, et al. *Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia*. 2. vyd. Bratislava: VEDA, 1989, ISBN 80–224-0034–3
- [4] MALÝ, Josef, MALÁ, Jitka. *Chemie a technologie vody*. 1. vyd. Brno: NOEL 2000 s.r.o, 1996. s. 85–87. ISBN 80–86020-13–4.
- [5] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 3. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 568 s.
- [6] Wikipedia: Otevřená encyklopedie., *Voda* [cit. 2009–05-10] Dostupné z www: <<http://cs.wikipedia.org/wiki/Voda>>
- [7] *Water treatment handbook*. Vol. 1., 6th ed., Cedex : Degremont, 1991, 592 s.; ISBN 2–9503984-1–3
- [8] FRINTOVÁ, Karolína. *Čištění odpadních vod*, Brno: Masarykova univerzita v Brně, Pedagogická fakulta, 2007. 75 s.. Vedoucí diplomové práce Doc. PhDr. Josef Budiš
- [9] BUŇATA, Tomáš. *Vlastnosti vody.*, 2004. 8 s.případová studie.
- [10] VIGNESWARAN, S., VISVANATHAN, C. *Water treatment processes : simple options*. Boca Raton : CRC Press, c1995, 215 s. ; ISBN: 0–8493-8283-1.
- [11] ČSN 75 7214 *Jakost vod: Surová voda pro úpravu na pitnou vodu*, Praha: Český normalizační institut, únor 1994 - 2008
- [12] ŽÁČEK, Ladislav. *Technologie úpravy vody*. 1. vyd. Brno: VUTIUM, 1998. 65 s. ISBN 80–214-1257–7.
- [13] AMBROŽOVÁ, J. a kol., *Příručka provozovatele úpravny pitné vody*, Vyd. 1, Libeznice: Medim, c2005. viii, 206 s. ISBN: 80–239-4565–3 (brož.).
- [14] STRNADOVÁ, Nina, JANDA, Václav. *Technologie vody I*. 2. vyd. Praha: VŠCHT, 1999. 226 s. ISBN 80–7080-348–7.
- [15] ČSN 86 8000 *Přírodní léčivé vody a přírodní minerální vody stolní. Základní společná ustanovení*, Praha: Český normalizační institut, 04/1966 - 12/2001
- [16] ČSN 75 7221 *Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod*, Praha: Český normalizační institut, 11/1998
- [17] Text pro U3V: *Člověk a odpadní voda - I. část*. [cit. 2009–05-10], Dostupné z www: <http://posta.tf.czu.cz/U3V/U3V_text2-1.htm>
- [18] HERLE, Jaromír., BAREŠ, Pavel. *Čištění odpadních vod z malých zdrojů znečištění*, 1. vyd., Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1990, 207 s.
- [19] CHUDOBA, Jan, DOHÁNYOS, Michal, WANNER, Jiří. *Biologické čištění odpadních vod*. Praha : SNTL, 1991. 468 s. 1. ISBN 80–03-00611-2.
- [20] ČSN 75 6081 *Žumpy*, Praha: Český normalizační institut, 4/2007
- [21] ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, J. *Bakterie organotrofní. Encyklopedie hydrobiologie: výkladový slovník* [online]. Praha: VŠCHT Praha, 2007 [cit. 2009–05-10]. Dostupné z www: <http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=B005>
- [22] HORÁKOVÁ, Marta, LISCHKE, Peter, GRÜNWARD, Alexander. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. Praha : SNTL - nakladatelství technické literatury, n.p., 1986. 392 s.

- [23] ČSN EN 1899-1 *Jakost vod – Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po n dnech (BSKn) – Část 1: Zředovací a očkovací metoda s přidavkem allylthiomočoviny*. Praha: Český normalizační institut, únor 1999.
- [24] ČSN EN 1899-2 *Jakost vod – Stanovení biochemické spotřeby po n dnech (BSKn) – Část 2: Metoda pro neřaděné vzorky*, Praha: Český normalizační institut, únor 1999.
- [25] TUČEK, Ferdinand; CHUDOBA, Jan; KONÍČEK, Zdeněk a kolektiv. *Základní procesy a výpočty v technologii vody: celostátní vysokoškolská příručka pro studenty vysokých škol chemickotechnologických studijního oboru 28–05–8 technologie vody*, 2. přeprac. vyd., Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1988, 633 s.
- [26] DOLEJŠ, P. *Příručka pro čištění a úpravu vody*. Přerov: KEMIFLOC, 1996, 133s.
- [27] WOODARD & CURRAN, Inc. *Industrial Waste Treatment Hand Book* (2nd Edition). Elsevier. Dostupná z www: <http://knovel.com/web/portal/browse/display?_EXT_KNOVEL_DISPLAY_bookid=1388&verticalID=0>
- [28] ŠÁLEK, Jan, TLAPÁK, Václav. *Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod*. 1. vyd. Praha: Informační centrum ČKAIT, 2006, 283 s. ISBN 80–86769–74–7.
- [29] VYMAZAL, J. Kořenové čistírny odpadních vod: 20 let zkušeností v České republice *Vodní hospodářství: časopis pro rozvoj, ochranu a využití vodních zdrojů: Vědeckotechnický měsíčník*. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky; Praha: Federální výbor pro životní prostředí. 04/2009, strany 113 – 119; ISSN: 0862–5549.
- [30] VYMAZAL, J. *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*. ENVI Třeboň a Ekologie a využití mokřadů, Praha, 1995, 147 p.
- [31] ŠÁLEK, J. : *Přírodní způsoby čištění odpadních vod*. VUT Brno, 1995, 115 s.
- [32] Nařízení vlády č. 63/2003 Sb. (novela 229/2007 Sb.) pro čistírny odpadních vod do 500 EO
- [33] LEPŠ, Jan Š.: *Biostatistika*, 1. vydání, České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 166 s., ISBN 80-7040-154-0
- [34] HENDL, Jan: *Přehled statistických metod zpracování dat*. Praha: Portál, 2004. ISBN 80-7178-820-1, s. 37–38.
- [35] ANDĚL, Jiří: *Matematická statistika*, 2. vyd., Praha : Státní nakladatelství technické literatury, 1985, 346 s.

9 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

BSK	biochemická (biologická) spotřeba kyslíku
DOC	(Dissolved Organic Carbon) – rozpuštěný organický uhlík
EO	počet ekvivalentních obyvatel
CHSK	chemická spotřeba kyslíku
KČOV	kořenová čistírna odpadních vod
KL	koloidní látky
NL	nerozpuštěné látky
TOC	(Total Organic Carbon) – celkový organický uhlík
TSK	celková spotřeba kyslíku

10 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1 Půdorysné schéma KČOV Dražovice

Příloha 1 Půdorysné schéma KČOV Dražovice

KČOV DRAŽOVICE

