

VYUŽITÍ NANOVLÁKEN PŘI BIOLOGICKÉM ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Bakalářská práce

Studijní program: B3942 NANOTECHNOLOGIE
Studijní obor: Nanomateriály

Autor práce: **Bulgantamir Amartuvshin**
Vedoucí práce: Ing. Tomáš Lederer, Ph.D

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bulgantamir Amartuvshin**
Osobní číslo: **M12000085**
Studijní program: **B3942 Nanotechnologie**
Studijní obor: **Nanomateriály**
Název tématu: **Využití nanovláken při biologickém čištění odpadních vod**
Zadávající katedra: **Ústav nových technologií a aplikované informatiky**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

1. Zpracování rešerše: Moderní metody čištění odpadních vod za využití nanomateriálů, rizika použití nanomateriálů (především nanovláken).
2. Provoz laboratorního modelu biofilmového reaktoru s nanovlákenou textilií (sledování vývoje bakteriálního biofilmu, pozorování stavu nanovlákené textilie, hodnocení účinnosti čištění odpadní vody).
3. Identifikace limitních stavů biofilmového reaktoru (například koncentrace kontaminantů, doba zdržení, maximální a minimální teplota, pH, salinita, rozpuštěný kyslík apod.).
4. Posouzení nanovlákené textilie jako nosiče bakteriální populace pro čistírny odpadních vod (případně pro další aplikace), doporučení například vhodného tvaru nosiče, velikosti, typu polymeru apod.
5. Zjištění rizikovosti a výhod přístupu použití nanovláken pro čištění odpadních vod.
6. Zhodnocení dosažených výsledků včetně popisu možností využití v reálné praxi.


Rozsah grafických prací: **dle potřeby**
Rozsah pracovní zprávy: **30 - 60 stran**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná/elektronická**
Seznam odborné literatury:

- [1] ZHANG, T.C., Environmental and Water Resources Institute (U.S.). Nanotechnology Task Committee. Nanotechnologies for water environment applications. 2009: ASCE Publications.
[2] Cloete, ET AL., Nanotechnology in Water Treatment Applications. 2010: Horizon Scientific Press.
[3] LINKOV, I., STEEVENS, J., Nanomaterials: Risks and Benefits. 2009: Springer.
[4] DIALLO, M., et al.: Nanotechnology Applications for Clean Water. William Andrew, 1 st ed., ISBN-10:0815515782, ISBN-13:978-0815515784, 2009.
[5] PAPAAGLOU, E. S., PARTHASARATHY, A., BioNanotechnology. Morgan and Claypool Publishers, 1 st ed., ISBN-10:1598291386, ISBN-13:978-1598291384, 2007

Vedoucí bakalářské práce: **Ing. Tomáš Lederer, Ph.D.**
Ústav nových technologií a aplikované informatiky
Datum zadání bakalářské práce: **20. října 2015**
Termín odevzdání bakalářské práce: **16. května 2016**


prof. Ing. Václav Kopecký, CSc.
děkan




prof. Dr. Ing. Jiří Maryška, CSc.
vedoucí ústavu

V Liberci dne 20. října 2015

Prohlášení

Byl jsem seznámen s tím, že na mou bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, zejména § 60 – školní dílo.

Beru na vědomí, že Technická univerzita v Liberci (TUL) nezasahuje do mých autorských práv užitím mé bakalářské práce pro vnitřní potřebu TUL.

Užiji-li bakalářskou práci nebo poskytnu-li licenci k jejímu využití, jsem si vědom povinnosti informovat o této skutečnosti TUL; v tomto případě má TUL právo ode mne požadovat úhradu nákladů, které vynaložila na vytvoření díla, až do jejich skutečné výše.

Bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací s vedoucím mé bakalářské práce a konzultantem.

Současně čestně prohlašuji, že tištěná verze práce se shoduje s elektronickou verzí, vloženou do IS STAG.

Datum: 16.05.2016

Podpis: *Paulina Váňová*

PODĚKOVÁNÍ:

V první řadě chci poděkovat svému původnímu vedoucímu práce Ing. Lucie Svobodová, Ph.D. za její velkou podporu a umožnění pracovat na tomto tématu. Rád bych poděkoval vedoucímu práce panu Ing. Tomáš Lederer, Ph.D. za odborné vedení, dále pak svému konzultantovi panu Bc. Tomášu Janouškovi za cenné rady a asistenci v laboratoři, odborné konzultace. V neposlední řadě chci poděkovat své rodině za podporu během celého studia.



ABSTRAKT

Bakalářská práce se zabývá využitím nosičů s nanovlákněným pokrytím při biologickém čištění odpadních vod. Cílem práce je eliminovat znečištění odpadní vody pomocí bakteriálního biofilmu usazeného na nanovlákněném nosiči, který je v současné době na Technické univerzitě v Liberci stále ve fázi vývoje. Princip této metody je založen na využití mikroorganismů schopných vytvářet přirozený biofilm na nosiči (v našem případě nanovlákněném nosiči). Hlavním smyslem využití této technologie pro čištění vysoce zatížených průmyslových odpadních vod je, že tvorba biofilmu na povrchu nanovlákněné vrstvy obecně pomáhá zvyšovat resistenci imobilizovaných bakterií k jedovatým látkám. V experimentální části jsou sepsány materiály a metody (obecný popis nosiče biofilmu, mikroorganismu, odpadních vod a využitých zařízení). Na konci této části je shrnuta příprava nosiče a analýza vody, která byla testována. Velice důležitou částí bylo sledování vývoje bakteriálního biofilmu a sledování jeho růstu v čase. Poznatky získané v průběhu testů a návrhy použití nanovlákněné textilie pro čistírny odpadních vod jsou spolu s výsledky všech měření shrnuty na konci práce.

Klíčová slova: nanovláknena, mikroorganismy, nosič biomasy, imobilizace, biofilm, bioreaktor.

ABSTRACT

This bachelor thesis deals with the use of nanofibre covered carriers for biological treatment of wastewater. The goal of the thesis is to eliminate pollutants in wastewater by using bacterial biofilm settled on nano-fibrous carrier, which is currently in the development phase at the Technical University in Liberec. The principle of this method is based on the use of micro-organisms capable of creating natural biofilm on the surface of the carrier (in our case, it is nano-fibrous carrier). The main reason for the use of this technology for the cleaning of heavily loaded industrial wastewater is that biofilm formation on the surface of a nanofibrous layer generally helps to increase resistance of immobilized bacteria to toxic substances. Written materials and methods (a general description of biofilm carrier, micro-organism, wastewater and used equipment) are presented in the experimental section of the thesis. Preparation of the carrier and analysis of tested water are summarized at the end of this section. Monitoring the development of bacterial biofilm and observation of its growth over time was a very important part of the former. The knowledge gained during the tests, and suggestions for using nanofibrous textile for wastewater treatment plants, together with all the measurement results are summarized at the end of the thesis.

Keywords: nanofiber, micro-organisms, biomass carrier, immobilization, biofilm, bioreactor.

OBSAH

Abstrakt	6
Abstract	6
OBSAH	7
Seznam obrázků	10
SEZNAM TABULEK	10
Seznam zkratk	11
1. ÚVOD	12
2. DEFINICE POJMŮ	13
2.1 Odpadní voda	13
2.2 Druhy odpadních vod	13
2.3 Složení odpadní vody	14
2.3.1 Pevné látky	15
2.3.2 Kalnost	15
2.3.3 Barva vody	15
2.3.4 Kyslík rozpuštěný ve vodě	16
2.3.5 Anorganické znečištění	16
2.3.5.1 Fosfor	16
2.3.5.2 Dusík	17
2.3.6 Síra	17
2.3.7 Kovy	17
2.3.8 Organické znečištění	18
2.3.8.1 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)	18
2.3.8.2 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)	19
2.3.8.3 Celkový organický uhlík (TOC)	19
2.3.9 Mikroorganismy	19
2.3.10 pH	20
3. TEORETICKÁ ČÁST	21



3.1 Moderní metody čištění odpadních vod za využití nanomateriálů, rizika použití nanomateriálů	21
3.1.1 Účinek materiálů	23
3.1.2 Adsorpce	24
3.1.2.1 Nanoadsorbenty na bázi uhlíku	24
3.1.2.2 Polymerní nanoadsorbenty	24
3.1.2.3 Nanoadsorbenty na bázi kovu	24
3.1.3 Membránové procesy	25
3.1.3.1 Membrány	25
3.1.4 Fotokatalýza	26
3.1.4.1 Optimalizace nanofotokatalyzátoru	26
3.1.5 Dezinfekce a mikrobiologická kontrola	27
3.1.5.1 Antimikrobiální mechanismy	27
3.1.6 Snímání a monitorování	28
3.1.6.1 Detekce patogenu	28
3.1.6.2 Detekce nečistot	28
3.2 Rizika využití nanotechnologií při čištění odpadních vod	29
3.2.1 Toxicita nanomateriálů	29
3.2.2 Ekotoxicita nanomateriálů	30
3.2.3 Rizika při použití nanovláken	30
4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	32
4.1 Metody a materiály	32
4.1.1 Použité chemikálie	32
4.1.2 Odpadní voda a použité metodiky pro její hodnocení	34
4.1.3 Mikroorganismy a použité metodiky pro jejich hodnocení	36
4.1.4 Nosič biomasy a jeho popis	37
4.1.4.1 Popis testovaného nosiče:	38
4.1.4.2 Hlavní výhody použití nanovláken pro čištění odpadních vod	41
4.1.4.3 Přehled rizikovosti použití nanovláken pro čištění odpadních vod	42



4.1.5 Fluidní reaktor a jeho popis	43
4.1.5.1 Potřebný materiál	43
4.1.5.2 Sestava reaktoru	43
4.2 Pracovní postupy	45
4.2.1 Hodnocení pojiv (rozpuštění a degradace)	45
4.2.2 Měření stability nosičů	46
4.2.2.1 Laboratorní provoz fluidního reaktoru	46
4.2.3 Fluidní reaktor s bakteriální suspenzí	47
4.2.3.1 Bakteriální suspenze a nosiče	47
4.2.3.2 Dávkování substrátu a odtok	47
4.2.3.3 Průběh provozu	47
4.3 Diskuze a vyhodnocení výsledků	48
4.3.1 Hodnocení pojiv	48
4.3.1.1 Měření rozpustnosti pojiva – stanovením CHSK z vodného vzorku	48
4.3.1.2 Pojiva v bakteriální suspenzi	49
4.3.2 Měření stability nosičů	50
4.3.3 Provoz laboratorního modelu reaktoru s nanovláknennou textilií	53
4.3.3.1 Sledování růstu biofilmu optickou mikroskopií	56
4.3.3.2 Identifikace limitních stavů	57
4.3.3.3 Zhodnocení laboratorních výsledků a výhled využití nanovláknenného nosiče v reálné aplikaci na BČOV.	58
Závěr	60
LITERATURA	62

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr 1: anilin [37]	32
Obr 2: Dihydrogenfosforečnan draselný [38].....	33
Obr 3: Chlorid sodný [41]	33
Obr 4: Fotodokumentace originálního nosiče	38
Obr 5: Nákres reaktorového uspořádání.....	44
Obr 6: Fotodokumentace laboratorní aplikace ve fluidním reaktoru	46
Obr 7: Výstupní (měřené) CHSK vodních vzorků pro vybrané typy poživ (9045, 7364, 4015).	48
Obr 8: Výstupní (měřené) CHSK vzorků suspenze pro vybrané typy poživ (9045, 7364, 4015).	49
Obr 9: Výstupní (měřené) pH vzorků suspenze pro vybrané typy poživ (9045, 7364, 4015).	49
Obr 10: Výstupní (měřené) vodivosti vzorků suspenze pro vybrané typy poživ (9045, 7364, 4015). ..	49
Obr 11: Výstupní (měřené) CHSK vodních vzorků pro rozdílné cykly.....	50
Obr 12: Fotodokumentace pění v reaktoru na počátku měření	50
Obr 13: Měřené pH vodních vzorků pro rozdílné cykly.	51
Obr 14: Měřené vodivosti vodních vzorků pro rozdílné cykly.....	51
Obr 15: Důkaz bakteriální kontaminace ve vodě reaktoru, po jednom měsíci experimentu (SEM, mikroskopie, fluorescenční mikroskopie metodou Live/Dead).....	52
Obr 16: Fotodokumentace soudkovitých nosičů po 2 měsících a po 4 měsících provozu v reaktoru.	52
Obr 17: Hodnocení růstu biomasy v suspenzi, sušina z vody (měřeno na filtru), absorbance vodního vzorku.	53
Obr 18: Měřené parametry reaktoru pro modelové odpadní vody zatížené anilinem – pH, vodivost. .	53
Obr 19: Vstupní CHSK, výstupní (měřené) CHSK a fosfát vodních vzorků fluidního reaktoru s odpadní vodou zatíženou anilinem.	54
Obr 20: Vývoj dávkování anilinu (mg/den/l) a účinnost (%) degradačního procesu.....	54
Obr 21: Vyjádření sušin dispergovaných ve fluidním bioreaktoru i na nosiči.	55
Obr 22: Obrazová analýza – časový průběh nárůstu biofilmu na nanovlákněném nosiči.....	56
Obr 23: Fotodokumentace kolonizace nosičů ve fluidním reaktoru ve dnech odběru... 21., 35., 49., 63., 90. den.	56

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Složky přítomné v odpadní vodě [8]	15
Tabulka 2: Současné a potenciální použití nanotechnologií při čištění odpadních vod [21]	23
Tabulka 3: Vlastnosti a aplikace nano – kovů (resp. nano – oxidy kovů) [23]	25
Tabulka 4: Základní vlastnosti používaných poživ	39
Tabulka 5: Sledování rozpustnosti vybraných poživ.....	48

SEZNAM ZKRATEK

BSK	Biochemická spotřeba kyslíku
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku
TOC	Celkový organický uhlík
MF	Mikrofiltrace
UF	Ultrafiltrace
NF	Nanofiltrace
RO	Reverzní osmóza
ČOV	Čištění odpadních vod
BČOV	Biologická čištění odpadních vod
CNT	<i>Carbon nanotube</i> – Uhlíkové nanotrubicce
MWCNT	<i>Multiwall Carbon Nanotubes</i> – Vícestěnné uhlíkové nanotrubicce
POU	<i>Point-of-use</i> – Úprava vody v místě použití
ROS	<i>Reactive oxygen specie</i> – Reaktivní formy kyslíku
TFN	<i>Thin film nanocomposite</i> – Tenká nanokompozitní vrstva
TFC	<i>Thin-film composite</i> – Tenká kompozitní vrstva
DBP	<i>Disinfection by-products</i> – Vedlejší produkty dezinfekce
DNA	<i>Deoxyribonucleic acid</i> – Deoxyribonukleová kyselina
RNA	<i>Ribonucleic acid</i> – Ribonukleová kyselina
QD	<i>Quantum dot</i> – Kvantové tečky
MCHZ	Moravské chemické závody
LCK	<i>Lange cuvette test kits</i> – Lange kyvetová testovací sopurava
UV-VIS	<i>Ultraviolet-visible</i> – Ultrafialovo-viditelná
RFID	<i>Radio Frequency Identification</i> – Identifikace na rádiové frekvenci
NTC	<i>Negative Temperature Coefficient</i> – Záporný teplotní součinitel
IDS	<i>Intelligent Digital Sensor</i> – Inteligentní digitální senzor
APAO	<i>Amorphous Poly-alpha-olefins</i> – Poly-alfa-olefin amorfní
PE	<i>Polyethylen</i> – Polyetylén
PS	<i>Polystyrene</i> – Polystyren
PANI	<i>Polyaniline</i> – Polyanilin
AMPHITOX	<i>amphibian embryo toxicita</i> – amphibia embryonální toxicita
TC	<i>Toxic Concentration</i> – Toxická koncentrace
SEM	<i>Scanning electron microscope</i> – Rastrovací elektronový mikroskop
DPG	<i>Diphenylguanidine</i> – Diphenylguanidin
RAS	Rozpuštěné anorganické soli

1. ÚVOD

Pojmy nanotechnologie či nanomateriály se stále více dostávají do lidského povědomí a v dnešní době může využívat jejich výhody každý z nás. Většina z vás ví, že pojem “nano” pochází z řečtiny a znamená trpaslík. Za nanomateriály lze tedy považovat takové materiály, které mají alespoň jeden rozměr nebo jejich vnitřní strukturu odpovídající intervalu velikostí 1–100 nm a lze s nimi manipulovat na úrovni atomů a molekul. Přitom můžeme zasahovat do jejich mikrostruktury, abychom mohli vytvářet větší struktury do makrosvěta. V současnosti jsou jejich uplatnění a aplikace rozšířené v různých oblastech každodenního života. Zároveň nám nabízí celou řadu možností uplatnění v oborech zaměřených na elektroniku, zdravotnictví, strojírenství, automobilový průmysl, kosmický průmysl, chemický průmysl, elektrotechnický průmysl, vojenský průmysl a životní prostředí.

Jeden z důležitých pojmů v oboru nanomateriálů je nanovláknno, které přináší zvláštní možnosti pro přípravu nanovláknenných nosičů a jejich využití například při biologickém čištění odpadních vod. Nanovláknna jsou obecně vyráběná vlákna o průměru menším než 500 nm. To znamená že, nanovláknno není pouhým okem viditelné a ve srovnání s lidským vlasem je tisíckrát tenčí. Výhodou využití nanovláken jsou jejich mimořádné vlastnosti, jako jsou obrovský měrný povrch, dobrá prodyšnost, vysoká porozita, vysoký objem pórů. Díky těmto jedinečným vlastnostem lze očekávat využití nanovláken v mnoha aplikacích.

Existuje názor, že nanovláknno je velmi nadějnou alternativou k řešení hlavních problémů rozvoje lidské společnosti, kterými jsou zlepšování životního prostředí jako je ovzduší, horniny, půda, organismy, ekosystémy, energie a pitná voda. Jeden z nejzásadnějších problémů lidstva je nedostatek pitné vody a vysoké znečištění odpadních vod, které ovlivňuje jakost povrchových a podzemních vod. Odhaduje se, že přibližně 1,1 miliardy lidí jsou nyní ohroženy nedostatkem čisté vody a v rozvojovém světě umírá zhruba 35 % lidí na problémy související s vodou. Předpokládá se, že v roce 2025 na základě trendů současných údajů, bude více než polovina zemí světa žít s nedostatečným přístupem k pitné vodě. Tato predikce vychází z předpokladu, že tento trend bude nadále pokračovat ve stejném tempu jako v současné době. [1]

Hlubším cílem této bakalářské práce je prozkoumání a ověřování vytvářeného biofilmu podle pracovního postupu a stanovení nevhodnějších parametrů na základě různých hledisek, pomocí moderních metod analýzy. Dalším účelem tohoto výzkumu je experimentálně dokázat to, že tato metoda odstranění specifického znečištění průmyslových odpadních vod za pomoci biomasy je vhodným způsobem řešení pro lidskou společnost. Současně s tím je pak nutné brát zřetel na to, jaké škodlivé účinky mohou nanovláknna s sebou přinášet a určit vhodná opatření na odstranění případného rizika. V rámci bakalářské práce byla využita technologie nazývaná „biologické čištění“. Tato technologie pracuje jako biologický reaktor, kde probíhá proces čištění mikroorganismy či bakteriemi pro odstranění organických kontaminujících látek v odpadní vodě. Jako bakteriální populace k vytváření biofilmu byl použit bakteriální kmen *Rhodococcus sp.*, jako biologický reaktor byl použit reaktor s fluidním ložem.

2. DEFINICE POJMŮ

2.1 Odpadní voda

Voda je zásadní pojem pro všechny aspekty života a charakteristickým rysem naší planety. [2] I přesto, že více než 70 % povrchu planety Země je pokryto vodou, z toho jsou jen 3 % vhodné k lidské spotřebě. Dvě třetiny sladké vody jsou vázány v ledovcích, a to znamená, že 1 % z celkového množství vody naší planety je považováno za dostupný sladkovodní zdroj. Zbývající 97 % je slaná voda, která se nemůže používat pro zemědělství a pití. Stejně jako naše Země se lidské tělo skládá přibližně ze 70 % vody. Vývoj lidské společnosti v posledních staletích přinesl explozivní rozvoj technologií, vědy, techniky, ekonomiky i mnoha jiných oblastí. Všechny přínosy s sebou současně přináší negativní důsledky a vyvolávají trendy životního prostředí, které jsou považovány za nejzápadnější problém existence života v globálním měřítku. [11] [3] Z tohoto důvodu je pojem "odpadní voda" definován ve vodním zákonu.

§ 38. „Odpadní vody jsou vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu), jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Odpadní vody jsou i průsakové vody z odkališť, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních, a dále jsou odpadními vodami průsakové vody ze skládek odpadu“. [4]

2.2 Druhy odpadních vod

Odpadní vody mohou být klasifikovány podle zdroje toků i podle obsahu znečišťujících látek. Podle vzniku, rozlišujeme odpadní vody komunální, sanitární, průmyslové, kombinované a srážkové vody. [5] Komunální odpadní voda je voda pocházející z domácí lidské činnosti a obsahuje především lidský a zvířecí odpad, odpad z domácností, malé množství podzemní vody z infiltrace a malé množství průmyslových odpadů. [6]

Průmyslová odpadní voda, je voda obsahující pouze průmyslové odpady, jinak řečeno odpadní vody vznikající z výrobních procesů. Existuje mnoho typů průmyslových odpadních vod na základě různých odvětví a kontaminujících látek. Pro hodnocení znečištění odpadní vody je důležité znát výrobní technologie a druh průmyslu, poněvadž charakter čili složení a množství průmyslových vod silně záleží na druhu průmyslu a výrobní technologii [3]. Obecně lze rozdělit průmyslové odpadní vody do dvou typů: anorganické průmyslové odpadní vody a organické průmyslové odpadní vody.

Sanitární odpadní voda, je voda sestávající z domácích odpadů a zároveň ze značného množství průmyslových odpadů. V mnoha případech průmyslové odpady lze recyklovat bez zvláštních opatření. Nicméně, v některých případech průmyslové odpady vyžadují zvláštní bezpečnostní opatření, aby bylo zajištěno, že odpady nezpůsobí vážné problémy v čistírnách odpadních vod. [6]

Srážková voda, je voda pocházející ze srážek, a to buď dešťové, nebo sněhové. Odvádění srážkových vod do kanalizace a jejich čištění vyžaduje vysoké ekonomické zatížení. Bez ohledu na to, začal platit od roku 2010 vodní zákon. [6]

Podle § 38 tohoto zákona platí, že „za odpadní vody se dále nepovažují srážkové vody z dešťových oddělovačů, pokud oddělovač splňuje podmínky, které stanoví vodoprávní úřad v povolení. Odpadními vodami nejsou ani srážkové vody z pozemních komunikací, pokud je znečištění těchto vod závadnými látkami řešeno technickými opatřeními podle vyhlášky, kterou se provádí zákon o pozemních komunikacích“. [4]

Kombinovaná odpadní voda, je kombinace sanitární odpadní vody se srážkovým odtokem. Přes kanalizační sítě se svádějí srážkové a sanitární odpadní vody společně do jedné soustavy a jsou vedeny do čistírny odpadních vod. [6]

2.3 Složení odpadní vody

Znečištění odpadní vody rozumíme znečištění přírodních vod, které se projevuje vzájemným působením chemických, fyzikálních, radioaktivních látek nebo patogenních mikroorganismů. Přírodní voda může obsahovat řadu látek nebo složek, které si mohou vyžádat úpravu vody. Koncentrace různých látek ve vodě v podobě rozpuštěných, koloidních nebo suspendovaných látek se může od sebe značně lišit. Složení odpadní vody, nebo jiným slovem látky vyvolávající znečištění mohou být rozděleny do příslušných kategorií, které jsou zařazeny v níže uvedené tabulce. Některé látky přítomné v odpadních vodách mohou být škodlivé. Za škodlivé, anebo zdravotně závadné látky lze považovat podle chemických, fyzikálních a biologických vlastností některé běžné látky jako například arény, či aromatické uhlovodíky, rtuť, formaldehyd, dusík, fosfor, amoniak, dioxiny, sinice, patogenní bakterie, sirouhlík, sirovodík a další. [7]

Tabulka 1: Složky přítomné v odpadní vodě [8]

Složky odpadních vod		
Mikroorganismy	Bakteriální infekce, viry, červy, vejce	Riziko při koupání a konzumaci koryšů
Biologicky rozložitelný organický odpad	Vyčerpání kyslíku v řekách, jezerech a nádržích	Mrtvá ryba, pachy
Organické látky	Detergenty, pesticidy, tuk, olej a mazivo, barvy, rozpouštědla, fenoly, kyanidy	Toxický účinek, estetické nepohodlí, bioakumulace v potravinovém řetězci
Živiny	Dusík, fosfor, amonná sůl	Eutrofizace, vyčerpání kyslíku, toxický účinek
Kovy	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni	Toxický účinek, bioakumulace
Anorganické látky	Kyseliny, např. sirovodíky, zásady	Koroze, toxický účinek
Tepelné účinky	Horká voda	Změna životních podmínek pro živočichy i rostlinstvo
Radioaktivní látky		Toxický účinek, akumulace
Vůně a chuť	Sirovodíky	Estetické nepohodlí, toxický účinek

2.3.1 Pevné látky

Na rozdíl od plynů všechny drobné nečistoty ve vodě přispívají k tvorbě pevné látky a reprezentují jejich obsah. Přírodní voda s sebou nese mnoho rozpuštěných a nerozpuštěných pevných látek a skládá se z několika poměrně velkých částic, jako bahno, které se dále nerozkládá. Pevné látky jsou klasifikované podle jejich velikostí, stavu, chemických vlastností i jejich distribuce podle velikosti částic. Pevné látky mohou být rozptýleny ve vodě buď v podobě suspendovaných, nebo v podobě rozpuštěných částic. Distribuce pevných látek se určuje pomocí výpočtu filtrovatelnosti podle jejich velikosti. [5]

2.3.2 Kalnost

V jistém smyslu, zákal nepřímo odkazuje na kvalitu vody a dává nám informace o tom, jak čistá je voda. Jasnost vody je jedna z hodně důležitých vlastností, již lze snadno pozorovat pouhým okem. Kalnost vody je způsobena přítomností suspendovaných látek, což má za následek rozptyl světla a vstřebávání světelných paprsků, a tedy čím je více suspendovaných látek ve vodě, tím je voda kalnější. Vysoká kalnost způsobuje problém při provozu vodoprávního řízení, a tedy složky způsobující zákal mohou ovlivnit vůni a chuť i snižovat dezinfekční účinky. [9]

2.3.3 Barva vody

Zabarvení vody může být způsobené řadou znečišťujících látek jako např. železo, které se mění v přítomnosti kyslíku na žluté nebo červené sedimenty. Barva vody přitom může být nezávadná. Především barva vody je

považována za estetickou kvalitu a nemá přímý vliv na zdraví. V důsledku koloidního suspenze se stanovují na zdánlivé barvy. Zdánlivá barva vody je obvykle způsobena částicemi oxidu železa, které vyvolávají rezavohnědé zbarvení. Zatímco skutečná barva vody je závislá na množství a povaze rozpuštěných chemických látek, které bývají nejčastěji organického původu. Skutečná barva vody od zdánlivé barvy vody se rozlišuje pomocí filtrace vzorků. [9]

2.3.4 Kyslík rozpuštěný ve vodě

Kyslík rozpuštěný ve vodě lze jednoduše definovat jako množství kyslíku, který je rozpuštěný ve vodě. Přitom je nutné si uvědomit, že přítomnost kyslíku je dost nízká v poměru s vodou. Rozpuštěný kyslík je životně důležitý pro přežití zooplanktonu a následně pro ryby. Zdrojem rozpuštěného kyslíku ve vodě je atmosférický vzduch a fotosyntetická činnost vodních rostlin. Ve vodě se mohou vyskytovat i jiné plyny v rozpuštěné podobě. Typickými příklady rozpuštěných plynů ve vodě jsou kromě kyslíku také oxid uhličitý, sirovodík a dusík. Velkou roli zde hraje oxid uhličitý, protože ovlivňuje pH a alkalitu vody. Oxid uhličitý se uvolňuje do vody pomocí mikroorganismů a je důležitý pro růst vodních rostlin. Saturace kyslíku se liší od jiných látek, čím vyšší je teplota, tím nižší saturace, a naopak čím nižší je teplota, tím vyšší úroveň nasycení. [10]

2.3.5 Anorganické znečištění

Mezi tyto látky patří kyseliny, zásady, oxidy a soli. Pro stanovení a kontrolu kvality vody jsou zvláště důležité některé anorganické složky. Hlavními představiteli anorganických složek ve vodě jsou dusík a fosfor. Sloučeniny dusíku a fosforu jsou považovány za hlavní živiny pro růst řas, sinic, apod. [7]

2.3.5.1 Fosfor

Fosfor je jedním z hlavních živin, a totiž přispívá ke zvýšení eutrofizace jezer a přírodních vod. Jeho přítomnost vyvolává spoustu problémů s kvalitou vody včetně zvyšování nákladů na čištění a odvádění odpadních vod, snížení rekreační aktivity a následné vzdouvání vody, ztráty hospodářských zvířat, a může dokonce dojít i k tomu, že se projeví letální účinek řasových toxinů na pitné vody. Obvykle se v anorganické formě vyskytují sloučeniny polyfosfátu a orthofosfátu. Přitom ve vhodném prostředí podléhají polyfosfáty hydrolýze a dochází k rozkládání na ionty. Následně se takto vzniklé ionty váží na další kovy, vytváří soli, které značně ovlivňují hodnoty pH a další vlastnosti vody. [10]

2.3.5.2 Dusík

Dalším hlavním zastupitelem vyvolávající anorganické znečištění je dusík. Dusík se může vyskytovat v odpadních vodách v podobě organických sloučenin. V případě anorganických bývá především ve formě amoniakové (NH_4^+ , NH_3). Kromě toho jsou přítomny v odpadních vodách také soli dusičnanové (NO_3^-) a dusitanové (NO_2^-). [10]

Hlavním důvodem, proč voda obsahuje dusík, je skutečnost, že účinkem průmyslového a zemědělského procesu se anorganické či dusíkaté odpady dostávají do přírodního prostředí, zejména do vody. Hlavním zdrojem dusíkatých látek ve vodě jsou hnojiva, zejména obsahující dusičnan, ale také amoniak, amonný, močovina a aminy. Dusičnan sodný (NaNO_3) a dusičnan amonný (NH_4NO_3) jsou určeny pro široké použití v průmyslu a zemědělství. V podstatě jen poměrně malá část dusíkatých látek se upotřebává pro zúrodnění půdy a zbytek dusíkatých látek se dostává do podzemních i povrchových vod. [10]

2.3.6 Síra

Síra je jedním z nekovových představitelů, která se vyskytuje v některých komunálních a průmyslových odpadních vodách v podobě redukovaných siřných sloučenin (sirovodík, sulfidy a thiosířany). Sloučenina sirovodík (H_2S) je považována za nesnadným problémem při procesu rafinování a také pro odpadní systém kvůli jeho nepříjemnému zápachu, toxicitě a potenciální žíravosti. Problematika zápachu sirovodíku může hrozit v oblasti rostlin a okolnímu společenství. Sirovodík je vedlejším produktem při mnoha rafinačních procesech. [11]

2.3.7 Kovy

Jedná se zpravidla o kovy s toxickými účinky. Obecně jsou za ně považovány těžké kovy, jejichž hustota je vyšší než 5 g/cm^3 . Mezi nejčastěji se vyskytujícími kovy v odpadních vodách patří: měď (Cu), zinek (Zn), arsen (As), nikl (Ni), kadmium (Cd), olovo (Pb) a rtuť (Hg). Vody kontaminované těžkými kovy převážně vznikají v důsledku průmyslových činností, jako je například výroba chemických přípravků, dokončování povrchů kovových součástí, pokovování, výroba polovodičů a textilní barviva. Přitom těžké kovy vykazují vysokou rozpustnost ve vodním prostředí a tím se absorbují do živých organismů. Řada těžkých kovů je nezbytnou součástí pro živé organismy, včetně člověka, zvířat a rostlin, ale pouze v poměrně nižších koncentracích. V případě přesažení nebezpečné koncentrace těžkých kovů shromážděných v lidském těle může následně dojít k neblahým účinkům na zdraví a v extrémním případě může vést i ke smrti. [12]

Záležitost týkající se bezpečnosti a zdraví v rámci znečištění nutně vyžaduje ošetření kontaminujících kovů před jejím vypouštěním do životního prostředí. Vzhledem k tomu byly stanoveny předpisy, které jsou cílené na minimalizaci rizik pro ochranu přírody a lidské zdraví. Nařízení rovněž zahrnuje zpřísněné mezní hodnoty představující minimální koncentrace a typy těžkých kovů, které mohou být přítomny v odváděných

odpadních vodách. [12]

2.3.8 Organické znečištění

Organické či přírodní látky jsou v přírodě nesmírně rozmanité a hrají významnou roli mezi znečišťujícími látkami, které jsou obsažené v odpadních vodách. Mezi nejběžnější znečišťovatele patří v organické skupině především bílkoviny, sacharidy, tuky a oleje. Podle fyzikálně-chemických vlastností lze rozdělit organické kontaminující látky na rozpustné a nerozpustné. Mohou být také rozděleny na biologicky rozložitelné i nerozložitelné. V případě vypouštění nefiltrovaných odpadních vod do vodního prostředí bez čištění, nebo při nadlimitních koncentracích nerozpustných organických látek může dojít ke zvýšení kalu i anaerobní podmínce. Navíc jejich biologická stabilizace rovněž způsobuje vyčerpání kyslíku ve vodním prostředí. Organické látky se obvykle skládají z kombinace uhlíku, vodíku a kyslíku, a v některém případě může být přítomen i dusík. Živiny pro růst bakterií jsou totiž dusík, fosfor a uhlík, což má za následek vznik nežádoucích účinků ve vodním prostředí. Existují i jiné organické znečišťovatele, jež jsou zastoupeny v malém množství, ale i z velkého počtu různých syntetických organických molekul. Typickými příklady jsou zejména povrchově aktivní látky, prioritní polutanty, těkavé organické sloučeniny a zemědělské pesticidy. Přítomnost těchto látek značně komplikuje průběh čištění odpadních vod, jelikož bylo zjištěno, že některé z těchto látek jsou odolné vůči biologickému rozkladu. [7, 13]

Koncentrace jednotlivých znečišťovatelů ve vodě se vyjadřují pomocí jednotky [mg/l]. Pro identifikaci kvality a zjišťování jejich množství v odpadních vodách se používají komplexní ukazatele:

- biochemická spotřeba kyslíku (BSK)
- chemická spotřeba kyslíku (CHSK)
- celkový organický uhlík (TOC)

2.3.8.1 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)

Je významný ukazatel především pro analýzu povrchových i odpadních vod a definuje celkové množství rozpuštěného kyslíku, který je mikroorganismy spotřebováván k oxidaci biologicky rozložitelných látek ve vodě při určité teplotě po určitou dobu. BSK nám umožňuje určovat obsah biologicky rozložitelných organických látek v odpadních vodách. [15]

Existují několik různých metod pro stanovení znečišťujících organických látek ve vodě a mezi nejvíce preferovanou metodou je zředovací metoda. Hlavní cíl této metody spočívá v tom, že je zjištěna hodnota BSK₅, tj. provádí se odečtením koncentrace zkoumaného vzorku před a po 120 hodinové inkubaci při 20 °C v temné místnosti. Vzhledem k tomu, že přítomnost organických látek ve zkoumaném vzorku se může pohybovat v jakémkoliv koncentračním rozmezí, provede se zředování. Jestliže koncentrace organických látek je poměrně nízká ve zkoumaném vzorku, není zde třeba provádět ředění vzorku. Jelikož 5 dnů trvá 120

hodin, standardní test pro stanovení se zpravidla nazývá BSK5. [14, 15]

2.3.8.2 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

V podstatě test CHSK se provádí stejnou metodou jako BSK. Na rozdíl od BSK je schopna měřit celkovou spotřebu kyslíku k úplné oxidaci veškerých organických látek ve zkoumaném vzorku, včetně biologicky neodbouratelných látek. Stanovení CHSK se provádí za použití oxidačních činidel (KMnO_4 nebo $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), a následně se zjišťuje množství kyslíku v mg/l. [14]

Nejběžnější metodou stanovení CHSK je tzv. „wet chemistry method“. Nejčastěji se jedná o dvouhodinové vaření vzorku vody obsahující organické látky při vysokých teplotách a za kyselých podmínek, přičemž dichroman draselný oxiduje organické látky přítomné ve zkoumaném vzorku. Při oxidačním procesu se zúčastní i síran stříbrný (Ag_2SO_4) jako katalyzátor. Po procesu varu se měří spotřeba kyslíku pomocí počtu elektronů spotřebovaných při redukcí chromového soli (Cr^{+6}) na soli chromitého (Cr^{+3}). K tomuto měření slouží přístroj (spektrofotometr) a také jej lze stanovit pomocí titrační metody. [14, 15]

2.3.8.3 Celkový organický uhlík (TOC)

TOC obecně udává celkové množství uhlíku zastoupeného v organických sloučeninách. Někdy je považován za nespecifický indikátor kvality vody a farmaceutické čistoty výrobních zařízení. [14]

2.3.9 Mikroorganismy

Ve vodě se mohou vyskytovat různé typy mikroorganismů, zejména bakterie, které jsou nadále rozděleny do rozmanitých skupin podle svých mnohostranných vlastností. Existuje spousta odlišných či příbuzných kmenů bakterií ve všech myslitelných prostředích kolem nás, tudíž je nutné zohlednit jejich seskupení z několika hledisek. Například podle struktury buněčných stěn se dělí na grampozitivní a gramnegativní, podle způsobu výživy, vztahu ke kyslíku a metabolickým vlastnostem se dělí na autotrofní, heterotrofní, chemotrofní, fototrofní, aerobní, anaerobní, mikroaerofilní, bakterie degradující organické sloučeniny či přeměňující chemické látky [16]. Z hygienického hlediska mikroorganismy včetně bakterií, virů, prvoků a hlístů, které jsou schopné přenášet nežádoucí a toxické účinky k hostitelům s hlavním faktorem pro vznik závažných nemocí se obecně nazývají patogeny. Běžně se setkávají zástupci z patogenních kmenů ve vodním prostředí, jako jsou např. *Salmonella enterica typhi*, *Vibrio cholerae*, *Salmonella typhimurium*, *Shigella dysenteriae*, *Escherichia coli*, *S. flexneri*, *Rotaviry*, *Cryptosporidium*, *Giardia intestinalis*, *Legionela* a Viry hepatitidy A, E a F. [17]

Ústřední problematikou související s patogenními mikroorganismy při čištění odpadních vod je jejich přímá detekce a stanovení množství. Čištění je nejen nákladné a časově náročné, ale vyžaduje i speciální technické vybavení a zařízení. [18] Avšak existuje celá řada užitečných bakterií, jež svými vlastnostmi představuje nepostradatelný význam pro člověka. V některých případech je lze použít i do čistíren odpadních

vod, kde plní nenahraditelnou úlohu spočívající v jejich přeměně organického odpadu na stabilnější méně znečišťující látky. Jedná se o mikroorganismy hrající důležitou roli v rozkladu organických látek a také při odstraňování uhlíkatého znečištění koagulací. Je důležité mít na vědomí, že při čištění odpadních vod dochází za pomoci mikroorganismů k přeměně či odstraňování organické látky pomocí třech zcela odlišných procesů. Klasifikace procesů je totiž založena na tom, zda se v prostředí provozuje buď aerobní nebo anaerobní proces, nebo fotosyntetický proces. V aerobních podmínkách mikroorganismy především využívají kyslík k oxidaci organických látek, aby mohly vstřebávat energie pro údržbu a syntézu svých buněčných materiálů. Oproti tomu za anaerobních podmínek mikroorganismy získávají energie z organických látek bez potřeby kyslíku pro syntézu svých buněčných materiálů, a přitom spotřebovávají dusičnany, sírany a další akceptory vodíku. V poslední řadě fotosyntetické organismy využívají oxid uhličitý jako zdroj uhlíku, a dále i anorganické živiny a pro celou přeměnu je nezbytná účast světelné energie. [16]

2.3.10 pH

pH je v podstatě měřítkem koncentrace vodíkového iontu (H^+). pH vody hraje v chemické reakci velmi důležitou roli, poněvadž příliš vysoká nebo naopak nízká hodnota pH má výrazný vliv na mikroorganismy, což má omezující účinek pro jejich růst. Většina přírodních vod má pH mezi 6 až 8. Pro kontrolu koroze a zjištění příčin koagulace je nutné provádět pravidelně měření koncentrace vodíkových iontů vody pro stanovení pH vody ve vodárnách. Hlavním ovlivňujícím faktorem pH vody je znečištění, kterým mohou být poškozeny domácí i volně žijící zvířata a rostliny žijící ve vodě. [9]

3. TEORETICKÁ ČÁST

3.1 Moderní metody čištění odpadních vod za využití nanomateriálů, rizika použití nanomateriálů

Lidská společnost či světová stabilita je závislá na dostupnosti neobnovitelných zdrojů energie (např. olej, ropa, zemní plyn, jaderné palivo) a samozřejmě i čisté vody. Jak jsem se zmínil v předchozí části, že jen 3 % celkové vody na Zemi je vhodná k lidské spotřebě. Současně však větší část z těchto 3 %, což je okolo 68,7 % se nachází v ledovcích. Podzemní voda tedy tvoří téměř 30 % ze zbývajících sladké vody, a zároveň obsahuje mnoho anorganických a organických znečišťovatelů pocházejících ze zemědělské a průmyslové činnosti a dokonce i z likvidace domácích odpadů. Na druhé straně povrchová voda, jenž se vykytuje na Zemském povrchu ve formě jezer a řek představuje poměrně malou část z celkové vody na Zemi. Jinými slovy, jestliže si představíme, že veškerá sladká voda na Zemi je umístěna v 5-litrové nádrži, tak v tom případě dostupná čistá voda nedokáže zcela naplnit čajovou lžičku. [19]

Neustále zvyšování počtu obyvatel, intenzivní zemědělství, rychlá urbanizace, nepřetržitý růst průmyslu a další faktory s sebou přináší narůstající poptávku po pitné vodě. Mezitím v důsledku populačního růstu, globální změny klimatu, složitých průmyslových a zemědělských procesů se zhoršuje kvalita. V důsledku toho je nutné zavádění nových technologií a metod pro úpravu vody. V některých postižených chudých oblastech, zejména v rozvojových zemích, je nezbytné provést čištění odpadních vod, zde bohužel zpravidla není postavena infrastruktura vodního hospodářství. Současné metody pro distribuci pitné vody a vodohospodářské zařízení, různé čistící metody jsou v poslední době považovány za méně efektivní a zároveň jsou příliš nákladné. Většinou jsou metody a postupy při provozování čistíren odpadních vod ve vodním hospodářství zaměřené na hromadné zpracování, které je v současnosti hlavní příčinou nárůstu nákladů a neefektivnosti. Hlavním nákladovým faktorem při dodávkách upravené vody pro potřeby lidí je zpracování velkého množství vody centralizovanému čištění a následný rozvod upravené vody na velké vzdálenosti do oblastí, kde se lidé soustředí ve velkém počtu. Další nevýhodou kromě vysokých finančních nákladů je vysoká poptávka po upravených vodních zdrojích v centralizovaných čistírnách. Existuje skutečnost, že při dodávání čisté či upravené vody na velkou vzdálenosti pro veřejnou potřebu se právě zvyšuje pravděpodobnost opětovného znečištění transportované vody, a tudíž vyžadují zavádění samostatných filtrů pro domácnosti, čímž dochází k nárůstu celkových nákladů. [19, 20]

Tradiční čistící metody v podstatě můžeme rozdělit do dvou základních typů: fyzikálně separační metody (např. membránová filtrace) a tzv. chemické metody (např. chemická dezinfekce, chemické srážení atd.). Membránová filtrace tedy zahrnuje celou řadu výhod, ale hlavně se vyhýbá toxickým látkám na rozdíl od chemických metod. Hlavní nevýhodou této metody je provozování filtrů. Po delší době dojde ke kumulaci nečistot (tzv. retentáty) na povrchu membrány, tím dojde k ucpání toku odpadních vod přes membránový filtr a tím se značně snižuje jeho účinnost. Z tohoto důvodu je nutné zavést pravidelnou údržbu membránových

filtrů v průběhu jejich provozní doby. V některých případech to může vest i k výměně celého zařízení. Z hlediska k účinnosti a velikosti pórů se membránové separační procesy rozdělují na mikrofiltrace (MF), ultrafiltrace (UF), nanofiltrace (NF) a reverzní osmózu (RO). Mezitím chemické separační metody, jako jsou systémy aktivovaného kalu, fotokatalýza, adsorpce, ozonizace a ultrafialové záření zřejmě ukazují neefektivní důsledek při odstraňování široce používaných reaktivních barviv. Takto vyčištěná odpadní voda si většinou zachovává svoji původní vůni i barvu. Takto zpracovanou vodu nelze znovu použít, ale také i rozředit a vypouštět do kanalizace. Chemické metody vedou ke vzniku komplexních sloučenin a mohou nepříznivě ovlivňovat okolí. [19, 21]

Unikátní fyzikálně-chemické charakteristiky nanomateriálů jako je velký specifický povrch, mimořádná schopnost funkcionalizace ve vysokém stupni, vysoká reaktivita, afinita k specifickým cílovým kontaminantům s ohledem na jejich účinnost vůči těm kontaminantům a další jejich vlastnosti umožňují syntetizovat materiály sloužící k vytváření vynikajících adsorbentů, katalyzátorů, a senzorů. Rozvoj moderních metod čištění odpadních vod již dnes představuje nové technologie (např. nanokompozitní membrány, polymerní adsorbenty i filtry, antimikrobiální nanočástice apod.). [1]

Nanotechnologie má mnoho potenciálních aplikací v čištění odpadních vod. Použitím "funkčních nanomateriálů" lze kombinovat dva nebo více procesů. Například separace a degradace retentátu zvýšení účinnosti ze systémů čištění odpadů. Při výzkumu nanotechnologických aplikací se zaměřuje pozornost například na zvýšení trvanlivosti a možnost opětovného použití membrán. Dále jak snížit náklady na výměnu filtrů a membrán. Nanomateriály mají širokou škálu fyzikálně-chemických vlastností. Funkční nanomateriály mohou být použity k vytvoření vysoce výkonných systémů v malém měřítku nebo systémů v místě užití (point-of-use) pro zvýšení robustnosti vodovodních sítí, pro vodní systémy nenapojené na centrální síť, a pro řešení mimořádných situací po katastrofické události. V oblasti pro snímání a detekce jsou nanočástice velmi vhodné vzhledem k jejich velkým specifickým povrchům a jejich schopnosti vytvářet jednotné distribuce v tekutinách, které vedou ke zvýšené detekci organických a anorganických kontaminačních látek o koncentraci nanogramů na litr.

Nanotechnologie umožňuje rozvoj nízkonákladových kompaktních lab-on-chip senzorů. Tyto senzory mohou být použity pro on-site detekce a aplikace v dálkovém průzkumu Země. I přes nákladné počáteční nastavení, využití nanotechnologií v čištění vody je levný způsob, v dlouhodobém horizontu, z důvodu úspory nákladů na údržbu a energii. [19, 21] V níže uvedené tabulce jsou uvedeny potenciální aplikace nanotechnologií v oblasti čištění odpadních vod (ČOV), včetně využitých nanomateriálů. Avšak většina níže uvedených aplikací se stále nachází ještě ani ve fázi výzkumu.

Tabulka 2: Současné a potenciální použití nanotechnologií při čištění odpadních vod [21]

Aplikace	Nanomateriály	Žádoucí vlastnosti nanomateriálů	Dostupná technologie
Adborbce	Uhlíkové nanotrubic	Vysoký měrný povrch, vysoká absorpční schopnost, interakce CNT vůči rozmanitým kontaminantům, chemická modifikace povrchu	Prekoncentrace či Detekce kontaminantů, adsorbce obtížných kontaminantů
	Nanočástice oxidů kovů	Vysoký měrný povrch, vysoká absorpční schopnost, krátká difuzní vzdálenost, stlačitelnost bez zmenšení povrchové plochy	Adsorpční filtrační medium, fluidní lože
	Nanovlákn	Snadné opětovné použití, supermagnetické vlastnosti	Reaktivní nano-adsorbenty
Membrány a membránové procesy	Nano-Zeolity	100% molekulární síto, hydrofilnost	Vysoce propustné tenké vrstvy nanokompozitních membrán
	Nano-Ag	Silný a širokospektrální antibakteriální aktivita, nízká toxicita	Likvidace biologického znečištění z membrán
	Uhlíkové nanotrubic	Antimikrobiální aktivita, odolnost proti biologickému znečištění membrán, malý průměr, vysoká hladkost vnitřního povrchu trubic, laditelná chemie, vysoká mechanická a chemická stabilita	Membrány založené na CNT, likvidace biologického znečištění z membrán
	Akvaporin	Vysoká propustnost a selektivita	Membránový protein
	Nano-TiO ₂	Fotokatalytická aktivita, hydrofilnost, vysoká chemická stabilita	Reaktivní membrány, vysoce účinné tenké vrstvy nanokompozitních membrán
	Nanomagnety	Laditelná povrchová chemie, supermagnetické vlastnosti	Přímá osmóza
Fotokatalýza	Nano-TiO ₂	Fotokatalytická aktivita UV-zářením, ale i záření ve viditelném spektru světla, nízká toxicita pro člověka, vysoká stabilita	Fotokatalytické reaktory, solární dezinfekční systémy
	Deriváty fullerenů	Fotokatalytická aktivita ve slunečním spektru, vysoká selektivita	Fotokatalytické reaktory, solární systémy
Dezinfekce a mikrobiální kontrola	Nano-Ag	Silný a širokospektrální antibakteriální účinek, nízká toxicita pro člověka, snadné opětovné použití	POU dezinfekce vody, likvidace biologického znečištění z membrán
	Uhlíkové nanotrubic	Vysoká vodivost, antimikrobiální aktivita, tvar vláken	POU dezinfekce vody, likvidace biologického znečištění z membrán
	Nano-TiO ₂	Fotokatalytická ROS generace, vysoká chemická stabilita, nízká toxicita pro člověka, nízký náklad	POU dezinfekce vody v plném rozsahu, dekontaminace
Senzory	Kvantové tečky	Široké absorpční spektrum, jasná a stabilní emise o velikosti částic	Optická detekce
	Nanočástice ušlechtilých kovů	Plasmonová rezonance lokalizovaná na povrchu kovů, vysoká vodivost	Optická a elektrochemická detekce
	Barvivem dopované Nano-SiO ₂	Vysoká citlivost a stabilita, chemie SiO ₂ pro snadnou konjugaci	Optická detekce
	Uhlíkové nanotrubic	Velká plocha, vysoká mechanická pevnost a chemická stabilita, vynikající elektronické vlastnosti	Elektrochemická detekce, prekoncentrační technika
	Magnetické nanočástice	Chemická modifikace povrchu, supermagnetické vlastnosti	Úpravna vod, prekoncentrační technika

3.1.1 Účinek materiálů

Některé nanomateriály mají silně antimikrobiální účinky a při jejich použití nevznikají vedlejší karcinogenní látky. Jejich chování je v kapalném prostředí inertní, proto jsou dokonalou volbou při využití čištění vod a především pitných vod. V současné době není použití nanomateriálů žádnou větší novinkou. Dnes a denně se používají na běžné čištění odpadních vod či průmyslové vody s postupem zvaným nanofiltrace. Díky tomuto procesu se dají ve vodě odstranit těžké kovy, různé frakce solí, polutanty, tj. nebezpečné látky. Tento ojedinělý postup se využívá i ve spojení s fotokatalytickými účinky. Fotokatalytický jev v kombinaci s nanofiltrací je účinný pouze v případě několika vybraných látek jako jsou například titan a stříbro. Průměrně

při pokusech dochází k zachycení bakterií až k 50 % jejich celkového počtu. Samotné nanofiltry jsou vyráběny z několika materiálů, u kterých je další možnost modifikace. Existuje však další možnost, že se jako nanomateriály dají dále použít polyamid, polyuretan a polyvinylalkohol. K negativům filtrace patří rychlé zanášení technologie, což značně snižuje její účinnost. Celý problém může být vyřešen změnou hydrofobicity. [22]

3.1.2 Adsorpce

Adsorpce se běžně používá jako krok k odstranění organických a anorganických kontaminantů ve vodě a k čištění odpadních vod. Účinnost běžných adsorbentů je obvykle omezena povrchem nebo využitelností místa, nedostatkem selektivity a adsorpční kinetiky. [23] Současné výzkumné aktivity se zaměřují především na rozvoj následujících typů nanoadsorbentů:

3.1.2.1 Nanoadsorbenty na bázi uhlíku

Uhlíkové nanotrubicе (CNTs) mají mnohem vyšší adsorpční kapacitu pro některé neskladné organické molekuly, z důvodu jejich větších pórů ve svazcích a přístupnějších sorpčních míst. Ve fázi tvoří CNT volné svazky tzv. agregáty v důsledku hydrofobnosti grafitizovaným povrchem, čímž se snižuje účinná plocha. Na druhou stranu, CNT agregáty obsahují významný počet mikropórů nepřístupných pro objemné organické molekuly stejně tak, jako mnoho antibiotik a léčiv. [24]

3.1.2.2 Polymerní nanoadsorbenty

Dendrimery (makromolekuly o větvené struktuře) jsou navrženy tak, aby byly schopné vyjmout organické látky a těžké kovy. Jejich vnitřní prostředí je hydrofilní pro sorpci organických sloučenin. Zevnějšek polymerního nanoadsorbentu může být přizpůsoben pro adsorpci těžkých kovů. Jeho sorpční vlastnost je založena na vzájemném působení elektrostatické a hydrofobní interakce. Potenciál při úpravě vody v případě polymerních nanoadsorbentů může být snadno začleněn do stávajících procesů v reaktorech nebo adsorbérech. Nanoadsorbenty lze také použít v pevných nebo fluidních adsorbérech ve formě pelet, korálek nebo porézních granulí. [1, 21]

3.1.2.3 Nanoadsorbenty na bázi kovu

Oxidy kovů, jako je oxid železa, oxid titaničitý a oxid hlinitý jsou efektivními nízkonákladovými adsorbenty pro těžké kovy a radionuklidy. Sorpce probíhá především díky komplexaci mezi rozpuštěnými kovy a kyslíkem. Celý tento proces je popsán ve dvou krocích: za prvé je to rychlá adsorpce kovových iontů na vnějším povrchu a druhým krokem je následně pomocí limitující rychlosti provedena difúze podél mikroporézní stěny. [23] Nanočástice na bázi kovu mají vyšší adsorpční kapacitu a rychlejší kinetiku vzhledem k vyššímu měrnému povrchu, kratší difúzní vzdálenost a větší počet povrchových reakčních míst jako jsou rohy, hrany, a volná místa. [1] Mezi nanoadsorbenty na bázi kovu spadají níže uvedené materiály

(viz tabulka č. 3).

Tabulka 3: Vlastnosti a aplikace nano-kovů (resp. nano-oxidy kovů) [23]

Nano-kovy a nano-oxidy kovů	Vlastnosti		Aplikace
	Pozitivní	Negativní	
Nano-Ag a nano-TiO ₂	Nano-Ag: Baktericidní, nízká toxicita pro člověka, Nano-TiO ₂ : vysoká chemická stabilita, dlouhá životnost	Nano-Ag: Omezená trvanlivost Nano-TiO ₂ : Vyžadování UV aktivace	Dezinfekce vody v místě užití (point-of-use), odstranění biologické znečištění, dekontaminace organických sloučenin
Magnetické nanočástice(Fe ₃ O ₄)	Jednoduchá obnova působením magnetického pole	Nutná stabilizace	Sanace podzemních vod
Nano-nulmocné železo	Vysoká reaktivita	Nutná stabilizace (povrchová modifikace)	Sanace podzemních vod (chlorovaný uhlovodík, chloristany)

3.1.3 Membránové procesy

Základním cílem úpravy vody je odstranit nežádoucí složky z vody. Membrány poskytují fyzickou překážku na základě jejich velikosti, což umožňuje použití nekonvenčních zdrojů vody. Hlavní výzvou technologií membrán je neodmyslitelný kompromis mezi selektivitou a propustností. [21] Vysoká spotřeba energie je významnou překážkou k širokému použití membránových procesů poháněných tlakem. Zanášení zvyšuje spotřebu energie a snižuje životnost membrán. Začlenění funkčních nanomateriálů do membrán nabízí skvělou příležitost ke zlepšení průchodnosti membrán, odolnosti proti zanášení a mechanické či tepelné stabilitě, a dále umožňuje vytvořit nové funkce těchto membrán, které slouží k rozkladu kontaminantů a samočištění. [23]

3.1.3.1 Membrány

Elektrostatické nanovláknenné membrány jsou jednoduchým, efektivním a levným způsobem, jak ultra jemná vlákna vyrobená z různých materiálů (např. polymery, keramika, nebo dokonce kovy) používat při čištění odpadních vod. Ačkoliv nanovláknenné membrány byly komerčně využívány pro filtraci vzduchu, jejich potenciál v úpravě vody je stále z velké části nevyužitý. Nanovláknenné membrány mohou odstranit částice o velikosti mikronů z vodné fáze s vysokou mírou zachycení bez výrazného znečištění. [25]

Mnohé biologické membrány jsou vysoce selektivní a propustné. Aquaporiny (integrální membránové proteiny) jsou proteinové kanály, které regulují tok vody přes buněčné membrány. Díky jejich vysoké selektivitě a propustnosti se jejich použití v polymerních membránách stává atraktivním postupem ve zlepšování výkonnosti membrán. [21]

Mnohé studie se v poslední době zaměřují na vytváření multifunkčnosti. Existuje možnost, že přidáním nanomateriálů do polymerní či anorganické membrány lze posílit účinek membrán. Nanomateriály používané v takových aplikacích jsou nanočástice oxidu hydrofilních kovů (např. Al_2O_3 , TiO_2 , a zeolit), antimikrobiální nanočástice (např. nano-Ag a uhlíkové nanotrubičky CNTs), a fotokatalytické nanomateriály (např. bi-kovové nanočástice, TiO_2). Hlavním cílem přidání nanočástic hydrofilního oxidu kovu do polymerních ultrafiltračních membrán je snížení zanášení a zvýšení hydrofilnosti povrchu membrán. [19]

Vývoj tenkovrstvých nanokompozitních (TFN) membrán se zaměřuje především na začlenění nanomateriálů do aktivní vrstvy tenkého filmu kompozitu (TFC) membrány prostřednictvím dopingu v odlitku. Nanomateriály, které byly prozkoumány pro takové aplikace, zahrnují nano-zeolity, nano-Ag, nano- TiO_2 a uhlíkové nanotrubičky (CNTs). Nano-zeolity jsou nejčastěji používanou přísadou v TFN a prokázalo svůj potenciál při zvyšování permeability membrán. Přidáním nano zeolitů vede k propustnější, negativně nabitě a tlustší polyamidní aktivní vrstvě. Předpokládá se, že malé hydrofilní póry nano-zeolitů vytvoří preferenční cesty pro vodu. [21, 23]

3.1.4 Fotokatalýza

Fotokatalytická oxidace je pokročilý oxidační proces odstraňování stopových nečistot a mikrobiálních patogenů. Tento proces je užitečný pro předčištění nebezpečných a biologicky nerozložitelných kontaminantů a pro zvýšení jejich biologické rozložitelnosti. Fotokatalýza může být také použita jako krok k rozštěpení vzdorující organické sloučeniny. Hlavní překážkou pro její širší uplatnění je pomalá kinetika, vzhledem k omezenému světla-fluence a fotokatalytické aktivity. Současný výzkum se zaměřuje na zvýšení fotokatalytické reakční kinetiky a foto aktivní rozsah. [21]

3.1.4.1 Optimalizace nanofotokatalyzátoru

TiO_2 je nejrozšířenější polovodičový fotokatalyzátor a jeho fotokatalytické vlastnosti se řadí mezi nejdokonalější při čištění odpadních vod kvůli jeho nízké toxicitě, chemické stabilitě, nízkým nákladům a četnosti využití jako suroviny. Při pohlcení UV fotonu vytvoří pár elektron/díra (e^-/h^+), který později buď migruje na povrch a vytváří reaktivní formy kyslíku (ROS), nebo projde nežádoucí rekombinací. Velikost TiO_2 hraje důležitou roli v jeho přeměně pevné fáze, sorpci, a dynamice e^-/h^+ . Jeho modifikace jsou v krystalickém stavu rozděleny do tří částí: rutil, anatas a brookit. Mezi krystalické struktury TiO_2 , ke kterým patří rutil, je nejvíce pro částice větší než 35 nm. Zatímco anatas, který je více účinný při produkci ROS, je nejvíce stabilní pro částice menší než 11 nm. Hlavní příčinou pomalé reakční kinetiky TiO_2 fotokatalýzy je rychlá rekombinace e^-/h^+ . Snížení velikosti částic TiO_2 snižuje objem rekombinací a zvyšuje mezipovrchový přenos nosiče náboje. Nicméně, když se velikost částic sníží na několik nanometrů, povrchová rekombinace dominuje a tím snižuje fotokatalytickou aktivitu. [26]

Jeho aplikace do kapalného prostředí se realizuje ve formě suspenze, jelikož samotný oxid titaničitý není ve vodě rozpustný, popřípadě ve formě nátěru. Modifikace TiO_2 v podobě anatasu; anatas se po určité době ozáření a ve styku s vodou chová jako maker (OH^*) radikálů. Mezi hlavní faktory ovlivňující fotokatalytické působení titanu je účinná vzdálenost. Hydroxylové radikály mají poločas rozpadu cca. 10 mikrosekund, proto mohou urazit jen krátkou vzdálenost, která je definována na několik mikrometrů. K dalším faktorům ovlivňující fotokatalytické účinky patří zdroj světla a samotné vlastnosti vody, jako je například teplota vody. Bylo zjištěno, že TiO_2 vykazuje výrazný účinek v procesu rozkladu organických látek a proto jej využívá především pro zneškodnění organických látek. [1, 22]

3.1.5 Dezinfekce a mikrobiologická kontrola

V současné době je dobře známo, že konvenční dezinfekční prostředky mohou tvořit toxické vedlejší produkty dezinfekce (např. halogenované vedlejší produkty dezinfekce, karcinogenní nitrosaminy, bromičnan apod.). UV dezinfekce se ukázala jako alternativa pro oxidační dezinfekci, díky minimální produkci vedlejších produktů dezinfekce (DBPs), zatímco vyžaduje vysokou dávku pro určité viry (například adenoviry). Tato omezení vyvíjejí tlak na rozvoj alternativních metod, které mohou zvýšit odolnost dezinfekce, přičemž se zabrání (DBP) formace. Mnoho nanomateriálů, včetně nano-Ag, nano-ZnO, nano- TiO_2 , nano- Ce_2O_4 , uhlíkové nanotrubičky (CNT) a fullereny, vykazují antimikrobiální vlastnosti bez silné oxidace, a proto mají menší tendenci tvořit (DBPs). [27]

3.1.5.1 Antimikrobiální mechanismy

Chitosany, peptidy, nano-Ag, TiO_2 nanočástice, ZnO nanočástice a uhlíkové nanotrubičky (CNTs) jsou považovány za hlavní antimikrobiální nanomateriály, na kterých jsou založeny jejich vlastní antimikrobiální mechanismy. Mechanismus antimikrobiálního peptidu spočívá ve vytváření kanálu v nanoměřítku, což vede k osmotickému kolapsu v bakteriální buněčné membráně. Antimikrobiální vlastnosti přírodního peptidu a chitosanu byly vysvětleny různými mechanismy. Jeden z těchto mechanismů navrhuje vysvětlení, že při reakci pozitivního náboje chitosanu se záporně nabitou buňkou bakteriálních membrán, dochází k zvyšování propustnosti membrán a eventuálním prasknutím, což vede k úniku intracelulárních komponent. Jiný mechanismus navrhuje vysvětlení, že chitosan proniká do buněčné stěny nasedajících na buněčné membrány a tím se následně váže na DNA a inhibuje syntézu RNA v buňkách. [19]

Nano-Ag je v současné době nejrozšířenější antimikrobiální nanomateriál. Jeho silná antimikrobiální aktivita, široké antimikrobiální spektrum, nízká toxicita pro člověka, a snadnost použití jsou zásadní vlastnosti. Ionty stříbra se mohou vázat do thiolové skupiny jako životně důležité proteiny, což vede k poškození enzymu. Bylo zjištěno, že ionty stříbra mohou zabránit replikaci DNA a vyvolávat strukturální změny v buněčné stěně. [28]

Uhlíkové nanotrubičky (CNT) zabíjí bakterie tím, že způsobí fyzické narušení buněčné membrány,

oxidační stres, nebo narušení specifického mikrobiálního procesu přes oxidační složky. Cytotoxicita uhlíkových nanotrubic (CNT) silně závisí na jejich fyzikálně-chemické vlastnosti. Krátké, rozptýlené, a kovové CNT s malými průměry jsou více toxické. [19]

3.1.6 Snímání a monitorování

Ústředním problémem čištění odpadních vod je monitorování kvality vody v důsledku velmi nízké koncentrace některých kontaminujících látek a nedostatečných rychlostí detekce patogenů. [21]

3.1.6.1 Detekce patogenu

Detekce patogenu má zásadní význam v oblasti ochrany veřejného zdraví. Konvenční indikační ukazatele, jako jsou koliformní bakterie, jsou pomalé metody a nedokáží sledovat výskyt některých rizikových nebo nově vznikajících patogenů, včetně virů (hepatitida A a E), bakterií a prvoků. Detekce patogenu je klíčovým prvkem diagnózy, která je založena na dezinfekci vody. Aktivní výzkum se podílí na vývoji nanomateriálů umožňující senzory patogenu. Tyto snímače se obvykle skládají ze tří hlavních složek: látky, nanomateriály a signální transdukce mechanismu. Citlivost a odezva je dosažena přenosem signálu nanomateriálů. [21]

Nanomateriály zlepšují citlivost a rychlost detekce pro dosažení multiplexní detekce na základě jejich fyzikálně-chemických vlastností. Nejčastěji používané nanomateriály pro detekci patogenů a kontaminantů jsou magnetické nanočástice, kvantové tečky (QDs), drahé kovy a uhlíkové nanotrubice (CNTs). Magnetické nanočástice a uhlíkové nanotrubice (CNTs) byly rozsáhle studovány na koncentraci vzorku a čištění. Kvantové tečky (QDs) jsou fluorescenční nanokrystaly polovodičových materiálů (např. CdSe), jehož elektronické vlastnosti jsou závislé na velikosti a tvaru jednotlivých krystalů. QD částice menších velikostí mají širší mezery a proto potřebují více energie a emitují světlo s kratší vlnovou délkou. Kvantové tečky (QDs) mají širší absorpční spektrum, ale úzké a stabilní fluorescenční emisní spektrum. Kvantové tečky (QDs) jsou obzvláště vhodné pro multiplexní detekci za použití jednoho excitačního světelného zdroje. [29]

3.1.6.2 Detekce nečistot

Uhlíkové nanotrubice (CNTs) mají velký potenciál pro životní prostředí. Nabízejí totiž vysokou adsorpční kapacitu a výtěžnost. Jde především o analýzu stopových kovů nebo organicky znečišťujících látek. Uhlíkové nanotrubice (CNTs) byly rovněž značně studovány pro zkoncentrování různých organických sloučenin, z nichž mnohé byly provedeny ve vzorcích vody. V důsledku adsorpce nabitých druhů k uhlíkovým nanotrubicím (CNTs) dochází k změně vodivosti, a tím poskytují základ pro korelaci mezi koncentrací stanovované složky a aktuálním kolísáním. Další nanomateriály, jako je nano-Au a kvantové tečky (QDs) mají rovněž dobrý potenciál. Nano-Au byla použita k detekci pesticidů na ppb úrovni, což bylo již stanoveno za použití kolorimetrického stanovení. [21]

3.2 Rizika využití nanotechnologií při čištění odpadních vod

Nanomateriály přinášejí obrovské přínosy v mnoha oborech lidské činnosti, stejně tak mohou představovat environmentální a zdravotní rizika. Je ovšem nutné dbát obzvláště velké pozornosti na to, aby byly prostudovány potenciální rizika jednotlivých nanomateriálů včetně možnosti redukce jejich rizik, před jejich uplatněním ve všech dostupných aplikacích. Zdroje emitující nanomateriály lze rozdělit na procesy přírodní nebo antropogenní, z nichž se vznikající nanomateriály mohou spontánně uvolňovat do ovzduší, vody a půdy. Mezi největší zdroje nanočástic patří především spalovací motory, tryskové motory, emise z elektráren spalujících uhlí a spalovny odpadu. Je však třeba brát zřetel na to, že existuje i značná pravděpodobnost úniku nanočástic z výroby uměle připravených nanomateriálů jako jsou fullereny, uhlíkové nanotrubic (CNTs), nanočástice kovů (Au, Ag, Cu, Fe...) a oxidy kovů (TiO₂, MnO, ZnO, Fe₂O₃, CuO). [30, 31]

3.2.1 Toxicita nanomateriálů

Vzhledem k specifickým vlastnostem nanomateriálů lze očekávat celou řadu nežádoucích účinků na lidské zdraví, které mohou být velmi komplexní. Jeden ze zásadních faktorů pro posouzení toxicity nanočástic vůči organismu je druh expozice, a to přesněji způsob vstupu do organismu. Podle druhu expozice nanočástic se dělí na inhalační (dýchací systém), perorální (požití potravy), dermální (pokožka) a intravenózní (poškozené tkáně). Inhalační expozice je ve srovnání s ostatními nejvýznamnější cestou pro vstup nanočástic do organismu, neboť malá velikost a nízká hmotnost nanomateriálů napomáhají jejich suspendování do ovzduší. Z toho důvodu inhalace nebiologických částic je hlavní příčinou řady plicních onemocnění, přičemž toxicita vdechovaných částic závisí na jejich rozměru, vlastnostech povrchu, složení a délce expozice. [32]

Na základě studia toxicity některých nanočástic (TiO₂, Ag, Al, ZnO) včetně imunotoxicity, genotoxicity, reprodukční toxicity a interakce s buňkou bylo zjištěno, že nanočástice vyvolávaly oxidativní stres s následným poškozením buněk, fragmentací DNA a vznik reaktivních forem kyslíku. Existuje i skutečnost, že nanočástice se snadno dostávají do lymfatického a krevního systému. V případě proniknutí nanomateriálů do krevního oběhu, mohou být i nadále transportovány do všech orgánů a tkání těla – sleziny, jater, ledvin, mozku, kostní dřeně a nervového systému. [31]

Nanočástice TiO₂ a ZnO jsou známé svou mimořádnou fotoaktivitou, poškozují však DNA a vytvářejí vysoce reaktivní kyslíkové radikály, jež způsobují chronické záněty především v plicích, ale dokonce i v játrech nebo ledvinách. Uhlíkové nanotrubic (CNTs) se obecně rozdělují podle struktury na jedno či vícestěnné. Vzhledem k jehlovitému tvaru mohou napodobovat vlastnosti azbestu, neboť zejména u vícestěnných uhlíkových nanotubic (MWCNT) je značné podezření na rakovinotvornost, vyvolání fibrózy a mesotheliomy. Kromě toho bylo rovněž prokázáno, že uhlíkové nanotrubic (CNTs) vykazují silné genotoxické účinky při určitých koncentracích. [31]

3.2.2 Ekotoxicita nanomateriálů

Lidská znalost o ekotoxických účincích nanomateriálů se stále nacházejí ve fázi výzkumu, neboť jejich doposud získané poznání jsou značně omezené. Z pohledu toxicity nanomateriálů ve vodním prostředí se studuje především jejich vliv na vodní organismy včetně bakterií, korýšů, sladkovodních řas a ryb. V případě vyskytnutí nanočástic ve vodě je jejich přímo působení na lidi téměř nemožné, avšak existuje možnost orálního příjmu nanočástic prostřednictvím konzumace ryb. Mezi nejčastěji používané nanomateriály patří především nano-TiO₂, nano-Ag, nano-ZnO, uhlíkové nanotrubičky (CNTs), kvantové tečky a fullereny, u nichž je věnována pozornost jejich toxickým účinkům na bakterie *Escheria coli*, *Bacillus subtilis*, cyanobakterie (fytoplankton), sladkovodní korýše (*Daphnia magna*, *Thamnocephalus platyurus*) a sladkovodní mikroskopické řasy (*Desmodesmus subspicatus*, *Pseudokirchnerella*). [23]

Například stříbrné nanočástice (nano-Ag) jsou známy svými silnými antimikrobiálními vlastnostmi, tudíž ohrožují téměř všechny bakterie včetně prospěšných bakterií, které jsou zodpovědné za degradaci organické hmoty v čistírnách odpadních vod. Z různých výzkumů týkajících se negativního účinku nano-TiO₂ a fullerenů na vodní organismy, bylo prokázáno, že jejich zásadní nevýhodou je pokles reprodukce *Daphnia* (Hrotnatka), patologické změny na žábry, změna pohlaví u ryb a snížená životaschopnost fotosyntetizujících řas v důsledku stínění. [23, 31]

Kvantové tečky (CdSe/ZnS) a uhlíkové nanotrubičky (CNTs) mohou pronikat do nervové soustavy některých vodních živočichů a způsobit oxidativní stres, čímž dojde k akumulaci peroxidativních produktů a produkci volných radikálů. Bylo zjištěno, že ve vodě rozpustné kvantové tečky při jejich zvýšené koncentraci vykazují výraznější cytotoxicitu na mnohobuněčné zelené řasy. Ovšem i zde je potřeba brát na vědomí, že délka expozice je hlavním faktorem pro hodnocení vybraných nanočástic. Např. u nano-TiO₂, toxicita po 48 hodinové expozici byla nižší pro *Daphnia magna*, ale byla identifikována vysoká toxicita, když se délka expozice prodloužila na 72 hodin. [23]

3.2.3 Rizika při použití nanovláken

Nanovlákná našly své uplatnění v mnoha oblastech lidského života, jako jsou biomedicína, tkáňové inženýrství, potravinářský průmysl a životní prostředí (např. čištění odpadních vod). Nanovlákná a nanovláknenné materiály jsou poměrně nové technologie, nejsou s nimi dlouhodobé zkušenosti a neexistují konkrétní standarty či jednoznačné normy, jak mohou být nanovlákná nebezpečná pro zdraví člověka a pro životní prostředí (akutní toxicita pro vodní prostředí). Existuje tedy určitá pravděpodobnost, že při silném mechanickém působení může dojít k shluknutí nanovláken a dokonce i k odtržení/roztržení nanovláknenných vrstev (z podkladu či od sebe navzájem), i když každé nanovlákná má místa překřížení s jinými nanovlákná, což zabraňuje jednoduchému úniku jednotlivých vláken ze struktury. [32]

V důsledku této skutečnosti vyplývá podezření na neočekávané nežádoucí účinky polymerních

i anorganických nanovláken v případě jejich dopadů na životní prostředí jako např. příjem u vodních organismů a rostlin, pravděpodobný dopad na pitnou vodu, možné uvolňování do vzduchu a jejich následné případné vdechnutí. Jelikož tvar nanomateriálů má přímý vliv na kinetiku depozice a mechanismus buněčného poškození jakéhokoliv organismu, některá nanovlákná obdobně jako uhlíkové nanotrubičky vykazují stejný tvar, jaký mají azbestová vlákna. Ta vyvolávají především poškození plicních buněk včetně karcinogenity a genotoxicity. Přičemž délka a průměr vláken zde hrají důležitou roli, znamená to, že jejich identičnost s azbestovými vlákny je klíčovým faktorem patologického chování vláknitých nanomateriálů. [32, 33]

Z nedávné studie na Edinburské univerzitě potvrdily, že delší stříbrná nanovlákná způsobily silnější zánětlivou reakci v plicních buňkách myši v důsledku frustrované fagocytózy a snížení funkčních schopností makrofágu. Pokud jde o nanovlákná o délce menší než 5 μm , tak se nanovlákná snadno odstraňují prostřednictvím alveolárních makrofágů. Avšak jestli průměr vlákna je příliš malý, může vést k interakci vlákna s epitelovými buňkami a následně mohou získat i přístup do krevního oběhu a lymfatického systému. Studie prokázala, že tenká a dlouhá nanovlákná vykazují ještě tendence k proplétání, kroucení, a tudíž mohou přinést závažné komplikace díky své hydrofilitě a povrchové aktivitě. [34]

4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

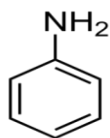
4.1 Metody a materiály

4.1.1 Použité chemikálie

Anilin ($C_6H_5NH_2$), Hydrogenfosforečnan draselný (K_2HPO_4), Chlorid sodný (NaCl)

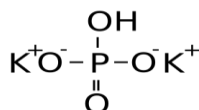
Anilin - Anilin nazývá se také aminobenzen, benzenamin nebo fenylamin, je toxická organická sloučenina a vykazuje zásaditou reakci. Anilin se skládá z fenylové skupiny vázané na aminoskupinu, je tudíž typický aromatický amin. Jeho hlavní použití je v současnosti jako chemické prekurzor pro výrobu polyuretanu a dalších průmyslových chemikálií. Další uplatnění však má při výrobě 4,4'-methyldianilinu a souvisejících sloučenin, které vznikají kondenzací s formaldehydem. Má velký význam v oblasti výroby umělých barviv, výbušnin, pesticidů, gumy a pigmentů. Některá důležitá léčiva jako je paracetamol, acetaminophen, tylenol podle své chemické struktury patří mezi deriváty anilínu. V menším měřítku se také anilin používá k výrobě přirozeně vodivých polyanilinů. V ČR se vyrábí anilin v areálu v Ostravě (Borsod Chem MCHZ, s.r.o.) a používá se např. jako součást výrobního procesu difenylguanidinu a cyklohexylaminu v Lučebních závodech (Draslovka a. s. Kolín). [35]

V přírodě se přednostně vyskytuje v černouhelném dehtu, patří mezi těžce rozpustné látky ve vodním prostředí, ale rozpouští se v organických rozpouštědlech. Zatímco ve vodě převážně dochází k vazbě na pevné částice i sedimentaci. Některé aerobní i anaerobní mikroorganismy ve vodě dokážou rozkládat anilin, případně i další organické látky. Bylo také zjištěno, že některé druhy nižších hub se svými metabolickými vlastnostmi jsou schopny degradovat anilin. Anilin je ovšem velmi škodlivý na lidské zdraví, jehož toxicita se projevuje především při vdechování, požití a vstřebáním kůží. Má přímý vliv na transportní proteiny jako je hemoglobin a methemoglobin, které slouží k vlastnímu přenosu kyslíku v lidském těle. V případě velkého množství anilinu dochází k nedostatečnému okysličování krve v plicích, tudíž může v extrémním případě vést až ke smrti. V posledních letech se světové organizace zaměřují na odstraňování anilinu ze životního prostředí, zejména z oblasti zdrojů podzemních i povrchových vod. Existuje mnoho metod a programů týkající se odstraňování či snížením anilinu ve vodě, ale biologické metody se v poslední době začaly více uplatňovat, jelikož jsou považovány za ekologicky šetrné a ekonomicky výhodné. [36]



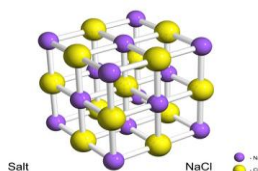
Obr 1: anilin [37]

Hydrogenfosforečnan draselný - Hydrogenfosforečnan draselný ((ortho)fosforečnan draselný) je anorganická sloučenina vyznačující se dobrou rozpustností ve vodě. Jde o sůl, jež se často používá jako hnojivo, potravinářská přídatná látka a pufrovací činidlo. Hydrogenfosforečnan draselný je obvyklým zdrojem fosforu a draslíku. Hydrogenfosforečnan draselný našel své uplatnění i ve výrobě tlumivého roztoku a má také uplatnění při výrobě tryptikázo-sójového agaru, který slouží pro kultivace bakterií. Proto hydrogenfosforečnan draselný z hlediska jeho nasazení v procesech biologického čištění lze definovat jako živina pro bakterie. [38]



Obr 2: Dihydrogenfosforečnan draselný [38]

Chlorid sodný – Chlorid sodný také známý jako sůl nebo kuchyňská sůl, je iontová sloučenina označující se chemickým vzorcem (NaCl), což představují ekvivalentní příspěvek sodíkových a chloridových iontů v poměru 1:1. Vyznačuje se dobrou rozpustností ve vodě, je hlavní příčinou slanosti mořské vody i extracelulární tekutiny u mnoha mnohobuněčných organismů. Jedná se o sloučeninu, která představuje přibližně 85% soli mořské vody. [39] Velké množství chloridu sodného se používá v mnoha průmyslových procesech. Je též používán jako surovina či hlavní zdroj sodíkových a chloridových sloučenin pro řadu chemických syntéz. Kuchyňská sůl má velký význam v oblasti potravinářství jako koření a konzervační prostředek. Další jeho uplatnění se nachází v zimní údržbě komunikací, kde realizují odmrazovací účinek. [40]



Obr 3: Chlorid sodný [41]

4.1.2 Odpadní voda a použité metodiky pro její hodnocení

Odpadní voda – Pro laboratorní verifikace vyvíjeného nanovláknenného nosiče sloužil modelový případ znečištění odpadní vody s obsahem anilinu jako hlavního C-zdroje. Jedná se o typ odpadní vody, jež se vyznačuje případem extrémního znečištění organickými látkami o vysoké salinitě.

V rámci bakalářské práce vzhledem k laboratornímu provozu byla využita modelová odpadní voda s obsahem pouze anilinu (500 – 2000 mg/l) o extrémně vysoké salinitě (až 25 g/l RAS). Během laboratorního provozu se pravidelně každý týden připravoval zásobní roztok obsahující anilin o koncentraci 2040 mg/l a chlorid sodný (NaCl) o koncentraci 25 g/l (za účelem dodržovat stabilní salinitu v reaktoru), rovněž byly přidány živiny pro růst bakterií, a to přesněji hydrogenfosforečnan draselný (K_2HPO_4) o koncentraci 150 mg/l.

Chemická spotřeba kyslíku (CHSK) - Je v podstatě komplexní ukazatel vyjadřující kvalitu vody a určuje celkové množství veškerých organických látek ve zkoumaném vzorku, jak již bylo zmíněno v kapitole 2.3.8. Při laboratorní analýze vody, přesněji pro přesnější detekce koncentrace anilinu s ohledem na identifikace limitních stavů biofilmového reaktoru byly použity kyvetové testy HACH-LANGE dle měřeného rozsahu LCK 314 (15 – 150 mg/l O_2) a LCK 414 (5 – 60 mg/l O_2).

Kyvetové testy HACH-LANGE pro stanovení CHSK jsou založeny na principu „wet chemistry method“, která je podrobně popsána v kapitole 2.3.8. Podle návodu použití LCK 314 a LCK 414 vždy byly nadávkovány 2 ml vzorku (případně ředěného vzorku) do kyvety, zároveň kyvetové testy vyžadovaly důkladné protřepávání před a po nadávkování vzorku, ale také i před jejich vlastním měřením. Další krok pro stanovení CHSK spočíval v oxidaci anilinu dichromanem draselným za přítomnosti katalyzátoru (Ag_2SO_4) v silně kyselém prostředí. Upravené vzorky byly ponechávány v topném hnízdě při teplotě 148 °C po dobu 2 hodin. V posledním kroku kyvetové testy byly automaticky vyhodnocovány pomocí čárových kódů na kyvetě, a to ve spektrofotometru DR 6000. (zdroj: Informační leták ke kyvetovým testům Hach-Lange)

Celkový Fosfor - Zjišťování celkového množství fosforu bylo prováděno metodou hodnocení celkového fosforu ve vodě, a tedy při laboratorní analýze byl použit kyvetový test LANGE LCK 349 s měřicím rozsahem (0,15 – 3,50 mg/l P_2O_5). Fosfor celkový LCK 349 funguje na principu chemické reakce, kde fosfátové ionty reagují s ionty antimonylu i s molybdátem v silně kyselém prostředí za vzniku antimonylfosfomolybdátového komplexu. Takto vzniklý komplex je nadále zredukován na fosfomolybdénovou moď za použití kyseliny askorbové. Pracovní rozsah této metody zahrnuje vodu, odpadní vodu, vodu v kotlích, a analýzu procesů. Pro dosažení přesnějších výsledků se pH vzorku musí nacházet v rozmezí od 2 do 10 a teplota vzorku musí být udržována v rozmezí 15 – 25 °C. (zdroj: Informační leták ke kyvetovým testům Hach-Lange)

Absorpční spektrofotometrie – Absorbance je bezjednotková veličina, jež udává míru snížení původní intenzity monochromatického světla procházejícího přes zkoumaný vzorek, rovněž i přímo úměrná koncentraci absorbující látky ve zkoumaném vzorku. [42] Absorpční spektrofotometrie je moderní nedestruktivní metoda, která umožňuje především měřit koncentraci látek ve vzorku na základě pohlcování světla v širokém rozsahu vlnových délek. Pro tuto metodu se používají přístroje, které jsou schopny přesně nastavit určitou vlnovou délku monochromatického světla, nazývají se spektrofotometry. Spektrofotometry představují nejen měření absorbance, nýbrž i širokou škálu různých měření pro laboratorní analýzy vod, jako je např. vyhodnocování květových testů různých výrobců. [43]

V rámci praktické části byl použit moderní typ spektrofotometru (UV-VIS spektrofotometr HACH DR 6000 s RFID), při vlnové délce 420 nm (světelný zdroj světla deuterium-wolframová lampa) a s použitím 1 cm skleněné květy. [44]

Měření pH – Měření pH je nezbytným pracovním úkonem při monitorování vod. Podrobný popis pH je uveden v kapitole 2.3.10. Pro udržování vhodného prostředí v reaktoru pro optimální vývoj bakteriálního biofilmu bylo prováděno měření pH. Zároveň se umožňuje kontrolovat, zdali nedochází k nitrifikaci a tím pádem ke snižování pH. Při laboratorní analýze vody se běžně používají potenciometrické měření pH, což je založeno na principu galvanického článku se skleněnou indikační elektrodou. K dispozici je pH-kombinovaná elektroda SenTix 41 s gelovým elektrolytem i teplotním čidlem NTC, představuje totiž mechanickou odolnost, lepší stabilitu a široký rozsah měření (0 – 14 pH). [45]

Měření vodivosti – Vodivost je fyzikální veličina, jež měří koncentraci disociovaných iontů ve zkoumaném vzorku. V podstatě se jedná o veličinu udávající informaci o celkovém obsahu solí. Dalším důležitým měřením při laboratorní analýze vody bylo sledování vodivosti, zda nedochází k nadměrnému vyplavování solí, či naopak zasolování reaktoru, což by mohlo ovlivnit bakterie z hlediska osmotického tlaku. Měření bylo prováděno s využitím analytické metody tzv. konduktometrie, která je založená na elektrodovém ději, a tedy vodivostní sonda tvoří elektricky izolovaná i neizolovaná sonda. K dispozici je sonda konduktivity Tetra Con 325 s vestavěným teplotním čidlem i vodotěsným konektorem. [45]

WTW Multimetr – K měření vodivosti a pH sloužil víceparametrový laboratorní přístroj inoLab® Multi 9310, což představují nejmodernější technologie IDS (Inteligentní digitální senzory), které se připojí ke vstupům přístroje. IDS umožňuje provádět nejen měření pH a vodivost, ale také měření kyslíku, všechny senzory mohou být připojeny současně. WTW Multimetr obsahuje mini USB, lze tak stáhnout veškerá naměřená data do PC a nadále zpracovat např. v Microsoft Excel. [45]

4.1.3 Mikroorganismy a použité metodiky pro jejich hodnocení

Mikroorganismy – V bakalářské práci byl použit bakteriální kmen rodu *Rhodococcus erythropolis*. *Rhodococcus* je rod aerobní, nesporeující a Gram-pozitivní (úzce souvisí s *Mycobacterium* a *Corynebacterium*). Bylo zjištěno, že je schopen prosperovat v široké škále prostředí, včetně půdy, vody, je zdrojem enzymů nitrilhydratázy a amidázy katalyzujících konverze nitrilů a amidů, proto *Rhodococcus* vykazuje vynikající vlastnosti, spočívající v schopnosti metabolizovat škodlivé, především organické a anorganické látky. Další výhodou je jeho schopnost katabolizovat širokou škálu sloučenin, zejména aromatické substráty. *Rhodococcus* má také vysokou odolnost při velkých změnách teploty a schopnost přizpůsobovat se vysoké salinitě. *Rhodococcus erythropolis* má ve srovnání s jinými bakteriemi lepší schopnost tvorby biofilmu. [46]

Hodnocení sušiny v roztoku – Stanovení bakteriální sušiny je jedna ze základních metod pro vyhodnocení růstu mikroorganismů čili stanovení biomasy mikroorganismů. Sušina je v podstatě zbylá hmotnost zkoumaného vzorku po odstranění vody sušením. [47] Princip metody v rámci laboratorního provozu spočíval ve srovnání hmotnosti vysušeného filtru a filtru před sušením, kde na filtru byl zfiltrovaný sledovaný vodný vzorek. Připravený filtrační papír byl zvážen spolu s hodinovým sklíčkem na elektronické váze, zde označena jeho hmotnost jako (m_1). Poté byl odebraný vzorek suspenze z reaktoru (o daném objemu) přefiltrován filtrační aparaturou přes předem zvážený filtr. Nakonec byl filtr se zachycenými mikroorganismy sušen spolu s hodinovým sklíčkem při teplotě 105 °C po dobu 2 hodin, zde označena jeho hmotnost jako (m_2). Z rozdílu hmotností ($m_2 - m_1$) byla určována hodnota bakteriální sušiny v gramech.

Hodnocení sušiny na nosiči – Podstatou stanovení sušiny na nosiči je odstranění kolonizované bakteriální populace od využitého nosiče a následně z rozdílu hmotností nosiče s biomasou (m_1) a bez biomasy (m_2) se vypočítá hmotnost upoutané biomasy na nosiči v gramech. Pro odstranění odpařitelných látek z vzorku jsme provedli obdobný postup jako u hodnocení sušiny v roztoku, kde vzorky byly sušeny v sušárně při teplotě 105°C po dobu 2 hodin. Obecně lze pro vymývání či odstranění upoutané biomasy z nosiče využít dva různé přístupy. První přístup spočívá v oplachování nosiče proudem vody, ale z hlediska odstraňování biomasy je méně účinné než druhý přístup, který je založen na principu využití chrom-sírové směsi. Chrom-sírová směs (směs dichromanu draselného a kyseliny sírové) díky svým chemickým vlastnostem velmi účinně vymývá biomasu na povrchu nosiče, avšak působí poškození nanovrstev. [49] V našem případě jsme využili chrom-sírovou směs, jelikož primárním cílem naší měření bylo stanovit veškeré vázané mikroorganismy na nanovlákněném nosiči.

Hodnocení kolonizace – Jednou z důležitých částí laboratorního provozu je využití analýzu obrazu k hodnocení bakteriálního biofilmu na nanovlákněných nosičích. [48, 49] Pro zachycení obrazu biofilmu na nosiči jsou k dispozici optický mikroskop (Olympus BX51M), fotografická zařízení (snímací kamera, digitální zrcadlovka Olympus) a PC, jenž byl vybaven speciálním softwarem (QuickPHOTO MICRO 2.3).

Obrazová analýza umožňuje sledovat nárůst biofilmu, přesněji růst jeho plochy na nosiči a celkově vyhodnotit vývoj biofilmu v čase na základě proostřených snímků, udávající informace o 2D struktuře biofilmu. Proostřený snímek je digitálně zpracován výše uvedenými moderními zařízeními, přičemž software (Deep Focus) má zásadní roli při zvýšení hloubky ostrosti. Software je schopen upravit sekvenčně získané snímky (snímky pořízených při různém zaostření vzorku vlákna) na principu digitální rekonstrukce, a tím pádem umožňují získat jeden kvalitní proostřený snímek. Softwarově upravené obrazy se dále zpracovávají v programovém prostředí Matlab. [49] Matlab poskytuje informace o parametru plošné zaplnění na základě získaných snímků. Plošné zaplnění je v podstatě podíl plochy daného elementu (v našem případě biofilmu) k celkové ploše povrchu nosiče, je tudíž důležitým parametrem charakterizujícím růstu bakteriální populace na povrchu nosiče. [49, 51]

Každý pátek byly odebrány jednotlivé nitě z nosiče, které byly následně rozloženy na skleněné podložce jako mikroskopický preparát pro snímání. Optimální provedení obrazové analýzy vyžaduje vhodné nastavení mikroskopu (snímání v temném poli), optické zvětšení 50x (objektiv se zvětšením 5x, okulár se zvětšením 10x). [49]

4.1.4 Nosič biomasy a jeho popis

Využití mikroorganismů pro biologické ČOV je již dávno známé; zejména pro svou schopnost tvorby biofilmu; jako podklad pro biofilm byly navrženy různé typy nosičů. [49, 52] Nanovlákná jsou specifickou alternativou jako nosič biomasy, ovšem jsou vyrobené na bázi průmyslové technologie Nanospider. Jedná se o unikátní patentované technologie, založené na principu elektrospinningu resp. zvlákňování z válečku. Princip Nanospideru byl vynalezen týmem profesora Oldřicha Jirsáka na Technické univerzitě v Liberci již v roce 2003. Zásadním cílem využití nanovláken a z nich vytvářené nitě pro ČOV je především zvyšování specifického povrchu nosiče, zlepšení drsnosti povrchu, dosažení vysoké porozity o velikosti nano-měřítka apod. Tyto vlastnosti podporují buněčnou kolonizaci bakterií na povrch nanovláken, a tudíž nosič biomasy založený na nanovlákných sítích představuje optimální podmínky pro imobilizaci bakteriálního biofilmu na nanovlákném nosiči. Nanovlákný nosič, kromě jeho specifické morfologie povrchu však musí být vyroben tak, aby splňoval důležité požadavky na vlastní čistírenský provoz. Použitý materiál pro tvorbu nanovlákného nosiče totiž musí být netoxický, chemicky a mechanicky stabilní vůči mikroorganismům a polutantům, rovněž i musí mít optimální tvar, hmotnost a velikost (vzhledem k čistírnám odpadních vod a také k použité odpadní vodě). [49, 50, 53]

V rámci bakalářské práce byl testován nový typ nanovlákného nosiče (resp. kombinace textilní mikrostruktury a nanovláken) pro aplikace ve fluidním loži biologického reaktoru. Testovaný nosič je designován tak, že se skládá z tří vrstev (vnější fixační nit, střední nanovlákná vrstva a vnitřní nosná mikrovlákná nit). Testovaný fluidní nosič obsahuje 180 cm vlákná (vlákna jsou dlouhá 2 cm, jsou ve svazku po 3 ks a v celém nosiči je 30 svazků; $30 \times 3 \times 2 = 180$). Díky své specifické struktuře umožňuje nosič

bakteriím narůstat a vytvářet biofilm nejen na povrchu nosiče, nýbrž i uvnitř nosiče (resp. vlákna) a zároveň umožňuje též živinám a kyslíku pronikat k usídleným bakteriím.



Obr 4: Fotodokumentace originálního nosiče

4.1.4.1 Popis testovaného nosiče:

- Základním materiálem je polyesterové hedvábí SLOTERA označení 167f36x1x3, celková jemnost 501 dtex.
- Nános je tvořen z polyuretanových nanovláken (Larithane 1083), 20 dtex.
- Ovin je tvořen z polyamidového monofilového hedvábí, jemnosti 22 dtex, z dvou protichůdných šroubovic se shodným stoupáním 1.5 mm.
- Vlákna jsou vzájemně pojena pojivem Swifttherm 9054 (typ pojiva byl vybrán na základě výsledků (viz kapitola 4.3.1 – hodnocení pojiv)).

V rámci technologické přípravy bylo vytvořeno několik typů nanovlákných nosičů biomasy (nanovlákně nitě spojené studovaným pojivem). Následně byly selektovány tři typy tavných lepidel (pojiva), která musela splňovat základní parametry (stabilita, netoxické účinky, nerozpustnost a nízká biodegradabilita). Základní vlastnosti jednotlivých pojiv jsou následující:

- 42054 Swift@therm 9054

- Tavné lepidlo Swift@therm pro montážní účely s relativně velkou oblastí použití. Je vhodný ke spojování různých umělých hmot se dřevem nebo kovem, k lepení tkanin, plsti, pěnových materiálů, papíru, lepenky a jiných materiálů.
- H.B. FULLER Deutschland Produktions, GmbH, distributor FH Technik spol. s r.o.

- 42765 – Swift@therm 7364 (nyní 7340)

- SWIFT@THERM 7364 se používá převážně pro uzavírání kartónových krabic. Díky vysoké počáteční lepidlosti a krátké době vytvrzení je toto lepidlo vhodné pro strojová zařízení pracující s vysokou rychlostí.

- Swift®therm 7364 se již nevyrábí, odebíráme Swift®therm 7340.
- H.B. Fuller Adhesives France S.A.S., distributor FH Technik spol. s r.o.
- **Lunamelt® PS 4015 ZP**
 - Byl vyvinut pro samolepící vrstvu kurýrních PE pytlů, vyznačuje se vysokými hodnotami v testu lepidlosti smyšky a lze univerzálně použít pro různé montážní práce.
 - H.B. Fuller Italia produzione SRL, distributor FH Technik spol. s r.o.

Tabulka 4: Základní vlastnosti používaných pojiv

Popis	9054	7364	4015
Báze	APAO (polyolefin)		
Barva/vzhled	opakní, neprůhledná, bělavá	žluté destičky, barva jantarová	světle žlutá
Konzistence	pevná při 20°C	pevná při 20°C	pevná při 20°C
Hustota	0,97 g/cm ³ při 20 °C	údaj není k dispozici	0,95 g/cm ³ při 20 °C
Obsah organických rozpouštědel	0 %	0 %	
Obsah netěkavých látek	100 % objemu	100 % objemu	100 % objemu
Bod měknutí podle metody kroužek a kulička (DIN 52 011)	144° C	106 ± 2 °C	108°C
Tavicí viskozita při 190° C (EN 10204-3.1B)	4000 mPas	150°C – 1000 mPas, 160°C – 750 mPas, 170°C – 550 mPas, 180°C – 450 mPas	5500 mPas (175°C)
Teplota zpracování	190 – 200° C, tryskou	155° – 175° C, tryskou	
	pistole na tavné lepidlo 190 – 200° C		
	nanášení válcem 160 – 190° C		
Možnost poškození mrazem	ne	není citlivé na mráz	

Označení nebezpečnosti	<p>Směs není klasifikovaná jako nebezpečná podle 1999/45/ES.</p> <p>Nepředpokládá se, že může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky v životním prostředí.</p> <p>Opatření na ochranu životního prostředí</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zabraňte kontaminaci půdy a úniku do povrchových nebo spodních vod. Nepřipusťte vniknutí do kanalizace. - Za normálního způsobu použití je směs stabilní, k rozkladu nedochází. - Pro směs nejsou žádné toxikologické údaje k dispozici. 	<p>Směs není klasifikovaná jako nebezpečná podle 1999/45/ES.</p> <p>Nepředpokládá se, že může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky v životním prostředí.</p> <p>Opatření na ochranu životního prostředí</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zabraňte kontaminaci půdy a úniku do povrchových nebo spodních vod. Nepřipusťte vniknutí do kanalizace. - Za normálního způsobu použití je směs stabilní, k rozkladu nedochází. - Pro směs nejsou žádné toxikologické údaje k dispozici. - Směs je biologicky rozložitelná. - Třída ohrožení vody 1. Slabé ohrožení vody. 	<p>Směs není klasifikovaná jako nebezpečná podle 1999/45/ES.</p> <p>Nepředpokládá se, že může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky v životním prostředí.</p> <p>Opatření na ochranu životního prostředí</p> <ul style="list-style-type: none"> - Dbejte obvyklých opatření na ochranu životního prostředí. - Produkt je biologicky těžko odbouratelný. - Třída ohrožení vody: 1 – slabé ohrožení vody. - Bioakumulační potenciál nevýznamný. - Při normálních podmínkách je směs stabilní.
------------------------	--	---	---

Pro další informace: rozpustnost ve vodě, toxicita, rozložitelnost ... bylo dodavateli uvedených pojiv uvedeno „údaj není k dispozici“.

Na základně výše uvedené tabulky nelze pro další testování doporučit tyto vzorky:

- *Swift®therm 7364 (nyní 7340)* z důvodu biologické rozložitelnosti a slabého ohrožení vody.
- *Lunamelt® PS 4015 ZP* z důvodu slabého ohrožení vody navzdory tomu, že je produkt biologicky těžko odbouratelný.

Z dostupných údajů lze z nabízených možností vybrat materiál typu:

- *42054 Swift®therm 9054* – směs je stabilní, k rozkladu nedochází, žádné toxikologické údaje nejsou k dispozici. V každém případě je doporučeno zabránit kontaminaci půdy a úniku do povrchových nebo spodních vod, není dovoleno vniknutí směsi do kanalizace.

4.1.4.2 Hlavní výhody použití nanovláken pro čištění odpadních vod

Jak již bylo zmíněno výše, vysoký měrný povrch, velká pórovitost, drsnost a rychlost kolonizace bakteriemi jsou hlavními výhodami použití nanovláken pro biologické čištění odpadních vod (BČOV) a rovněž i hydrofobita povrchu, možnost opakovaného použití. Tyto vlastnosti zdůrazňují následující skutečnosti, díky kterým se nanovlákná samii o sobě označují jako vynikající podklad pro kolonizaci mikroorganismy:

- 1) Vysoký měrný povrch vyplývající z malého průměru polymerního nanovlákná umožňuje účinný záchyt bakterií z okolního prostředí a poskytuje větší plochu aktivního biofilmu, čímž dosahuje vyšší účinnosti odstraňování organických polutantů. [49, 54]
- 2) Velká pórovitost či dobrá prodyšnost nanovláknenné vrstvy a malé rozměry pórů značně pomáhají buněčné populaci, aby lépe odolávala vnějším vlivům, a tudíž přispívají k dosažení více stabilního biofilmu. [49, 54]
- 3) Drsnost povrchu je klíčovým faktorem pro vytváření shluků a tím vznikají tzv. mikrokolonie, které následně tvoří biofilm. V počáteční fázi adheze však buňky vykazují reverzibilní charakter, neboť se mohou uvolňovat zpátky do suspendované formy. Význam drsnosti povrchu spočívá právě v tom, že mezi povrchem nanovlákná a buněčnou strukturou působí smykové tření, aby nemohlo dojít k jeho snadnému opuštění povrchu. [49, 55, 56]
- 4) K dalším důležitým vlastnostem nanovlákná patří jeho hydrofobita, která má pro adhezi mikrobiálních buněk zásadní vliv. Mechanismus této chemické vlastnosti lze vysvětlit tím, že hydrofobní částice rozptýlené ve vodě (v našem případě bakterie *Rhodococcus erythropolis*) mají větší tendenci přitahovat se k hydrofobnímu materiálu, jelikož nemají schopnost tvořit vodíkové můstky s vodou v důsledku jejich nízké volné povrchové energie. To znamená, že molekuly vody navzájem tvoří tzv. shluky, aby měly co nejmenší styčnou plochu s hydrofobními materiály. [57]

4.1.4.3 Přehled rizikovosti použití nanovláken pro čištění odpadních vod

Jak již bylo zmíněno v kapitole 3.2, v některých případech může nastat únik nanovláken z povrchu základní nitě, zejména těch, která jsou špatně fixovaná. Uvolněná vlákna poté mohou vstupovat do vodního recipientu (řek apod.) a tedy mohou pronikat například do vodních organismů a dále vnikat do potravinového řetězce. Vzniká tedy otázka, jak velkou hrozbu pro vyšší organismy ve vodním prostředí v sobě nanovlákná skrývají a do jaké míry mají bioakumulační potenciál v organismech, přesněji v jejich potravinových řetězcích. Bohužel dosud nebyla vypracována žádná spolehlivá metoda pro hodnocení akumulace nanovláken v biologickém systému, neboť konkrétní údaje stále nejsou k dispozici.

V roce 2011 na univerzitě Río Cuarto v Argentině, byla prováděna studie za účelem stanovit akutní toxicitu polyanilinových nanovláken. V této studii byl odhalen ekotoxikologický potenciál polyanilinových (PANI) nanovláken v larvách *Rhinella arenarum* (čeled': ropuchovití) pomocí testu AMPHITOX. Zároveň byly vyhodnoceny letální a teratogenní účinky PANI nanovláken na raná vývojová stádia embrya v laboratorních podmínkách. Výsledky studie prokázaly, že vystavení larev *Rhinella arenarum* koncentracím 150, 250 a 400 mg/l vedlo k 100% přežití po dobu 96 hodin. Avšak byla pozorována redukce délky larev a malformace jejich ocasů při koncentraci 400 mg/l. Tyto výsledky naznačují, že toxicita závisící na koncentraci existuje a typicky se projevuje fenotypy s abnormálními tělesnými osami. Přítomnost PANI nanovláken v obsahu střev a v jejich exkreci u larválních fází *Rhinella arenarum* byla detekována UV-viditelnou spektroskopií. Na druhou stranu byla však odhalena, že embryonální etapa je citlivější než předmetamorfózní (fáze 25) larvy. Výsledná naměřená hodnota TC50 (koncentrace, při které dochází k úhynu 50% testovaných organismů) PANI nanovláken pro embryo *Rhinella arenarum* byla 398,54 mg/l, mezitím TC99 (koncentrace, při které dochází k úhynu 99 % testovaných organismů) byla 899,9 mg/l. [58]

4.1.5 Fluidní reaktor a jeho popis

4.1.5.1 Potřebný materiál

Reaktor dvouplášťový s kovovým podstavcem o objemu 20 l

Peristaltické čerpadlo „Watson Marlow 323“ s hlavou pro tenké hadičky a další hlavou pro hadičky 4-18mm

Hadičky do čerpadlové hlavy s vnitřním průměrem 1,5 a 8 mm

Aerátor

Magnetická míchačka a míchadélko

Silikonové hadičky s vnitřním průměrem 1,5, 4 a 8 mm

Teflonová trubička s vnitřním průměrem 4 mm

Ventil pro hadičky 8 mm

Plastový kyblík s víkem a objemem 10 l

Plastový kanistr o objemu 10 l

Hadicové spojky pro hadičky 1,5 – 4 mm (2x), 4 – 8 mm (2x)

Rozdvojka pro hadičky 8 mm tvaru T (1x)

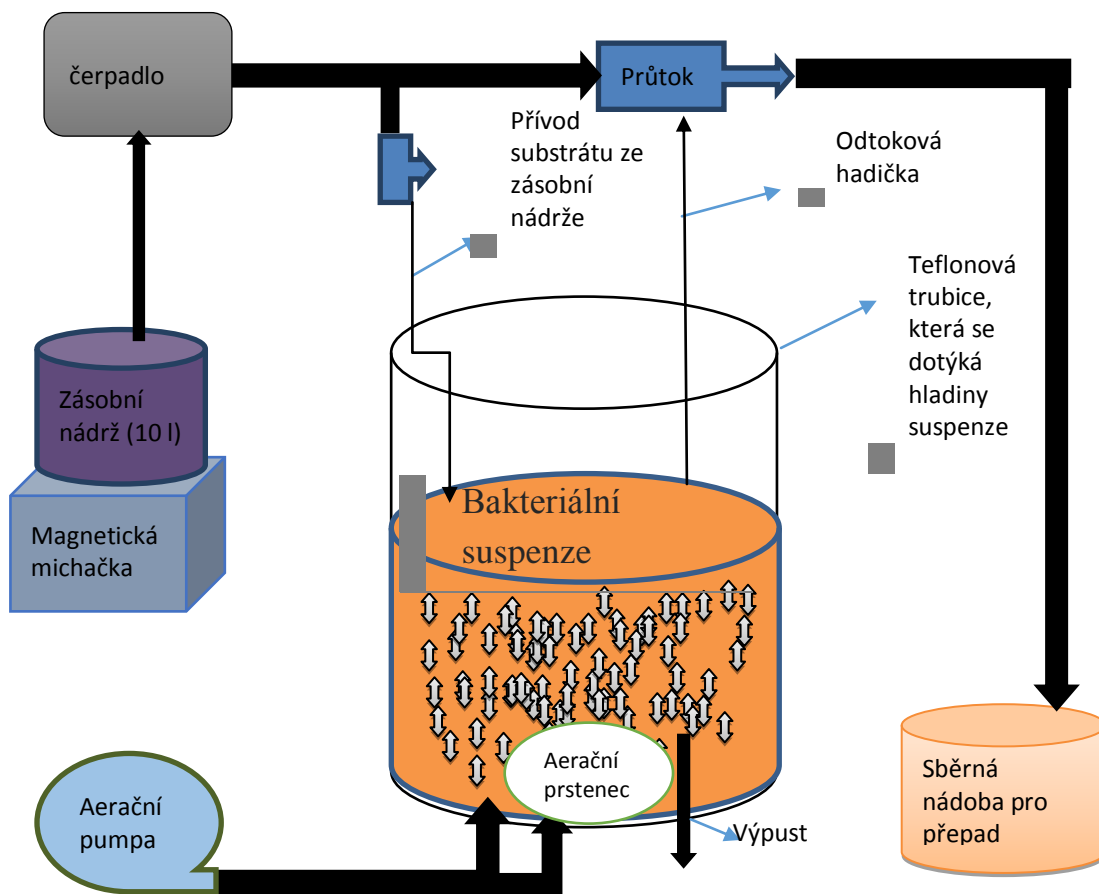
4.1.5.2 Sestava reaktoru

Sestava reaktoru se skládá z reaktorové nádoby, čerpadla, aerátoru, zásobní nádrže pro substrát a sběrné nádoby pro přeпад. Reaktorová nádoba je ze skla a oceli, má objem zhruba 20 litrů, její dno a vršek tvoří nalakované ocelové pláty kruhového tvaru, prostřední část (tvaru cylindr), je ze skla. Horní ocelový plát je odnímatelný, spodní je pevně spojen se skleněným cylindrem. Uvnitř nádoby, je ke spodnímu plátu přivařený aerační prstenec, kterým se přivádí vzduch z místnosti do reaktoru. Prstenec netvoří celý kruh, ale je rozdělen v jednom místě a tak vznikají dvě cesty pro přísun vzduchu. Skrz spodní plát jsou navařeny dvě ocelové trubice, každá je navařena k jednomu konci prstence a slouží pro připojení aerátoru. Aerátor je k reaktoru připojen pomocí silikonové hadičky s vnitřním průměrem 8 mm, která je rozdělena trojcestnou trubicí tvaru T, a připojena na trubičky aeračního prstence taktéž silikonovými hadicemi. Skrz spodní plát je přivařena další ocelová trubice, která slouží jako výpustní otvor a je orientována na střed plátu. Na tuto trubičku je připojena silikonová hadička délky 60 cm s vnitřním průměrem 8 mm, na jejímž konci je ventil pro vypouštění sedimentu, či celého reaktoru.

Vrchní ocelový plát slouží jako odnímatelný poklop, skrz který vede řada technických otvorů, které jsou využity především pro dávkování substrátu a pro odvod přebytečné vody mimo reaktor. Dávkování substrátu je zajištěno pomocí čerpadla „Watson Marlow 323“, které má nastavitelný průtok kapaliny od 2 ml/min do 3 l/min; pro čerpání substrátu je k čerpadlu připojena hlava s pěti pozicemi pro tenké hadičky. Použitá hadička v hlavě má vnitřní průměr 1,5 mm. Čerpadlo je připojeno k reaktoru silikonovou hadičkou s vnitřním průměrem 1,5 mm, která je pouze prostrčena skrz jeden z otvorů ve víku reaktoru. Čerpadlo je spojeno se zásobní nádrží testované odpadní vody silikonovou hadičkou s vnitřním průměrem 4 mm. Zásobní

nádrž je tvořena 10 litrovým plastovým kyblíkem s víkem. Kyblík je postaven na magnetické míchačce a jeho obsah je tak pomocí magnetického míchátko neustále homogenizován. Skrz víko je jeden malý otvor pro přísun vzduchu (aby nedocházelo k podtlaku v nádobě) a druhý otvor, skrz který je protažena teflonová trubička s vnitřním průměrem 4 mm, na kterou je připojeno čerpadlo. Trubička sahá až na dno a její ponořený konec je skosen do špičky, aby nedocházelo k „přísávání“ trubičky ke dnu.

Čerpadlo „Watson Marlow 323“ je využito také k odvádění přebytečné suspenze z reaktoru. K čerpadlu je tak připojena hlava pro hadičky s vnějším průměrem od 4 mm do 18 mm. Použitá hadička v hlavě má vnitřní průměr 8 mm, což zaručí vyšší odtok, než přítok. Do reaktoru je skrz víko protažena teflonová trubička s vnitřním průměrem 4 mm, která sahá pouze na hladinu suspenze v reaktoru, tudíž díky nastavování pozice trubičky lze měnit trvalý objem suspenze v reaktoru. Teflonová trubička je spojena s čerpadlem silikonovou hadičkou s vnitřním průměrem 4 mm. Dále pak z čerpadla pokračuje odtoková hadička do sběrné nádoby pro přepad. Nádoba pro přepad je tvořena plastovým kanistrem o objemu 10 litrů.



Obr 5: Nákres reaktorového uspořádání

4.2 Pracovní postupy

Hlavním cílem bakalářské práce je především ověření prostorového (3D) nanovláknenného nosiče biomasy na základě sledování vývoje biofilmu, určení a stanovení zásadních parametrů (např. koncentrace kontaminantů, doba zdržení, pH, solnost, rozpuštěný kyslík a případně další) při provozu laboratorního modelu ve fluidním loži biologického reaktoru. Vybraný typ nosiče včetně bakteriální suspenze dle požadovaných kritérií musí být testován a vyhodnocen standardními laboratorními postupy (měření pH, vodivost, CHSK, absorbance, mikroskopie povrchu nosiče a další).

Experimentální část se tedy skládá ze čtyř hlavních částí:

- (1) ověření vlastností pojiva vzhledem k jejich mechanické i chemické stabilitě;
- (2) ověření stability nosiče v dlouhodobém procesu (mechanická pevnost);
- (3) dlouhodobý provoz biologického reaktoru s kontinuální kultivací biomasy v suspenzi pro čištění modelové odpadní vody.
- (4) zhodnocení adheze buněk, schopnost kolonizace bakterií na povrchu nanovláknenné nitě

4.2.1 Hodnocení pojiv (rozpuštění a degradace)

V rámci kontrolního měření degradace (či rozpuštění) pojiva byly zvoleny následující vzorky: polymerní pojiva 42054 Swift®therm 9054, 42765 Swift®therm 7364 a Lunamelt® PS 4015 ZP Experiment byl spuštěn dne 13. 11. 2014 a probíhal ve dvou typech měření:

- (1) měření rozpuštění pojiva – stanovením CHSK z vodného vzorku;
- (2) hodnocení stability pojiva (tj. odolnost vůči bakteriím).

Ad (1) První měření; vzorky byly vloženy do zkumavky o objemu 13 ml, přičemž do zkumavky byla přidána destilovaná voda o objemu 5 ml; u vzorků byla změřena CHSK v definovaných intervalech. Zkumavky byly ponechány po dobu takřka měsíce na třepačce s rychlostí 250 ot./min, docházelo k neustálému protřepávání. Experiment trval třicet dní a 0., 7. a 30. den experimentu byly odebrány vzorky pojiva a stanovena jejich hmotnost, z vodného vzorku byla stanovena CHSK (k určení míry pojiva, které se rozpustilo do vodného vzorku). Výsledky měření jsou uvedeny v tabulce č. 5 v kapitole 4.3.1.

Ad (2) Druhé měření; bylo také spuštěno dne 13. 11. 2014. Do fisherových nádobek o objemu 250 ml byla vložena definovaná hmotnost polymerního pojiva z každého vzorku, také byla připravena i nádobka bez obsahu pojiva za účelem porovnání oproti ostatním vzorkům obsahujícím pojivo (tzv. kontrolní vzorek). Do nádobek následně bylo přidáno 50 ml bakteriální suspenze, u které je změřena filtrovaná a nefiltrovaná CHSK, ovšem nebyly přidány žádné jiné látky do suspenze. Vzorky byly aerovány pomocí dmyhadla.

Odběry a testování vzorků bylo prováděno ve dnech experimentu (0., 7. a 30. den); bylo měřeno CHSK, vodivost a pH. Výsledky měření jsou uvedeny viz obrázky č. 8 až 10 v kapitole 4.3.1.

4.2.2 Měření stability nosičů

Cílem měření bylo charakterizovat a kvalifikovat stabilitu vytvořených nosičů a použitých materiálů (pojiva a textilie) v reálných laboratorních podmínkách fluidního bioreaktoru. Pevnost a stabilita nosičů je dána především použitým materiálem a technologií výroby. Podmínky v prostředí bioreaktoru, které negativně ovlivňují stabilitu nosičů, jsou:

- mechanické namáhání (v důsledku sřížných sil způsobené vzduchováním),
- chemické namáhání (přítomnost chemických látek v roztoku),
- biologické namáhání (způsobené přítomností bakteriální populace, která usedá na povrch nosičů a „destruuje“ jeho povrch, materiál musí být biochemicky inertní).

4.2.2.1 Laboratorní provoz fluidního reaktoru

Reaktor byl spuštěn dne 5. 11. 2014 a obsahoval vodu z vodovodu o objemu 9000 ml. Do reaktoru bylo vloženo 130 ks nosičů, jejichž sytný objem tvořil 3000 ml (tj. 33 % sytný objem reaktoru). Reaktor je silně aerován pomocí dmyhadla, připojené na aerační prsteneц vestavěný na dně reaktoru. Nosiče se přirozeně vznášejí v reaktoru a intenzivně míchají. V určitých dnech bylo měřeno CHSK, vodivost a pH (viz obrázky č. 11, 13 a č. 14 v kapitole 4.3.2). Během provozu reaktoru byla vyměněna 2 krát voda v reaktoru za novou destilovanou vodu ve dnech (07.11.2014, 04.12.2014), jelikož docházelo k velkému pění v reaktoru a výraznému zvýšení zásadních parametrů (CHSK, a vodivost) ve vodním vzorku. Pro udržování objemu vody v důsledku spontánního vypařování původní vody v reaktoru byla v určitých dnech pravidelně dolévána další voda.



Obr 6: Fotodokumentace laboratorní aplikace ve fluidním reaktoru

4.2.3 Fluidní reaktor s bakteriální suspenzí

Reaktor byl spuštěn 6. 2. 2015 a byl provozován kontinuálně po dobu 3 měsíců, jeho umístění je v odvětrávané místnosti, která patří k laboratoři biotechnologie.

4.2.3.1 Bakteriální suspenze a nosiče

Pro provoz reaktoru je zvolena bakteriální suspenze stejná jako na reálném závodu Draslovka Kolín, obsahující bakterii *Rhodococcus erythropolis* adaptovanou na anilín. Objem suspenze v reaktoru je 10 l, tento objem je regulován metodou zmiňovanou v kapitole 4.1.5 „sestava reaktoru“. Počáteční absorbance byla 1,139 při 420 nm, pH se rovnalo 8,27 a vodivost 55,9 mS/cm. CHSK nefiltrovaná byla rovna 524 mg/l a filtrovaná 433 mg/l.

Jako nosič biomasy je zvolen nově vyvíjený fluidní nanovláknový nosič (podrobnosti viz kapitola 4.1.4). Sypký objem nosičů v reaktoru je 33 % (3 l), což odpovídá 130 kusům.

4.2.3.2 Dávkování substrátu a odtok

Substrát je tvořen anilínem ($C_6H_5NH_2$). Jako zdroj fosforu byl používán hydrogenfosforečnan-di-draselný (K_2HPO_4) a sůl (NaCl) byla přidávána pro modelování reálných podmínek v závodu Draslovka Kolín. Dodávaný substrát se vztahuje na suspenzi v reaktoru, tudíž dodávané množství odpovídá koncentraci na 1 l v reaktoru. Počáteční koncentrace anilínu byla 300 mg/l, koncentrace K_2HPO_4 byla 24 mg/l/den a koncentrace NaCl 5 g/l. Nicméně koncentrace anilinu byla postupně zvyšována.

4.2.3.3 Průběh provozu

Každý den se měří pH, vodivost a absorbance. V rámci bakalářské práce se každý pátek (ode dne 06. 02. 2015 do dne 24. 04. 2015) prováděl pravidelný odběr vzorků s následnými analýzami vody a nosičů biomasy. Průběžná analýza zahrnovala měření CHSK (nefiltrovaná/filtrovaná), fosfáty, optickou a fluorescenční mikroskopii, stanovení sušiny z filtru (po 10 ml suspenze), respiraci (filtrát s 2 nosiči, suspenze o objemu 100 ml), stabilitu nosičů (vizuálně) a proteiny (ze suspenze i z vlákna). Výsledky měření jsou vyneseny do grafů (viz obrázky č. 16 až 21 v kapitole 4.3.3).

4.3 Diskuze a vyhodnocení výsledků

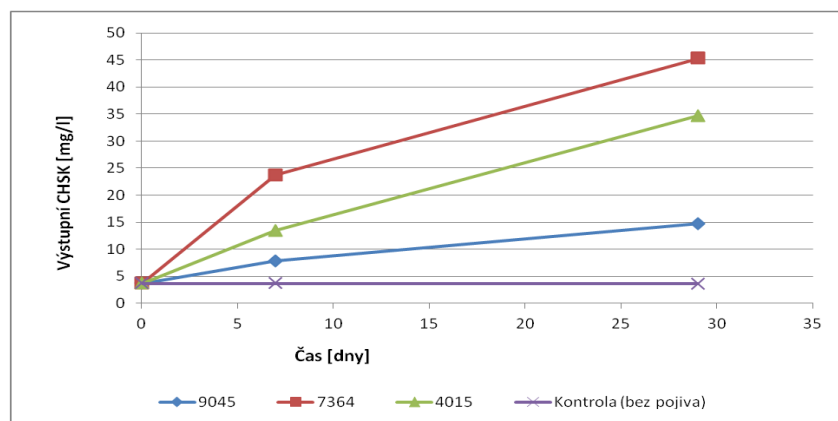
4.3.1 Hodnocení pojiv

4.3.1.1 Měření rozpustnosti pojiva – stanovením CHSK z vodného vzorku

Tabulka 5: Sledování rozpustnosti vybraných pojiv (CHSK vodného vzorku, hmotnost pojiva)

Den / Označení vzorku	9045		7364		4015		Kontrola (bez pojiva)	
	CHSK (mg/l)	Hmotnost (g)	CHSK (mg/l)	Hmotnost (g)	CHSK (mg/l)	Hmotnost (g)	CHSK (mg/l)	Hmotnost (g)
0	3,67	2,364	3,67	3,091	3,67	3,78	3,67	0
7	7,86	–	23,7	–	13,4	–	–	0
30	14,7	2,376	45,3	3,094	34,7	3,674	3,65	0

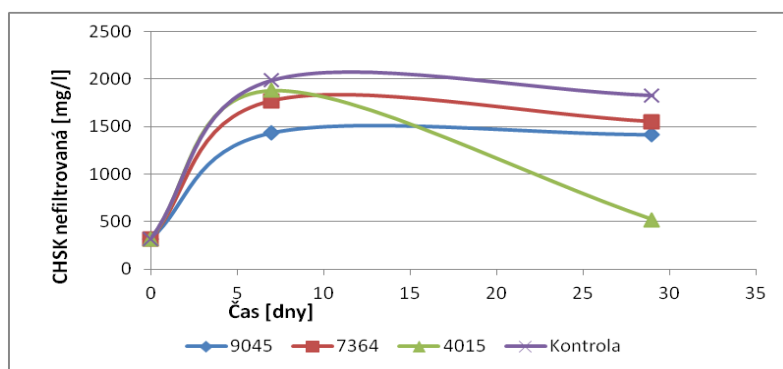
Ke stanovení stability a rozpustnosti pojiv ve vodě byla měřena jejich hmotnost na začátku a na konci experimentu (tabulka 5). Hmotnost pojiva 4015 klesla o 2,9 % na 3,674 g po 30 dnech experimentu. Je potřeba ještě brát na zřetel, že molekuly vody jsou v určitém míře obsažené ve zvážených vzorcích. Z experimentu tedy vyplývá to, že pojivo 4015 je rozpustné ve vodě. Na druhé straně pojiva 9045 a 7364 mají poměrně příznivý výsledek (vyšší naměřená hmotnost na konci experimentu je v rámci chyby měření).



Obr 7: Výstupní (měřené) CHSK vodních vzorků pro vybrané typy pojiv (9045, 7364, 4015).

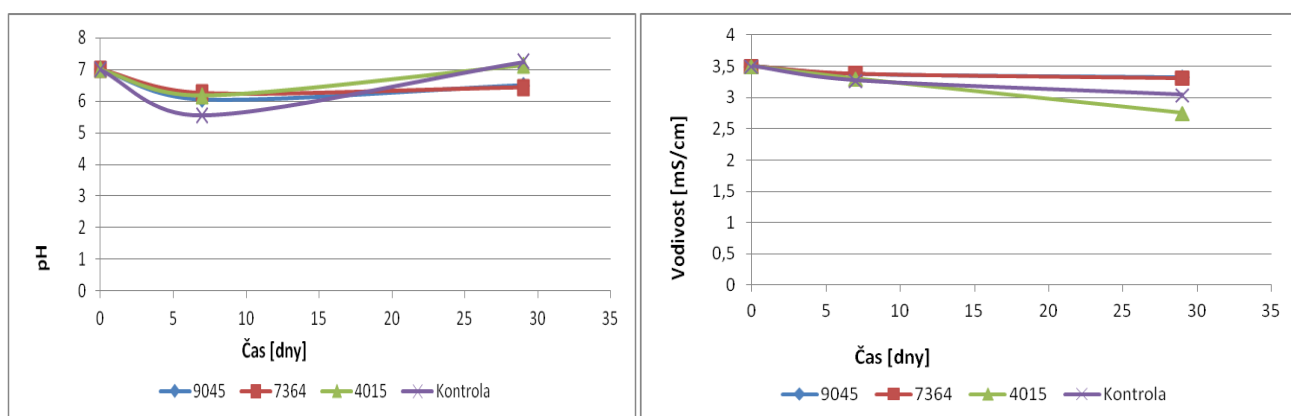
Z grafu porovnání (obr. 7) lze vidět, že nárůst CHSK vodních vzorků (výluhů z pojiv) pro pojivo 9045 je zřetelně nižší než pojiva 7364 a 4015, největší nárůst CHSK je u vzorku 7364. Rostoucí trend vzhledem ke křivkám, zejména pro typy pojiva (7364, 4015), lze vysvětlit tím, že loužitelné látky či jemné prachové částice vzniklé při výrobě pojiv se neustále uvolňovali do vody. Celkově lze tedy shrnout, že Swifttherm 9054 je na základě tohoto měření vhodným typem pojiva pro nosiče s nanovlákněným povrchem.

4.3.1.2 Pojiva v bakteriální suspenzi



Obr 8: Výstupní (měřené) CHSK vzorků suspenze pro vybrané typy poživ (9045, 7364, 4015).

Na (obr. 8) je vidět, že nejnižší nárůst nefiltrované CHSK (jednoduše odrážející trend množení bakteriální populace) je u vzorku 9045, což koresponduje s grafem výše (obr. 7). Poslední bod na zelené křivce (vzorek 4015) je pravděpodobně způsoben chybou měření nebo mohlo dojít k toxickým účinkům pojiva 4015 na bakteriální populace. Obecně lze sledovat, že pro všechny sledované vzorky neexistuje žádná významná toxicita na bakterie *Rhodococcus Erythropolis*.



Obr 9: Výstupní (měřené) pH vzorků suspenze pro vybrané typy poživ (9045, 7364, 4015).

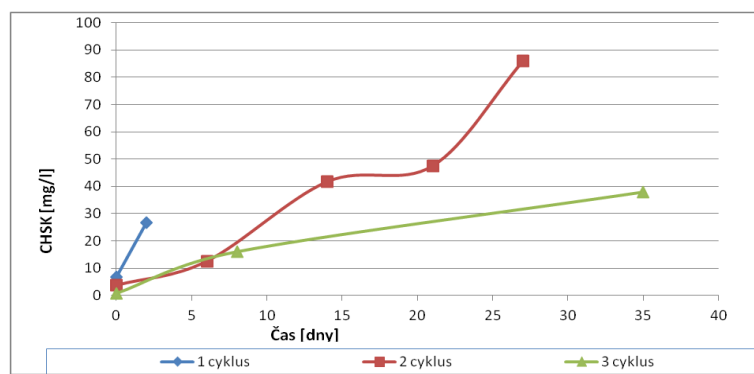
Obr 10: Výstupní (měřené) vodivosti vzorků suspenze pro vybrané typy poživ (9045, 7364, 4015).

Na (obr. 9) je vidět, že v grafu není významný rozdíl v měření pH jednotlivých vzorků poživ.

Na (obr. 10) je vidět, že v grafu není významný rozdíl v měření vodivosti pH jednotlivých vzorků poživ.

4.3.2 Měření stability nosičů

V rámci experimentu byl použit shodný režim jako pro provoz fluidního reaktoru, ovšem s absencí bakteriální populace; s cílem zhodnocení stability nosiče. V experimentu byl sledován reaktor s nosiči a jejich stav. V případě, že došlo v reaktoru k nežádoucímu stavu (například k pění, zvýšení CHSK v reaktoru apod.) byl ukončen daný cyklus, vyměnila se voda v reaktoru a započal cyklus další (jak ukazuje graf níže).

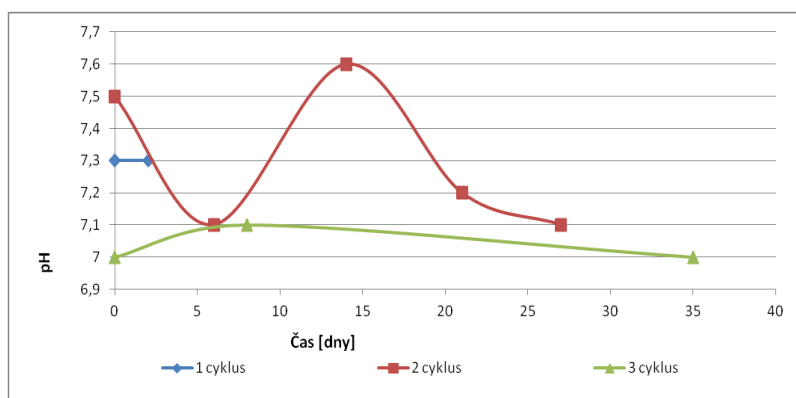


Obr 11: Výstupní (měřené) CHSK vodních vzorků pro rozdílné cykly.



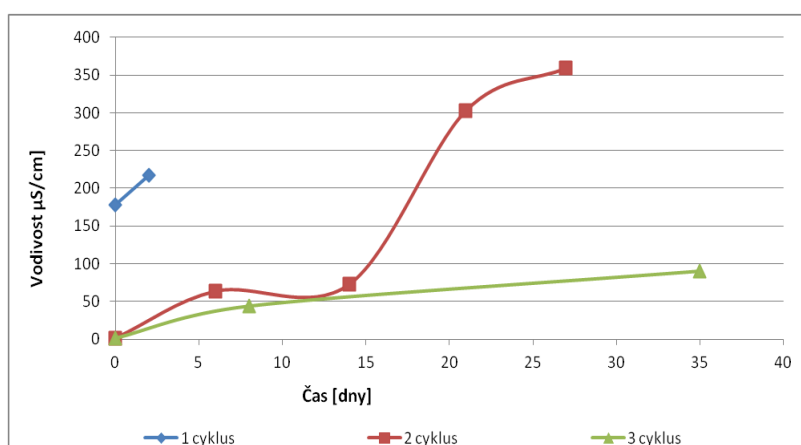
Obr 12: Fotodokumentace pění v reaktoru na počátku měření

Z výše uvedeného grafu (obr. 11) je zřejmé, že modrá křivka vyjadřující první cyklus vykazuje erupční trend, neboť v důsledku vysoké CHSK ve vodném vzorku a také v důsledku velkého pění v reaktoru (obrázek č.12 výše) po 2 dnech experimentu byla vyměněna voda v reaktoru. Vývoj červené křivky CHSK v prvních 7 dnech sice vykazuje mírný růst, ale po 7 dnech křivka ukazuje extrémně narůstající trend a při měření po 27 dnech CHSK ve fluidním reaktoru dosáhl na 86.0 mg/l. Předpokládá se, že v těchto dnech se nejvíce uvolňovala nanovlákná a chemické látky používané při zvláknování, které na niti byli vázány (opět byla vyměněna voda v reaktoru). Vzhledem k zelené křivce vyjadřující třetí cyklus můžeme vyzorovat poměrně pomalu narůstající trend, a to naznačuje, že v prvním a druhém cyklu se většina zbytků z výroby nanovláknenného nosiče vyplavila.



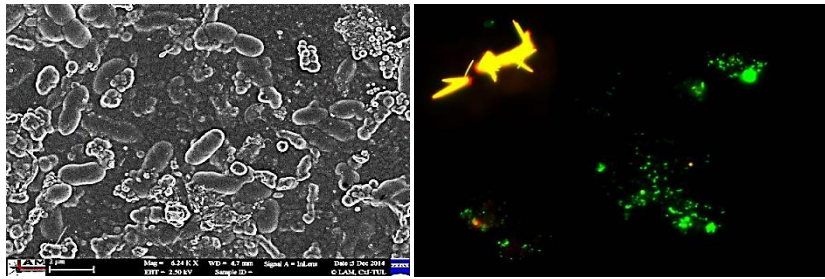
Obr 13: Měření pH vodních vzorků pro rozdílné cykly.

Zde vypořádáme (obr. 13) především v počáteční a střední fázi experimentu drobné výkyvy pH. Předpokládá se, že tyto změny byly vyvolané působením uvolněných látek zásadité povahy. V celém průběhu třetího cyklu byla udržena stabilní hodnota pH, a to naznačuje, že nebyly přítomny látky v reaktoru, které by mohli ovlivňovat pH vody.



Obr 14: Měření vodivosti vodních vzorků pro rozdílné cykly.

Z výše uvedeného grafu (obr. 14) je zřejmé, že vývoj červené křivky vodivosti po 14 dnech prudce narůstají (stejně jako hodnoty CHSK). Tento výrazný růst vodivosti lze vysvětlit tak, že v těch dnech nastal výrazný únik neidentifikovaných látek do vody a následně docházelo k jejich ionizaci za vzniku volných iontů, v závěru testu došlo dokonce i k bakteriální kontaminaci (viz. obr. 14), jak ukazuje provedené mikroskopické pozorování používané kapaliny, které bakteriální kontaminaci prokázalo.



Obr 15: Důkaz bakteriální kontaminace ve vodě reaktoru, po jednom měsíci experimentu (SEM, mikroskopie, fluorescenční mikroskopie metodou Live/Dead).

Stabilita nosiče byla během experimentu mírně narušena. Velikost a tvar nosiče zůstával nezměněn, ale rozložení jednotlivých nití se během experimentu mění (viz obrázek níže, obr. 16).



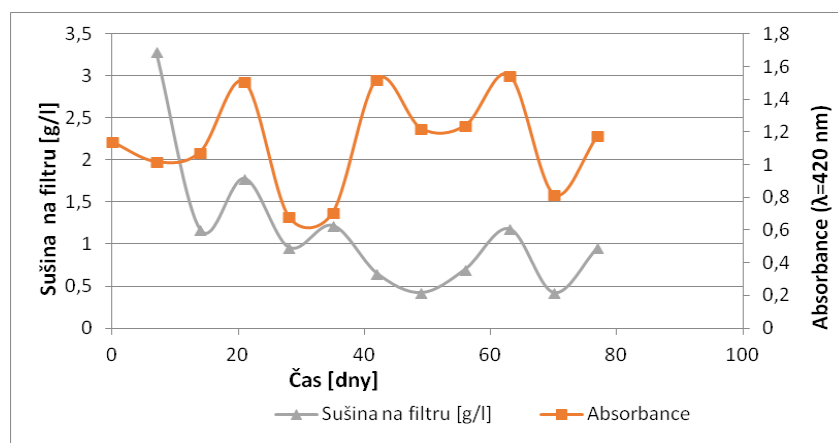
Obr 16: Fotodokumentace soudkovitých nosičů po 2 měsících a po 4 měsících provozu v reaktoru.

Výše uvedená fotodokumentace dokládá, že nosič je po 2 měsících laboratorního ověřování ve fluidním reaktoru mechanicky stabilní a pozorováním nedocházelo k proplétání jednotlivých nosičů navzájem.

Ve 4. měsíci došlo k poškození struktury nosiče a k jeho mechanické nestabilitě. Na obrázku č. 16 (vpravo) je zřetelně vidět destrukce nosiče v místě, kde jsou spojeny jednotlivé nitě (pojivo, polymerní lepidlo) a také došlo k destrukci výztuže, která udržovala nosič pevnější. V důsledku mechanické nestálosti nosiče docházelo k velkému proplétání nosičů a následně k jejich usednutí na dno reaktoru; ani po mechanickém oddělení nosičů (ode dna a od sebe navzájem) nedošlo k nápravě.

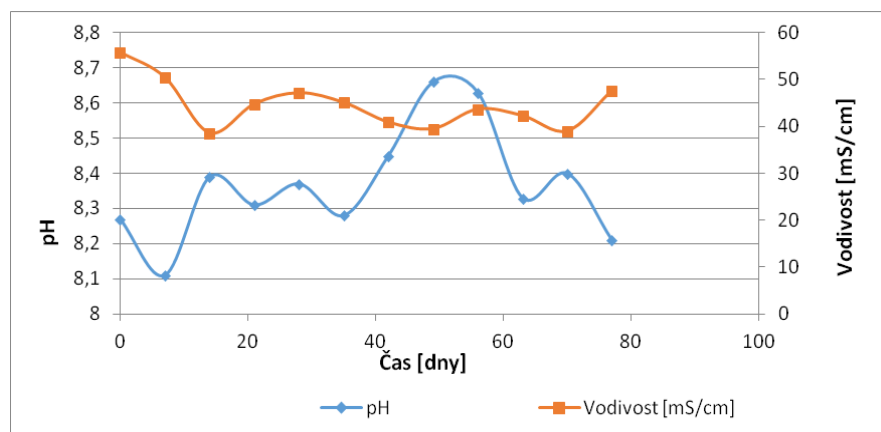
V důsledku této mechanické nestability je dále nutné přistoupit k inovaci testovaných nosičů, především v místě spoje pojiva a výztuže. Pro zlepšení stability nosiče bych navrhl vytvářet nanopříze tak, aby co nejvíce docházelo k překřížení nanovláken mezi sebou. Protože při každém překřížení působí třecí síla mezi nanovláknem, která přispívá ke stabilitě nosiče. Dále bych ještě navrhl optimalizovat velikost pórů nanovlákněné vrstvy a přidat ochrannou součást, jež spirálovitě obtočí nanovlákněný povrch. Tyto návrhy však již nejsou v této práci dále testovány, toto nebylo cílem překládané bakalářské práce. Cílem této práce bylo pouze poukázat a popsat výhody a nevýhody současného typu 3D fluidního nanovlákněného nosiče biomasy.

4.3.3 Provoz laboratorního modelu reaktoru s nanovláčennou textilií



Obr 17: Hodnocení růstu biomasy v suspenzi, sušina z vody (měřeno na filtru), absorpance vodného vzorku.

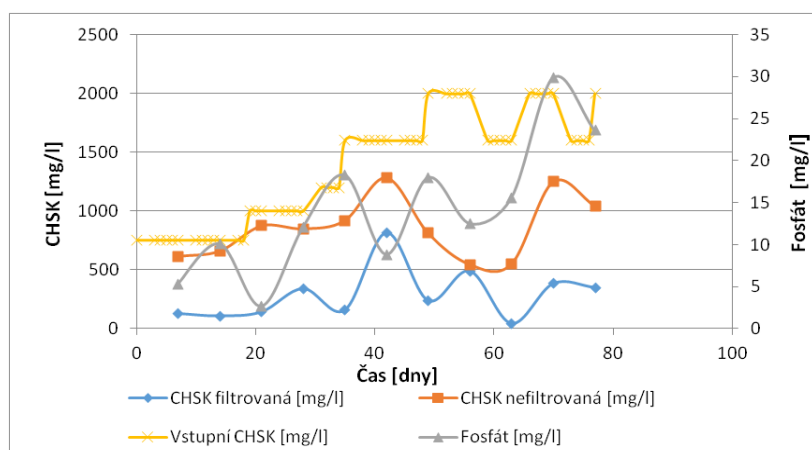
Šedá křivka znázorňuje vývoj sušiny všech volně dispergovaných mikroorganismů. Největší množství sušiny bylo naměřeno na počátku experimentu a dále šedá křivka mírně klesá. Předpokládá se, že tendence tvorby bakteriálního biofilmu na nosiči vyvolává snížení koncentrace volné biomasy ve fluidním reaktoru. Na druhé straně nejnižší hodnoty absorpance byly naměřeny v 28. a 35. den experimentu, a to pravděpodobně v důsledku změny podmínek v biologickém reaktoru (v dalších dnech byla absorpance na původních hodnotách, což nasvědčuje přizpůsobení se podmínkám reaktoru). Zde můžeme vyzorovat identičnost křivek šedé a oranžové, že absorpance téměř kopírovala průběh sušiny. Absorpance či sušina je zcela závislá na okolních podmínkách v reaktoru (salinita, pH aj.)



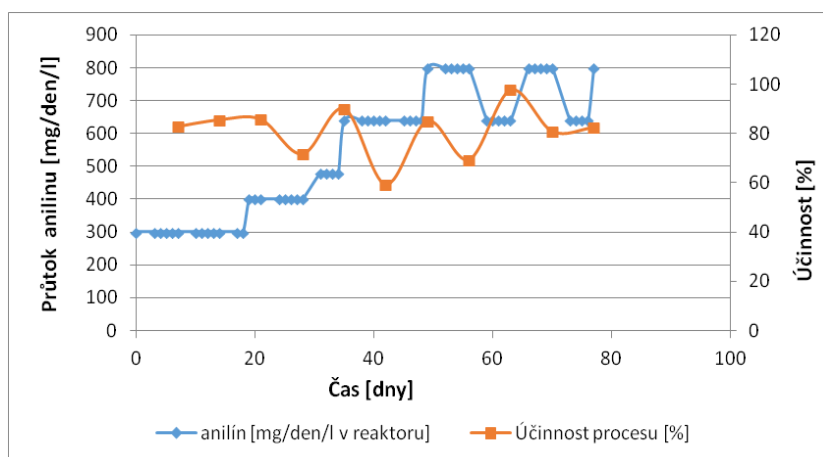
Obr 18: Měřené parametry reaktoru pro modelové odpadní vody zatížené anilinem – pH, vodivost.

Z grafu výše (obr. 18) je patrné, že průběh oranžové křivky vyjadřující vodivost je poměrně stabilní. Kolísání hodnot měrné elektrické vodivosti a pH bylo pravděpodobně způsobeno především změnami provozních podmínek v laboratoři (vlhkost vzduchu, různé dávkování soli aj.) a biologickými procesy bakterií (nitrifikace, produkce metabolitů aj.), případně i chybou měření. Nejvyšší hodnoty pH byly naměřeny v 49. a

56. den experimentu, pravděpodobně z důvodu nízké koncentrace bakterií v reaktoru, což koresponduje s výsledky sušiny (viz výše uvedený obrázek č. 17) a celkové sušiny v reaktoru (viz obrázek č. 21). To lze objasnit z hlediska metabolismu bakterií tak, že buňky jsou zodpovědné za oxidaci amoniakálního dusíku (N-NH_4^+), tj. hlavní produkt rozkladu anilinu, na dusitany (NO_2^-) a dokonce i na dusičnany (NO_3^-), které se mění následně na základě procesu denitrifikace za vzniku elementárního plynného dusíku (N_2) uvolňujícího do ovzduší. Úhyn bakterií tedy pravděpodobně způsobuje inhibici nitrifikace, která snižuje pH (produkce dusičnanů). V rámci laboratorní činnosti však nebyla provedena identifikace nitrifikačních bakterií a stanovení koncentrace sloučenin dusíku účastnících se nitrifikačního procesu v reaktoru. [59]



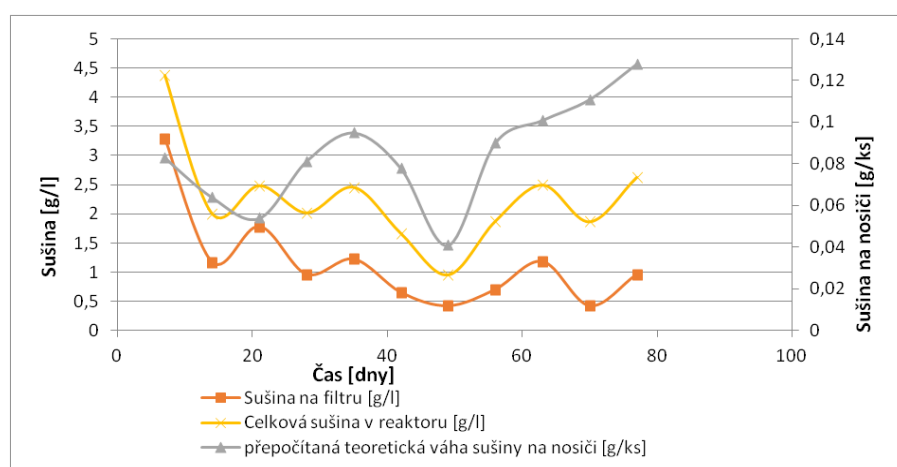
Obr 19: Vstupní CHSK, výstupní (měřené) CHSK a fosfát vodních vzorků fluidního reaktoru s odpadní vodou zatíženou anilinem.



Obr 20: Vývoj dávkování anilinu (mg/den/l) a účinnost (%) degradačního procesu.

Inverzní vztah vývoje fosfátu a filtrované CHSK je z grafu (obr. 19) zřetelný. Když fosfát stoupá, má filtrovaná CHSK tendenci klesat a obráceně. Filtrovaná CHSK udává koncentrace anilinu v reaktoru, zatímco nefiltrovaná CHSK ještě navíc dává informace o růstu bakteriální populace (jde o hodnotu bakteriální populace včetně koncentrace anilinu). Křivky vyjadřující nefiltrované a filtrované CHSK vykazují identický

vývoj od začátku experimentu do 49 dne, ale po 49 dnech experimentu nefiltrovaná CHSK začala prudce klesat. Je to způsobeno tím, že vysoká zátěž anilinu zapříčinila úhyn bakterií, a proto byla dávka anilinu (viz obrázek č. 20) v 63. den experimentu snížena a tím nefiltrovaná CHSK opět stoupla. Na grafu (obr. 20) je znázorněna účinnost degračního procesu. Ta byla vypočítána jako poměr výstupní měřené filtrované CHSK (měřeno ve fluidním bioreaktoru) ku vstupnímu CHSK (míchaná modelová voda, tedy přítok). Průměrná hodnota účinnosti odstraňování CHSK během 77 dnů provozu experimentu byla 81%, při průměrné době zdržení 60 hodin a provozní teplotě cca 21°C. Nejvyšší hodnota účinnosti dosáhla až k 97% v 63. den experimentu a mezitím nejnižší hodnota účinnosti spadla na 60% v 42. den experimentu. Na grafu (obr. 20) zřetelně vidíme oscilaci účinnosti procesu. Tato oscilace může být způsobena především fyziologickými vlastnostmi bakterií, jež jsou závislé především na koncentraci látkového zatížení.

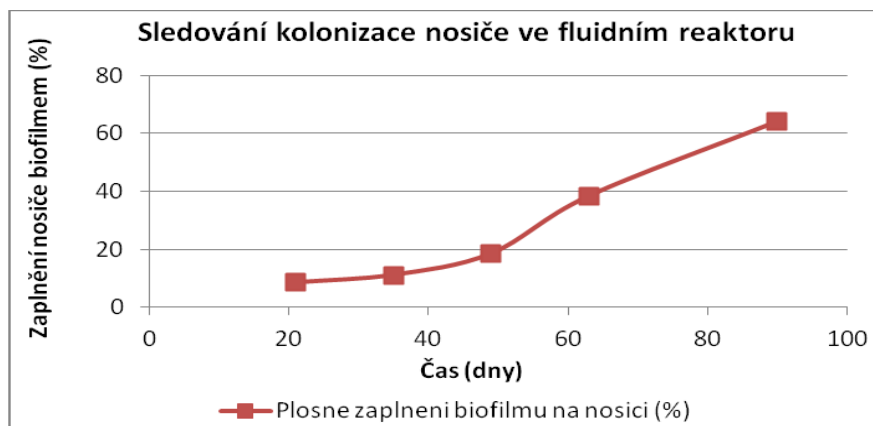


Obr 21: Vyjádření sušin dispergovaných ve fluidním bioreaktoru i na nosiči.

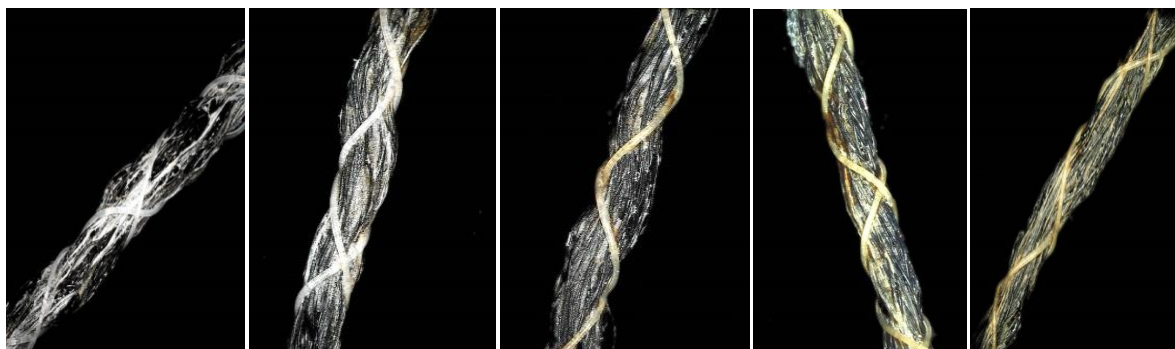
Výše uvedený graf (obr. 21) vykresluje sušinu na filtru (resp. sušina ve vodě), sušinu vázaných mikroorganismů na nanovlákněném nosiči (vyhodnoceno z měření nosiče máchaného v chrom-sírové směsi) a teoretickou přepočítanou celkovou sušinu v 1 l objemu reaktoru. Z grafu (obr. 21) vidíme prudký pokles pro všechny křivky v 49. den experimentu, což potvrzuje úhyn bakterií v důsledku vysokého zatížení anilinem, jak již bylo zmíněno výše. Z grafu je dále patrné, že šedá křivka znázorňující vývoj sušiny na nosiči začne vykazovat narůstající trend po 56. den experimentu, což přibližně koresponduje s výsledky z hodnocení „Sledování růstu biofilmu optickou mikroskopií“ (viz obrázek č. 22). Tento stabilní narůst potvrzuje tu skutečnost, že již vytvořený biofilm má zvýšenou rezistenci vůči okolním podmínkám díky přítomnosti nanovlákněných struktur na základě tvorby extracelulárních polymerů. [49]

4.3.3.1 Sledování růstu biofilmu optickou mikroskopií

Snímky z optického mikroskopu byly pomocí programového prostředí Matlab a obrazové analýzy vyhodnoceny (provedla Ing. Svobodová, L. Ph.D., dle [48, 49]) a nárůst biofilmu na nanovlákněném nosiči v čase je uveden na grafu níže (obr. 22).



Obr 22: Obrazová analýza – časový průběh nárůstu biofilmu na nanovlákněném nosiči



Obr 23: Fotodokumentace kolonizace nosičů ve fluidním reaktoru ve dnech odběru... 21., 35., 49., 63., 90. den.

Předchozí studie prokázaly, že mikroorganismy mají vysokou afinitu k povrchu polyuretanových nanovláken oproti ostatním typům povrchů, z toho důvodu dochází k významně rychlejší počáteční kolonizaci. [49] Z výše uvedeného grafu (obr. 22) však vyplývá, že rychlost pokrývání nanovlákněného nosiče biofilmem od začátku do 49. dne experimentu nebyla až tak vysoká, jak se předpokládalo. Tento jev může být zapříčiněn různými faktory např. intenzitou aerace, látkovým zatížením, změnami v hodnotách pH a nedostatek živin a kyslíku, nebo byla potřebná delší doba aklimatizace mikroorganismů danému prostředí v reaktoru. Z této skutečnosti plyne nutnost stanovení optimálních provozních podmínek pro rychlejší zpracování nosiče na čistírnách odpadních vod. Křivka plošného zaplnění vykazuje rostoucí tendenci až po 49. dni kolonizace, a to například z důvodu, že již vytvořená vrstva primárního biofilmu (20 – 49. dnů) umožňuje snadnou adhezi buněk pro další bakterie z proudící vody. Zároveň s tím dochází ke spojování jednotlivých separovaných (malých) kolonií biofilmu do větších celků, což vede k větší obsazenosti povrchu biofilmem a k dalšímu růstu

biomasy. Vyvinutý biofilm má na rozdíl od biofilmu v počáteční fázi mnohem lepší resistenci vůči okolním podmínkám jako je např. teplotní vliv aj. Mezitím lze očekávat bakteriální kolonizaci nejen na povrchu polyuretanových nanovláken, ale také osídlování povrchu fixační nitě.

Na konci 90tého dne experimentu pokrývá biofilm cca 60 % povrchu nanovláčenného nosiče a předpokládá se, že nárůst křivky plošného zaplnění bude pokračovat i v dalších provozních dnech, zároveň s tím bude mít biofilm tendence k dosažení mohutnější vrstvy. Musíme ovšem brát v úvahu, že příliš velká tloušťka biofilmu může zapříčinit tvorbu anaerobních zón v biofilmu, kde je omezen přístup kyslíku a živin; v důsledku čehož pak dochází k odumírání buněk, zejména těch, které jsou prvotně přisedlé na povrchu nosiče; z toho důvodu je v čistírenské praxi velice důležité zajistit, aby byl biofilm tenký (například vlivem střížných sil v důsledku aerace).

4.3.3.2 Identifikace limitních stavů

Z hlediska dlouhodobého měření při biologickém čištění modelových odpadních vod v laboratorních podmínkách byly stanoveny některé limitní stavy biofilmového reaktoru (které byli v rámci bakalářské práce naměřeny). Jedná se o technologické parametry (pH, koncentrace anilinu, doba zdržení atd.), a v případě jejich překročení dochází k negativnímu působení na proces čištění. Sledování vývoje bakteriálního biofilmu a pozorování stavu biologického reaktoru probíhalo zhruba 80 dní. Během provozní doby byla průměrná hodnota CHSK v nefiltrovaném vzorku 855 mg/l a ve filtrovaném vzorku byla 290 mg/l, přičemž z obrázku č. 20 lze vypočítat, že limitní koncentrace anilinu byla 800 mg/l, (40. den provozu reaktoru). Doba zdržení vody v reaktoru byla přibližně 2,5 dní, během něhož byla kompletně vyměněna voda v reaktoru.

V rámci předchozího studia, které bylo provedeno Ing. Svobodovou, L. Ph.D, byly ověřeny maximální a minimální teploty pro biologické čištění v reaktoru s ohledem na možnosti jeho pracovní činnosti v širokém rozmezí teplot. Vzhledem k této studii minimální ověřovaná teplota činila okolo 11 °C, pod touto teplotou se degradační aktivita mikroorganismů výrazně zpomalí. [49] Na druhé straně maximální provozní teplota činila okolo 38 °C, vyšší teploty ukazují především tendenci k růstu salinity (resp. měrné elektrické vodivosti), vypařování vody v reaktoru a vyvolávají tak i pokles rozpouštěného kyslíku ve vodě. Avšak v našem experimentu byla udržována stálá teplota $21 \pm 2^\circ\text{C}$, a to je zcela závislá na laboratorní teplotě. Předpokládá se, že laboratorní teplota bez ohledu na počasí během celého experimentu udržována totéž konstantní, jelikož je zajištěna klimatizací.

Měrná elektrická vodivost vody neklesla pod 39 mS/cm v průběhu sledování reaktoru. Hodnoty pH v reaktoru se pohybovaly v poměrně úzkém rozmezí kolem pH 8, lze posoudit z obrázku č. 17. Poněvadž prudké změny pH v reaktoru mohou mít výrazný vliv na mikrobiální aktivitu, každý den bylo provedeno měření pH za účelem udržování optimální hodnoty.

4.3.3.3 Zhodnocení laboratorních výsledků a výhled využití nanovláknenného nosiče v reálné aplikaci na BČOV.

Je potřeba zmínit, že nanovláknenný nosič je výsledkem zdokonalování několika předchozích typů nosičů bakteriálního biofilmu. Vývoj fluidního nanovláknenného nosiče se ovšem zaměřoval tak, aby kompenzoval nevýhody (nasákavost, vysoká měrná hmotnost, tvarově nestabilita, nerovnoměrnost povrchu nanovláknny, vznášivost aj.) již odzkoušených předchozích typů. [60] Vzhledem k provedeným experimentům při nasazení nanovláknenného nosiče lze tedy dosažené výsledky považovat za přijatelné, a to především z hlediska biodegradční účinnosti i rychlosti vytvoření stabilního biofilmu na celém povrchu podkladu (resp. čas zapracování nosiče). V průběhu provozování biologického reaktoru nebyly pozorovány výrazné výkyvy hodnot sledovaných veličin. Avšak v důsledku zvyšování zatížení bioreaktoru prostřednictvím zvyšování koncentrace denně přiváděného anilinu (800 mg/den/l) docházelo přechodně k úhynu mikroorganismů v použité kultuře mikroorganismů, což má za následek změnu v některých veličinách, jako je např. pH. Tento úbytek bakteriálního biofilmu lze vysvětlit tím, že vysoká koncentrace polutantů (resp. anilin) pravděpodobně vykazovala stresový vliv pro metabolismus mikroorganismů. Nicméně po 64-70 dnech kultivace reaktoru, se ukázal plynulý nárůst sušiny na nosiči, kdy byla koncentrace anilinu opět zvýšena na 800 mg/den/l, jak můžeme vidět v grafu (viz výše uvedený obrázek č. 21). Soudě podle této zkušenosti můžeme jistě označit nanovláknennou přízi jako optimální útvar, na kterém bakterie (resp. biofilm) rychle naroste a následně odolává nepříznivým podmínkám prostředí (neoptimální hodnota pH, zvýšené látková zatížení aj.). To má alternativní význam při často nastávajících nežádoucích stavech v reálné průmyslové praxi (častý výkyv koncentrace odpadní vody apod.). Průmyslové i městské odpadní vody poté méně často vyžadují regeneraci bioreaktoru, což následně vede i k menší finanční náročnosti na časté regenerace.

Jak již bylo zmíněno výše (viz v kapitole 4.1.4), netoxičita a chemická či mechanická stabilita nosičů jsou zcela zásadní požadavky pro jejich aplikaci v biologickém čistícím procesu. [60] Ovšem z teoretického hlediska uvažujeme o neznámých nežádoucích účincích nanovláken na vyšší organismy a také z toho vyplývajících důsledcích pro životní prostředí. S ohledem na tyto skutečnosti byl proveden laboratorní experiment pro ověření stability vybraného typu nosiče ve fluidním loži za dostatečného provzdušňování. V průběhu experimentální činnosti jsme sledovali vývoj CHSK, pH a vodivosti vody z reaktoru. Na základě provedených měření bylo zjištěno, že v úvodní fázi experimentu docházelo k nejmasivnějšímu úniku různých zbytků (případně i špatně fixovaná nanovláknna) z povrchu, pravděpodobně ještě zbytky z výroby nosiče. Před reálnou prvotní aplikací je třeba tyto nosiče důkladně opláchnout proudem vody a v případě, kdy za aktivační nádrží není osazena dosazovací nádrž, je nutné vodu filtrovat. Předpokládá se však, že imobilizovaná biomasa na povrchu nosiče stabilizuje nanovrstvy a tím zabraňuje dezintegraci nanovláken. [49]

Dosavadní zkušenosti z výzkumu v rámci této technologie představují následující výhody v reálné aplikaci na čistírnách odpadních vod:

- účinnost biodegradace dosahuje běžně 90 % pro toxické organické látky (např. anilin, chloramin, fenoly, DPG, kyanidy) a více pro běžné znečišťovatele vody [49] [61]
- krátká doba zpracování nosiče v biologickém reaktoru oproti komerčním nosičům, zejména v počáteční fázi kolonizace, neboť představuje také krátkou kultivační dobu [49]
- možnost opětovného použití nosiče, tzv. re-kolonizace [49]
- možnost nastavení režimu čistírny na nepřetržitý provoz a tedy nevyžaduje pravidelnou recirkulaci kalu [49]
- není zapotřebí velký objem nádrže pro směs odpadní vody s biomasou [62]
- vysoká koncentrace biomasy, následné zkrácení doby zdržení v biologickém reaktoru [61]
- technologická konstrukce nevyžaduje vysoké náklady na údržbu a manipulace s technologií není náročná [59] [60]
- řízení čistícího procesu a jeho činnost nespotebovává velká množství energie a neprodukuje nežádoucí odpady

ZÁVĚR

V rámci předkládané bakalářské práce byl provozován laboratorní model biofilmového reaktoru. Současně byla provedena analýza vývoje imobilizovaných bakterií v přítomnosti nanovláknenných struktur, a rovněž byla sledována účinnost biodegradace v závislosti na okolních podmínkách (látkové zatížení, pH salinita). Nanovláknenný nosič byl selektován z několika typů fluidních nosičů dle různých kritérií jako tvar, velikost, vznášivost nosiče ve vodě a především dle stability nosiče. Vybraný typ nosiče má válcový tvar a délka nosiče dosahuje cca. 3 cm a šířky cca. 2 cm. Tělo nosiče tvoří nanovláknenné vrstvy upoutané k základní (podkladové) niti a fixované přídatnou nití (pro zvýšení stability nanovláken). Nanovláknenný nosič kromě své specifické morfologie povrchu poskytuje další výhody při jeho aplikaci na biologické čištění odpadních vod (BČOV). Mezi základní výhody patří možnost opětovného použití nosiče (rekolonizace) a možnost nastavení velikosti a hustoty nosiče dle požadovaných specifikací určité BČOV. Jejich praktické využití na reálné BČOV si lze představit tak, že nanovláknenný nosič v aktivační nádrži při míchání a provzdušňování proudí spolu s biomasou za současného přívodu živin. Přitom je nutné, aby denzita či měrná hmotnost nosičů v aktivační nádrži byla srovnatelná s odpadní vodou, protože vysoká denzita nosičů způsobuje usedání nosiče na dno reaktoru (poté je nutné zajistit vyšší mechanickou energii na jejich míchání, což zvyšuje finanční náklady na pořízení celého systému).

Jedním z přínosů této bakalářské práce bylo ověření stability (mechanické a chemické) nosiče v kontinuálním procesu probíhající ve fluidním loži. Výsledky experimentu vzhledem k ověření stability vyvíjeného nanovláknenného nosiče pro fluidní lože však nejsou konzistentně pozitivní, protože v odebraných vzorcích byla pomocí laboratorních testů detekována emise organických i anorganických látek; jde o veškeré pozůstatky po výrobě nosiče nosiče (v teoretické rovině může docházet k uvolňování nanovláken z plošné textilní struktury). Kromě toho po 3 až 4 měsících bylo zjištěno porušení mechanické stability nanovrstev zejména v místě křížení jednotlivých nití s pojivem a ještě navíc došlo k zaplétání nosičů navzájem. S ohledem na získané výsledky dále doporučuji zaměřit se na další zdokonalování nanovláknenného nosiče (například jako téma pro navazující práce).

Pro další vývoj fluidních nosičů dle své vlastní myšlenky navrhuji vytvářet nosič ve tvaru protáhlého sféroidu. Případně i přítomnost polymerní taveniny by měla být zvýšena, aby dostatečně pevně udržela pleteniny v naznačeném tvaru, což by však vedlo ke zvyšování výrobních nákladů nosiče. Jak jsem již zmínil v předchozí kapitole (viz 4.3.2) vytváření co nejvíce navzájem překřížených přízí, optimalizace i jejich velikosti pórů a propracování povrchové fixace základního vlákna nosiče jsou klíčovými faktory pro další zdokonalení nosiče z hlediska jeho stability.

Výsledky sledování kolonizace nosiče ve fluidním reaktoru ukázaly, že nanovláknenný nosič je vhodným, a zároveň efektivním podkladem pro bakteriální kolonizaci, jež má za úkol zvýšit efektivitu biologického odstraňování organického znečištění v odpadních vodách. Na základě provedených měření



během 77 dnů provozu experimentu bylo zjištěno, že průměrná hodnota účinnosti odstraňování CHSK byla 81% (při době zdržení 60 hodin a teplotě cca 21°C). Z předchozích či současných studií lze usuzovat, že nanovlákný nosič vykazuje vyšší míru adhesivity buněk ke svému povrchu v porovnání s komerčně dostupnými nosiči biomasy a rovněž splňuje hlavní požadavky na nosič biomasy pro reálné aplikace na biologických čistírnách odpadních vod.

Hlavním přínosem této práce bylo ověření vhodnosti použití nanovlákné vrstvy jako vhodného média (nosiče) pro reálné aplikace na čistírnách odpadních vod. Práce na toto téma zůstávají stále nedokončené (resp. jejich finalizace obnáší delší a podrobnější studium než bylo obsahem předkládané bakalářské práce).

Dalším cílem pro hodnocení nosičů bude zvýšení mechanické odolnosti nosičů, stanovení nejvhodnějšího složení nanovlákné struktury s textilní mikrostrukturou tj. snížení finanční náročnosti na výrobu 3D nosiče.

Další zaměření pro pokračování této práce by bylo nalezení vhodných hodnotících technik/metod pro sledování toxických účinků různých typů nanovláken na vodní organismy a návrh mechanismu sledování úniku nanovláken do okolního prostředí.

LITERATURA

- [1] HOEK, Eric M. V. a Asim K. GHOSH. Chapter 4 - Nanotechnology-Based Membranes for Water Purification A2 - Sustich, Nora SavageMamadou DialloJeremiah DuncanAnita StreetRichard. In: *Nanotechnology Applications for Clean Water* [online]. Boston: William Andrew Publishing, 2009, Micro and Nano Technologies, s. 47–58. ISBN 978-0-8155-1578-4. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780815515784500135>
- [2] CORCORAN, Emily, ed. *Sick Water?: The Central Role of Wastewater Management in Sustainable Development : a Rapid Response Assessment*. B.m.: UNEP/Earthprint, 2010. ISBN 978-82-7701-075-5.
- [3] Global Freshwater Quality: A First Assessment. *Transactions of the American Fisheries Society* [online]. 1992, roč. 121, č. 1, s. 141–141. ISSN 0002-8487. Dostupné z: doi:10.1577/1548-8659-121.1.141
- [4] TUREČEK, Karel. *Zákon o vodách č. 254/2001 Sb., s komentářem*. Praha: Soudy, 2002. ISBN 978-80-902766-8-0.
- [5] CHEREMISINOFF, Nicholas P. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies* [online]. Boston: Butterworth-Heinemann Ltd, 2001. ISBN 978-0-7506-7498-0. Dostupné z: <https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=JN106pTmiTEC>
- [6] SOJKA, Jan. *Čistírný odpadních vod: pro rodinné domy*. Praha: Grada, 2013. ISBN 978-80-247-4504-6.
- [7] BOŘIVOJ, Groda, Tomáš VÍTĚZ, Martin MACHALA, Jan FOLLER, David SURÝNEK a Jaromír MUSIL. *Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově (Poradenství a výzkum, eAGRI)* [online]. Brno, 2007 [vid. 2016-únor-09]. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/poradenstvi-a-vyzkum/poradenstvi/metodiky-pro-zemedelce/ostatni/cistení-odpadních-vod.html>
- [8] HENZE, Mogens, ed. *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. Berlin Heidelberg New York London Paris Tokyo Hong Kong Barcelona Budapest: Springer, 1995. Environmental engineering. ISBN 3-540-58816-7.
- [9] SPELLMAN, Frank R. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations, Second Edition*. B.m.: CRC Press, 2008. ISBN 978-1-4200-7530-4.
- [10] GREENBERG, Arnold E. *Standard Methods: For the Examination of Water and Wastewater, 18th Edition*. 18 r.e. edition. Washington, DC: Amer Public Health Assn, 1992. ISBN 978-0-87553-207-3.
- [11] JONES, Craig W. a James H. CLARK. Miscellaneous uses for hydrogen peroxide technology. In: *Miscellaneous uses for hydrogen peroxide technology* [online]. 1999 [vid. 2016-únor-05]. Dostupné z: <http://pubs.rsc.org/en/content/chapter/bk9780854045365-00231/978-0-85404-536-5>
- [12] CHIPASA, Kangala B. Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. *Waste Management* [online]. 2003, roč. 23, č. 2, s. 135–143. ISSN 0956-053X. Dostupné z: doi:10.1016/S0956-053X(02)00065-X
- [13] SHON, H. K., S. VIGNESWARAN a S. A. SNYDER. Effluent Organic Matter (EfOM) in Wastewater: Constituents, Effects, and Treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* [online]. 2006, roč. 36, č. 4, s. 327–374. ISSN 1064-3389. Dostupné z: doi:10.1080/10643380600580011
- [14] SAWYER, Clair N., Perry L. MCCARTY a Gene F. PARKIN. *Chemistry for environmental engineering and*



science. 5th ed. Boston: McGraw-Hill, 2003. The McGraw-Hill series in civil and environmental engineering. ISBN 978-0-07-248066-5.

- [15] THE LETTER M MARKETING. *What is Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD)?* [online]. 2014. Dostupné z: http://www.mantech-inc.com/products/why_bod_cod/
- [16] AL SAFADY, Mohammed. *Role of Microorganisms on Wastewater Treatment* [online]. Gaza, 2011 [vid. 2016-únor-10]. Bachelor thesis. Al Azhar University. Dostupné z: http://www.academia.edu/1745231/Role_of_Microorganisms_on_Wastewater_Treatment
- [17] KOŽÍŠEK, František a Petr PUMANN. *Infekční onemocnění z pitné vody* [online]. B.m.: Státní zdravotní ústav. 2008. Dostupné z: <http://www.szu.cz/tema/prevence/infekcni-onemocneni-z-pitne-vody>
- [18] WEN, Qinxue, Candani TUTUKA, Alexandra KEEGAN a Bo JIN. Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management* [online]. 2009, roč. 90, č. 3, s. 1442–1447. ISSN 0301-4797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2008.09.002
- [19] DHAKRAS, P.A. Nanotechnology applications in water purification and waste water treatment: A review. In: *2011 International Conference on Nanoscience, Engineering and Technology (ICONSET): 2011 International Conference on Nanoscience, Engineering and Technology (ICONSET)* [online]. 2011, s. 285–291. Dostupné z: doi:10.1109/ICONSET.2011.6167965
- [20] SAVAGE, Nora a Mamadou S. DIALLO. Nanomaterials and Water Purification: Opportunities and Challenges. *Journal of Nanoparticle Research* [online]. 2005, roč. 7, č. 4-5, s. 331–342. ISSN 1388-0764, 1572-896X. Dostupné z: doi:10.1007/s11051-005-7523-5
- [21] QU, Xiaolei, Pedro J. J. ALVAREZ a Qilin LI. Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment. *Water Research* [online]. 2013, roč. 47, č. 12, Nanotechnology for Water and Wastewater Treatment, s. 3931–3946. ISSN 0043-1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2012.09.058
- [22] HRDINOVÁ, Zuzana. *Využití nanomateriálů pro čištění vody*. Brno, 2013. Diplomová práce. Mendelova univerzita v Brně.
- [23] GEHRKE, Ilka, Andreas GEISER a Annette SOMBORN-SCHULZ. Innovations in nanotechnology for water treatment. *Nanotechnology, science and applications*. 2015, roč. 8, s. 1–17. ISSN 1177-8903.
- [24] PAN, Bo a Baoshan XING. Adsorption Mechanisms of Organic Chemicals on Carbon Nanotubes. *Environmental Science & Technology* [online]. 2008, roč. 42, č. 24, s. 9005–9013. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/es801777n
- [25] CLOETE, T. E., ed. *Nanotechnology in water treatment applications* [online]. Norfolk, UK: Caister Academic Press, 2010. ISBN 978-1-904455-66-0. Dostupné z: <http://search.lib.virginia.edu/catalog/u5279937>
- [26] ZHANG, Hengzhong a Jillian F. BANFIELD. Understanding Polymorphic Phase Transformation Behavior during Growth of Nanocrystalline Aggregates: Insights from TiO₂. *The Journal of Physical Chemistry B* [online]. 2000, roč. 104, č. 15, s. 3481–3487. ISSN 1520-6106. Dostupné z: doi:10.1021/jp000499j
- [27] LI, Qilin, Shaily MAHENDRA, Delina Y. LYON, Lena BRUNET, Michael V. LIGA, Dong LI a Pedro J. J. ALVAREZ. Antimicrobial nanomaterials for water disinfection and microbial control: Potential applications and implications. *Water Research* [online]. 2008, roč. 42, č. 18, s. 4591–4602. ISSN 0043-



1354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2008.08.015

- [28] XIU, Zong-ming, Qing-bo ZHANG, Hema L. PUPPALA, Vicki L. COLVIN a Pedro J. J. ALVAREZ. Negligible Particle-Specific Antibacterial Activity of Silver Nanoparticles. *Nano Letters* [online]. 2012, roč. 12, č. 8, s. 4271–4275. ISSN 1530-6984. Dostupné z: doi:10.1021/nl301934w
- [29] VIKESLAND, Peter J. a Krista R. WIGGINTON. Nanomaterial enabled biosensors for pathogen monitoring - a review. *Environmental Science & Technology* [online]. 2010, roč. 44, č. 10, s. 3656–3669. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/es903704z
- [30] LINKOV, Igor a Jeffery STEEVENS. *Nanomaterials: Risks and Benefits* [online]. 2009 edizione. Dordrecht: Springer-Verlag, 2009. ISBN 978-1-4020-9489-7. Dostupné z: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-009-0218-1>
- [31] NOHAVICA, Dušan. *Rizika nanomateriálů a nanotechnologií pro lidské zdraví a životní prostředí* [online]. Ústav fotoniky a elektroniky AV ČR, v. v. i., Chaberská 57, 182 51 Praha 8. 2011 [vid. 2016-únor-06]. Dostupné z: <http://docplayer.cz/3416178-Rizika-nanomaterialu-a-nanotechnologii-pro-lidske-zdravi-a-zivotni-prostredi.html>
- [32] FILIPOVÁ, Zuzana, Jana KUKUTSCHOVÁ a Miroslav MAŠLÁŇ. *Rizika nanomateriálů* [online]. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2012. ISBN 978-80-244-3201-4. Dostupné z: <https://fyzika.upol.cz/cs/system/files/download/vujtek/rizika.pdf>
- [33] SKŘEHOT, Petr A. a Marcela RUPOVÁ. *Nanobezpečnost*. [online]. Výzkumný ústav bezpečnosti práce, 2011 [vid. 2016-únor-06]. ISBN 978-80-86973-89-0. Dostupné z: <http://docplayer.cz/1901414-Nanobezpecnost-petr-a-skrehot-marcela-rupova-vyzkumny-ustav-bezpecnosti-prace-v-v-i.html>
- [34] *Toxicology and Risk Assessment* [online]. 2015 [vid. 2016-únor-06]. ISBN 978-981-4613-38-5. Dostupné z: <https://www.crcpress.com/Toxicology-and-Risk-Assessment/Fan-Alexeeff-Khan/9789814613385>
- [35] SVOBODA, Jiří. *Organická chemie I* [online]. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2005. 1. ISBN 978-80-7080-561-9. Dostupné z: http://147.33.74.135/knihy/uid_isbn-80-7080-561-7/pages-img/060.html
- [36] VÁLEK, Petr. *anilin* [online]. 2014 [vid. 2016-únor-10]. Dostupné z: <http://arnika.org/anilin>
- [37] KAHL, Thomas, Kai-Wilfrid SCHRÖDER a Hartmut HÖKE. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* [online]. Wiley. 2000 [vid. 2016-únor-07]. 6. ISBN 978-3-527-30673-2. Dostupné z: <http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/14356007>
- [38] BRANEN, Alfred Larry, ed. *Food additives*. 2nd ed., rev. and expanded. New York: Marcel Dekker, 2002. Food science and technology, 116. ISBN 978-0-8247-9343-2.
- [39] FRITZ, Ullman. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry: Electronic Release*. CD. Weinheim: Wiley-VCH, 2003. ISBN 978-3-527-30673-2.
- [40] VOHLÍDAL, Jiří, Karel ŠTULÍK a Alois JULÁK. *Chemické a analytické tabulky* [online]. Praha: Grada, 1999. ISBN 978-80-7169-855-5. Dostupné z: <http://www.cbdb.cz/kniha-74222-chemicke-a-analyticke-tabulky>
- [41] BARRON, John. *A Pillar Of Salt* [online]. 2006 [vid. 2016-únor-07]. Dostupné z: <http://jonbarron.org/article/pillar-salt#.VrdsVhjhCM8>



- [42] MCNAUGHT, A.D. a A. WILKINSON. *Compendium of Chemical Terminology* [online]. Blackwell Scientific Publications. Oxford: International Union of Pure and Applied Chemistry, 1997. 2. ISBN 0-9678550-9-8. Dostupné z: <http://goldbook.iupac.org>
- [43] US DEPARTMENT OF COMMERCE, NIST. *Spectrophotometry* [online]. 2009 [vid. 2016-únor-11]. Dostupné z: <http://www.nist.gov/pml/div685/grp03/spectrophotometry.cfm>
- [44] HACH LANGE UNITED FOR WATER QUALITY. *Laboratorní analýza vody Fotometrické a elektrochemické přístroje, reagentie a služby* [online]. [vid. 2016-únor-07]. Dostupné z: <http://docplayer.cz/10668235-Laboratorni-analyza-vody-fotometricke-a-elektrochemicke-pristroje-reagentie-a-sluzby.html>
- [45] WTW WISSENSCHAFTLICH-TECHNISCHE WERKSTÄTTEN GMBH. *inoLab® Multi IDS pH, ISE, CONDUCTIVITY AND O2 MEASUREMENT — ACCURATE, COMPLIANT, SECURE* [online]. Katalog. Weilheim, 2014. Dostupné z: http://www.inolab.de/fileadmin/_migrated/content_uploads/Brochure_8_inoLab-Multi-IDS_1590-KB_US-pdf_01.pdf
- [46] VAN DER GEIZE, Robert a Lubbert DIJKHUIZEN. Harnessing the catabolic diversity of rhodococci for environmental and biotechnological applications. *Current Opinion in Microbiology* [online]. 2004, roč. 7, č. 3, s. 255–261. ISSN 1369-5274. Dostupné z: doi:10.1016/j.mib.2004.04.001
- [47] HOŘÁK, Karel a Miroslav NĚMEC. *Praktikum z fyziologie bakterií a statistické hodnocení výsledků: Určeno pro posl. fak. přírodověd.* Brno: Univerzita J.E. Purkyně, 1975.
- [48] ŠONKA, Milan a Václav HLAVÁČ. *Počítačové vidění* [online]. B.m.: Grada, 1992 [vid. 2016-únor-07]. ISBN 80-85424-67-3. Dostupné z: <https://is.muni.cz/publication/137054>
- [49] KŘIKLAVOVÁ, Lucie. *Vývoj nanovlákněného nosiče pro hybridní bioreaktory s imobilizovanou biomasou a využití obrazové analýzy pro hodnocení biofilmových struktur.* Liberec, 2013. Disertační práce. Technická univerzita v Liberci.
- [50] MCQUARRIE, James P. a Joshua P. BOLTZ. Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*. 2011, roč. 83, č. 6, s. 560–575. ISSN 1061-4303.
- [51] ZDENĚK, P. *Digitalizace textilních porézních struktur za účelem počítačové simulace transportních jevů.* Liberec, 2010. Diplomová práce. Technická univerzita v Liberci.
- [52] MILTON a R. BEYCHOK. Performance of surface-aerated basins. *Chemical Engineering Progress Symposium Series*. 1971, roč. 67, č. 107, 3, s. 322–339.
- [53] JIRSAK, O., F. SANETRNÍK, D. LUKAS, V. KOTEK, L. MARTINOVA a J. CHALOUPEK. Method of nanofibres production from a polymer solution using electrostatic spinning and a device for carrying out the method [online]. European Patent: EP(673 493). 2004. Liberec. [vid. 2016-únor-11]. Dostupné z: <http://www.google.com/patents/US7585437>
- [54] TIJHUIS, L., L. P. M. van der PLUYM, M. C. M. van LOOSDRECHT a J. J. HEIJNEN. Formation of Biofilms on Small Suspended Particles in Airlift Reactors. *Water Science and Technology*. 1992, roč. 26, č. 3-4, s. 647–654. ISSN 0273-1223, 1996-9732.
- [55] O'TOOLE, G., H. B. KAPLAN a R. KOLTER. Biofilm formation as microbial development. *Annual Review of Microbiology* [online]. 2000, roč. 54, s. 49–79. ISSN 0066-4227. Dostupné



z: doi:10.1146/annurev.micro.54.1.49

- [56] HALL-STOODLEY, Luanne, J. William COSTERTON a Paul STOODLEY. Bacterial biofilms: from the Natural environment to infectious diseases. *Nature Reviews Microbiology* [online]. 2004, roč. 2, č. 2, s. 95–108. ISSN 1740-1526. Dostupné z: doi:10.1038/nrmicro821
- [57] JAVŮREK, Jakub. *Vliv povrchové hydrofobicity klinicky významných mikroorganismů na adhezi k umělým povrchům*. Brno, 2010. Diplomová práce. Masarykova univerzita v Brně.
- [58] YSLAS, Edith I., Luis E. IBARRA, Damián O. PERALTA, César A. BARBERO, Viviana A. RIVAROLA a Mabel L. BERTUZZI. Polyaniline nanofibers: acute toxicity and teratogenic effect on *Rhinella arenarum* embryos. *Chemosphere* [online]. 2012, roč. 87, č. 11, s. 1374–1380. ISSN 1879-1298. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2012.02.033
- [59] DOLINA, LEDERER, KŘIKLAVOVÁ a ŠEVCŮ. *Výsledek RIV/46747885:24220/11:#0001811 - Použití imobilizovaných mikroorganismů pro nitrifikaci v odpadních vodách s vysokým obsahem amonných iontů a anorganických solí (2011) - data IS VaVal* [online]. 2012 [vid. 2016-květen-05]. Dostupné z: <http://www.isvav.cz/resultDetail.do;jsessionid=BDFA602E494F1F8922AC99CE8245AAC6?rowId=RIV%2F46747885%3A24220%2F11%3A%230001811!RIV12-MSM-24220> ____
- [60] KŘIKLAVOVÁ, L., ŠEVCŮ, A., LEDERER, T., DUB, T., JANOUŠEK, T. a BOHATÁ, M. *Evaluation of Nanofiber Stability And Toxicity in Biological Wastewater Treatment*. Tanger s.r.o. Brno: Nanocon., 2013. 1. ISBN 978-80-87294-44-4.
- [61] KŘIKLAVOVÁ, L., SANETRŇÍK, F., KOLČAVOVÁ, B., DUB, T. a LEDERER, T. Nanotextiles as Biomass Carriers in Biological Wastewater Treatment. In: *IWA 6th Eastern European Young Water Professionals Conference*. Istanbul: IWA the International water association, 2014.
- [62] MASÁK J., ČEJKOVÁ A., SIGLOVÁ M., KOTRBA D., JIRKŮ V. a HRON P. Biofilm formation: A tool increasing biodegradation activity. *Massey University Press*. 2002, roč. 3, s. 523–528.

