Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie

Biologické způsoby čištění odpadních vod

Bakalářská práce

Vedoucí práce: prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Bakalant: Patrik Mottel

© 2022 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Patrik Mottel

Územní technická a správní služba v životním prostředí

Název práce

Biologické způsoby čištění odpadních vod

Název anglicky

Wastewater treatment in biological treatment systems

Cíle práce

Cílem práce je popsat jednotlivé způsoby biologického čištění odpadních vod.

Metodika

Jedná se o rešeršní práci, ve které budou popsány základní způsoby čištění odpadních vod, které využívají biologické způsoby.

Doporučený rozsah práce

40 stran včetně příloh

Klíčová slova

odpadní vody, biologické čištění, aktivační čistírny, kořenové čistírny, biofiltry

---

Doporučené zdroje informací

Dohányos, M., Koller, J., Strnadová, N., 1994. Čištění odpadních vod. VŠCHT Praha.

Chudoba, J., Dohányos, M., Wanner, J., 1991. Biologické čištění odpadních vod. SNTL Praha.

Šálek, J., Tlapák, V., 2006. Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. ČKAIT Praha.

Vymazal, J., 2009. Kořenové čistírny odpadních vod: 20 let zkušeností v České republice. Vodní hospodářství 59: 113-119.

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 1. 3. 2022

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 2. 3. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 11. 03. 2022

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Biologické způsoby čištění odpadních vod vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzi tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31. 3. 2022 _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu práce prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc, za cenné rady, odborné vedení a ochotu. Dále bych chtěl poděkovat všem, kteří mě podporovali.

Abstrakt

Bakalářská práce se zabývá jednotlivými biologickými způsoby, které se využívají pro čištění odpadních vod. Cílem práce je představení aerobních, anaerobních a přírodních způsobů čištění. Biologické čištění je samostatným stupněm, ale čištění odpadních vod vždy musí předcházet i mechanickému předčištění, proto se dají všechny biologické druhy označit jako mechanicko-biologické. Využívají se pro čištění různých druhů odpadních vod, jako jsou méně znečištěné splaškové a městské, tak také pro čištění průmyslových vod, které se vyznačují vysokou mírou znečištění. V závěru práce jsou popisovány výhody a nevýhody těchto způsobů.

Klíčová slova: odpadní vody, biologické čištění, aktivační čistírny, kořenové čistírny, biofiltry

Abstract

The bachelor thesis deals with individual biological methods that are used for wastewater treatment. The aim of the work is to introduce aerobic, anaerobic and natural methods of treatment. Biological treatment is a separate stage, but wastewater treatment must always precede mechanical pre-treatment, so all biological species can be described as mechanical-biological. They are used for the treatment of various types of wastewater, such as less polluted sewage and urban, as well as for the treatment of industrial waters, which are characterized by a high degree of pollution. At the end of the thesis, the advantages and disadvantages of these methods are described.

Keywords: wastewater, biological treatment, activation treatment plants, constructed wetlands, biofilters

1 Úvod 9
2 Cíle práce 9
3 Odpadní vody 9
3.1 Splaškové vody 9
3.2 Průmyslové vody 10
3.3 Zemědělské vody 10
3.4 Důlní vody....10
4 Mechanické čištění 10
4.1 Česle....11
4.2 Lapáky písku, tuků a olejů 11
4.3 Usazovací nádrž 11
4.4 Štěrbinová nádrž 12
4.5 Septik 12
5 Biologického čištění 13
6 Aerobní způsoby biologického čištění 13
7 Aktivační proces 13
7.1 Směsná kultura....14
7.2 Aerace....15
7.2.1 Pneumatická aerace....15
7.2.2 Mechanická aerace....16
7.2.3 Hydropneumatická aerace....17
7.3 Dosazovací nádrž....17
8 Biologické odstraňování nutrientů v aktivačních systémech....18
8.1 Biologické odstraňování dusíku....18
8.2 Biologické odstraňování fosforu z odpadních vod 19
9 Aerobní čištění směsnou kulturou v biofilmových reaktorech 19
9.1 Zkrápěné biologické kolony....19
9.2 Rotační biofilmové reaktory 22
9.2.1 Rotační diskové reaktory 22
9.2.2 Rotační klecové reaktor....23
9.3 Reaktory s kombinovanou kultivací biomasy....23
9.3.1 Systémy s oddělenou kultivací nárostové a suspenzní biomasy 23
9.3.2 Jednoreaktorové systémy kombinovné kultivace....24
10. Zemní filtry 24
11 Umělé mokřady 25
12 Stabilizační nádrže....27
13 Anaerobní způsoby biologického čištění 28
13.1 Princip anaerobního čištění odpadních vod 28
14 Anaerobní biologické nádrže 29
15 Kořenové čistírny 29
16 Anaerobní reaktory 30
16.1 UASB reaktor....31
16.2 IC reaktor 31
17 Diskuse....32
18 Závěr 33
19 Seznam použitých zdrojů....34

1 Úvod

Funkce vody je nezbytným a základním předpokladem pro život, stejně jako vzduch. Sladká voda je podstatnou a nenahraditelnou surovinou pro lidstvo, živočichy a další živé organisnismy.

Lidskou činností dochází ke změně fyzikálních, chemických a biologických vlastností vody, která se důsledkem působení těchto změn přeměňuje na vodu odpadní. Pokud by se odpadní vody nečistily docházelo by k negativním dopadům na životní prostředí, což by výrazně ovlivnilo všechny živé organismy.

Novodobá historie čištění odpadních vod je spjatá s pandemií cholery, která byla způsobena vypouštěním fekálií, splašků, průmyslových vod a jiného znečištění do vodních toků. Následný odběr za účelem využití pitné vody pro obyvatele z těchto znečištěných toků zapříčinil šíření pandemie.

Výzvu pro životní prostředí představuje stále větší industrializace a to převážně v oblastech Asie, kam je soustředěna průmyslová výroba a ekonomické výsledky jsou upřednostňovány před těmi ekologickými.

2 Cíle práce

Cílem práce je popsat jednotlivé způsoby biologického čištění odpadních vod.

3 Odpadní vody

Odpadní voda je taková voda, ve které došlo ke změně fyzikálních, chemických a biologických vlastností, které znemožňují její další využití. Neexistuje jednotný způsob čištění odpadních vod s ohledem na různé typy znečištění, proto jsou využívány kombinace různých způsobů a procesů, které jsou schopné z vody odstranit většinu kontaminantů (Dohányos et al. 2004).

3.1 Splaškové vody

Splaškové vody je označení pro odpadní vody, jejichž vlastnosti byly zhoršeny každodenní lidskou činností a ideálním způsobem čistění jsou aerobní biologické procesy. Mezi takovéto vody se řadí vody z domácností (koupelna, WC, kuchyně), škol, úřadů, sociálních zařízení apod. Zároveň ale neobsahují vody vyprodukované v průmyslu. Pokud by se ve městě vyskytoval průmysl, který vypouští své vody do kanalizace, poté se odpadní vody označují jako městské odpadní vody (Dohányos et al. 2004).

3.2 Průmyslové vody

Průmyslové vody vznikají převážně během výrobních procesů, ale řadí se sem také splaškové vody vyprodukované v průmyslovém objektu, srážkové vody spadlé na území areálu nebo chladící vody (Bindzar, 2009). Mezi významné producenty průmyslových vod patří rafinérie, textilní výroba, potravinářský, farmaceutický a ocelářský průmysl. Za průmyslové odpadní vody jsou považovány také vody ze zemědělské produkce. Na rozdíl od splaškových vod mají průmyslové vody rozmanitý charakter a složení (Chudoba et al. 1991). Vlastnosti a složení průmyslových vod se liší dle zdroje výroby a použitých surovin (Muralikrishna, Manickam, 2017).

3.3 Zemědělské vody

Zemědělské vody bývají také označovány jako závlahové vody. V mnoha povodích jsou zemědělské vody považovány za hlavní zdroj znečištění. Znečištění vodních toků, ale i půd vzniká odtokem přebytečné vody z povchu polí, které se nevsáknou do půdy. Přebytečná voda, která odtéka s sebou unáší znečišťující látky, jako jsou pesticidy, chemické hnojiva, herbicidy, ale také živočišné odpady. Z tohoto důvodu jsou zemědělské vody zodpovědné za znečištění vodních toků dusičnany, fosforem, pesticidy, půdními sedimenty, solí a patogeny z rostlinné a živočišné činnosti (Parris, 2011).

3.4 Důlní vody

Důlní vody se častěji označují jako kyselá důlní dreanáž. K tvorbě důlních vod dochází v momentě, když jsou pyritické materiály vystaveny zvětrávaní kyslíkem, vodou nebo chemoautotrofními bakteriemi (Luís et al. 2009). Vyznačují se koncentrací kovů a velmi nízkým pH, proto mohou být velmi kyselé. Nejčastěji jsou spojovány s cennými minerály, jako jsou kovové rudy a uhlí (Zipper, Skousen, 2010).

4 Mechanické čištění

Mechanický způsob čištění, někdy také označován jako mechanické předčištění nebo primární stupeň čištění, je způsob čištění, pomocí kterého lze odpadní vody zbavit hrubých vodou unášených nečistot, které by mohly ohrozit technologické prvky (např. čerpadla) a účinky biologického čištění. S ohledem na různé typy znečištění jsou aplikované různé způsoby čištění.

4.1 Česle

Česle jsou zařízení sloužící pro zachycení hrubých nečistot z odpadních vod (Obr. 1). Konstrukce je tvořena vertikálními česlicemi v rámu. Sklon uložení česlí bývá v rozmezí od 30–60°. Mezi česlicemi jsou mezery, kterými protéká odpadní voda a na česlicích se zachycují hrubé nečistoty. Česle se rozdělují podle velikosti mezer na hrubé a jemné (Bindzar, 2009).

Česle je potřeba pravidelně čistit a odstraňovat zachycené nečistoty, které se nazývají shrabky. Mohou být stírány mechanicky nebo ručně. Průtočná rychlost by neměla překročit 0,9 $m \cdot s^{-1}$, aby nedošlo k protlačení znečištění přes česle. Zároveň by průtočná rychlost neměla být menší než 0,3 $m \cdot s^{-1}$, aby nedocházelo k usazování písku (Dohányos et al. 2004).

Obr. 1 Ručně stírané česle (URL 1)

4.2 Lapáky písku, tuků a olejů

Lapák písku slouží k odstranění anorganické znečištění. Funguje na pricipu sedimentační procesu, proto je optimální průtočná rychlost 0,3 $m \cdot s^{-1}$, aby nedocházelo k unášení částic (Chudoba, 1991). Dalšími druhy lapáků jsou lapáky tuků a olejů, které zachycují látky s hustotou menší, něž je hustota vody. Konstrukce těchto lapáků obsahuje nádrž s nornou stěnou, na které se zachycuje znečištění, převážně olej a ropné látky plovoucí na hladině (Šálek, Tlapák, 2006).

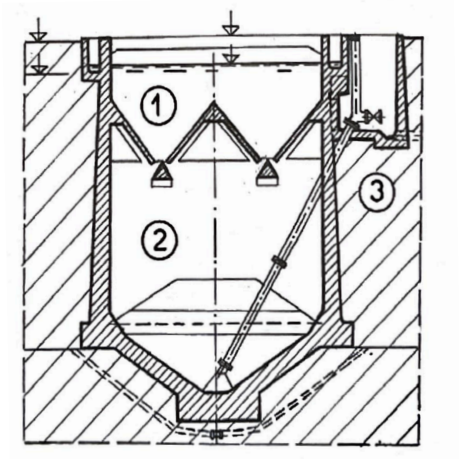
4.3 Usazovací nádrž

Usazovací nádrže slouží k sedimentaci nerozpuštěných organických látek. Přítok odpadní vody do usazovací nádrže nesmí být příliš rychlý, aby nedocházelo k narušování sedimentačního procesu. Bývají aplikovány na větších městských čistírnách. Z nádrže je odseparován tzv. primární kal, který je dále veden

do anaerobního reaktoru, kde dochází ke stabilizaci přebytečného čistírenského kalu. Nádrže mohou být doplněny o stírání hladiny, kterým lze odstranit plovoucí znečištění.

4.4 Štěrbinová nádrž

Štěrbinové nádrže jsou hluboké usazovací nádrže, bývají také označovány jako emšerské nebo Imhoffovy studny. Slouží pro zachycení jemných kalových částic. Nádrž je tvořena dvěma oddělenými komorami, které jsou od sebe odděleny štěrbinou, a také nornou stěnou proti plovoucímu znečištění. V horním prostoru nádrže dochází k sedimentaci. Jemné částice kalu se usazují na šikmých stěnách a dochází k jejich sesouvání a propadu štěrbinou do níže položeného kalového prostoru. Tento prostor je určen pro usazování a anaerobní stabilizaci kalu. Stěny se překrývají, aby nedocházelo k úniku plynových bublin do horní části, kde by mohlo docházet k narušování sedimentačního procesu. Usazený kal se ze dna nádrže odvádí odkalovacím potrubím do anaerobní nádrže. Štěrbinové nádrže se využívají převážně v kombinaci s přírodními způsoby, např. kořenová čistírna (Šálek, 1995).



Obr. 2 Schéma řezu štěrbinové nádrže (Šálek, Tlapák, 2006): 1 - usazovací prostor, 2 - kalový akumulační a stabilizační prostor, 3 - odkalovací potrubí

4.5 Septik

Septik je zvláštním druhem usazovací nádrže, která se využívá pro objekty nepřipojené na stokovou síť. Jedná se o kombinaci mechanického a částečně anaerobního čištění. Nádrž septiku je rozdělena komorami, které zabraňují odtoku usazenému i plovoucímu kalu. Nejčastěji se využívá tří komorový septik s nornými stěnami. Septik bývá kombinován se zemním filtrem, který funguje na principu biologického čištění. Po průtoku vody septikem pokračuje na filtr. Kal obsažený v odpadních vodách se usazuje na dně nádrže, kde dochází k jeho anaerobnímu rozkladu. (Šálek, Tlapák, 2006).

5 Biologického čištění

Biologické čištění odpadních vod je samostatným stupněm v procesu čištění odpadních vod. Je napodobením a zintenzivněním samočistících procesů probíhajících v povrchových vodách. Pro čištění odpadních vod se využívá směs kultur bakterií, tzv. aktivovaný kal, díky němuž dochází k rozkladu biologicky rozložitelných látek, ale také k rozkladu dusíku, fosforu a solí (Chudoba et al. 1991).

Výhodou tohoto způsobu je, že vyčištěná odpadní voda neobsahuje toxické látky, které by mohly mít v recipientu zničující účinky pro flóru i faunu. Jejich další výhodou je relativně levný a bezporuchový provoz a nízké zatížení vypuštěných odpadních vod. Narozdíl od fyzikálně-chemických způsobů se do vody nepřidávají jiné znečišťující látky (Chudoba et al. 1991).

Biologické čištění odpadních vod se podle způsobu čištění dělí na aerobní a anaerobní. Aerobní čištění ke svým procesům vyžaduje přítomnost kyslíku. Mikroorganismy za přítomnosti kyslíku rozkládají biologicky rozložitelné organické znečištění. Aerobní způsoby se využívají převážně pro čištění splaškových vod.

Naproti tomu anaerobní způsoby čištění probíhají ve striktně bezkyslíkatém prostředí. Anaerobní způsoby čištění nalezly hojné využití pro čištění průmyslových vod, které obsahují velké množství biologického znečištění (potravinářský průmysl).

6 Aerobní způsoby biologického čištění

Aerobní způsoby čistění odpadních vod využívají procesů oxidace biologicky rozložitelných organických látek pomocí mikroorganismů za přítomnosti kyslíku v tzv. oxickém prostředí. Část látek zoxiduje na oxid uhličitý a vodu, a část se spotřebuje na syntézu, nejčastěji polysacharidy a lipidy (Chudoba et al. 1991).

Aerobní způsoby se zabývají procesy čištění odpadních vod pomocí mikroorganismů, pomocí nichž je možné odstranit biologicky rozložitelné látky z odpadních vod. V aktivačních nádržích se k tomuto procesu primárně využívá kal.

Aerobní způsoby čištění odpadních se vedle klasických způsobů čištění v aktivačních čistírnách využívají také v biofilmových reaktorech. Místo kalu se využívá nárůstu mikroorganismů na nosičích, pomocí kterých dochází k čištění odpadních vod. V těchto reaktorech je využíváno stejných principů jako během aktivace, ovšem procesy se výrazně liší.

7 Aktivační proces

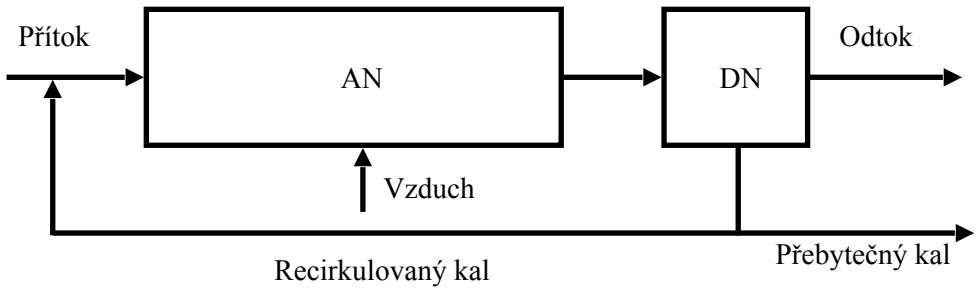
Aktivační proces, který je také nazýván aktivace, je nejrozšířenějším biologickým způsobem čištění odpadních vod (Bindzar, 2009). Proces se skládá se ze dvou

samostatných jednotek, aktivační nádrže (biologické) a dosazovací nádrže (separační) (Chudoba et al. 1991). Blokové schéma je znázorněno na obr. 3.

Před přítokem odpadní vody do aktivační nádrže je nezbytné mechanické předčištění odpadní vody. Předčištěná odpadní voda se mísí s recirkulovaným (vratným) kalem a následně je rovnoměrně přiváděna do aktivační nádrže. Pro proces aktivace je nezbytně nutná přítomnost kyslíku, bez kterého by mikroorganismy nebyly schopny odpadní vodu zbavovat nečistot, ale také v ní přežívat. Kyslík může být do aktivační nádrže vháněn za pomocí tlakového vzduchu, nejčastěji ve formě různě velkých bublin, nebo mechanickým aerátorem (Chudoba et al. 1991).

Směs aktivovaného kalu a odpadní vody je následně přiváděna do dosazovací nádrže, ve které se procesem sedimentace na dně nádrže usazuje a zahušťuje kal. Vyčištěná odpadní voda je separována a odváděna na terciární čištění nebo do recipientu. Část zahuštěného kalu se vrací zpět do aktivační nádrže a část je odváděna jako přebytečný na stabilizaci (Malý, Hlavínek, 1996).

Od počátku využívání aktivovaného procesu vznikly modifikované systémy. Mezi tyto systémy se řadí aktivace s rozdělenou regenerací kalů, dvoustupňová aktivace, oběhové systémy, karuselová aktivace, šachtová aktivace, věžová aktivace, adsorpční aktivace, kyslíková aktivace, moderní aktivace a další (Dohányos et al. 2004).



Obr. 3 Blokové schéma aktivačního procesu (Autor): AN - aktivační nádrž, DN - dosazovací nádrž

7.1 Směsná kultura

Směsná kultura se nazývá aktivovaný kal. Počátky výzkumu aktivovaného kalu sahají až do roku 1913. V tomto období se poprvé podařilo pánům Ardernovi a Lockettovi dlouhodobým provzdušňováním městských splašků vypěstovat směsnou kulturu (Dohányos et al. 2004).

Čištění aktivovaným kalem je nejrozšířenějším biologickým způsobem čištění odpadních vod. Účinnost čištění je ovlivněna koncentrací rozpuštěného kyslíku odpadních vodách, proces je tedy v aktivační nádrž provzdušňován (Xu et al. 2022). Kvalitní aktivovaný kal je schopen se od vyčištěné odpadní vody oddělit sedimentací. Některý kal má do flokulační vlastnosti a je třeba ho odstranit stěrem z hladiny (Dohányos et al. 2004).

Vločkotvorné bakterie, které se vyskytují v aktivovaném kalu, jsou nejčastěji ve formě zoogleí. Rody bakterií, které mají největší zastoupení ve směsné kultuře jsou: *Pseudomonas, Flavobacterium, Achrobacter, Azotobacter, Micrococcus, Bacillus, Acinetobacter, Mycobacterium, Nocardia* a další. V aktivovaném kalu mohou být v menším množství přítomny i různé druhy hub, plísní a kvasinek. Součástí aktivovaného kalu bývají také nitrifikační bakerie, konkrétně *Nitrosomonas* a *Nitrobacter* (Dohányos et al. 2004).

Zastoupeny jsou také některé druhy vláknitých mikroorganismů, např. *Sphaerotilus, Leptomius, Leucothrix, Thiothrix, Beggiatoa, Nocardia, Microthrix parvicella.* Jejich přítomnost je důležitá pro kompaktnost vloček aktivovaného kalu, problémy ovšem mohou nastat, pokud vláknité mikroorganismy v aktivovaném kalu převládnou. Vláknité mikroorganismy mají špatné usazovací vlastnosti, proto by v případě převládnutí v aktivním kalu došlo k technologickým problémům s jejich odstraněním (Dohányos et al. 2004).

Obvyklou součástí aktivovaného kalu také bývají vyšší organismy, konkrétně vířníci, nálevníci, hlístice a další. Slouží jako indikátorové organismy pro odhad stavu aktivované kalu a přítomnosti toxických látek v odpadní vodě (Dohányos et al. 2004).

7.2 Aerace

Aerace neboli umělé provzdušňování je nedílnou součástí aerobních procesů v aktivační nádrži. Vzduch je do nádrže přiváděn nejčastěji ve formě vzduchu nebo jako čistý plyn. Množství kyslíku dodávaného do aktivační nádrže musí být v takovém množství, aby se uspokojila spotřeba kyslíku mikroorganismy pro biochemickou oxidaci, ale zároveň byly minimalizovány energetické náklady. Aerační zařízení využívané v aktivačních nádržích lze dělit do skupin: pneumatická, mechanická, hydropneumatická (Chudoba et al. 1991).

7.2.1 Pneumatická aerace

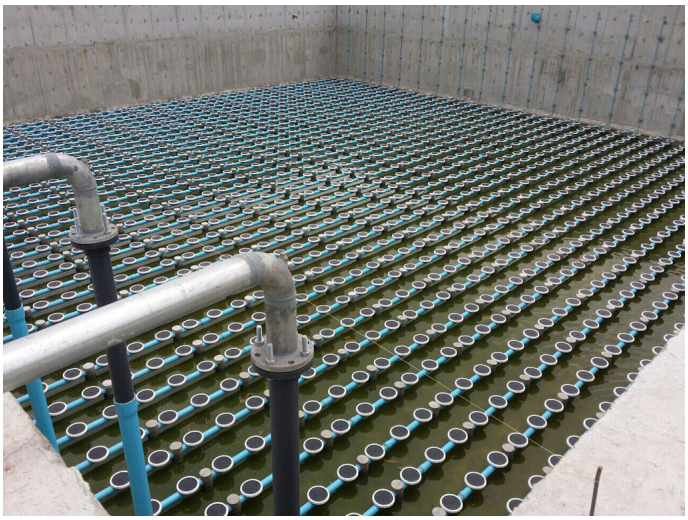
Pneumatická aerace je preferovaným způsobem provzdušňování v aktivačních nádržích. Pracuje na principu vhánění tlakového vzduchu do aktivační směsi pomocí děrovaných celoplošných roštů, které jsou uloženy na dně nádrže (Obr. 4). Celoplošnými rošty je zaručena rovnoměrná a kontinuální distribuce tlakového vzduchu do celého prostoru nádrže (Chudoba et al. 1991).

Tlakový vzduch do čištěné odpadní vody proudí různými druhy aeračních elementů, jako jsou např. děrované trubky, keramické porézní materiály, ale také plastové materiály ve tvaru trubek, zvonů a disků. Pro děrovaný rošt se nejčastěji využívá osazení kruhových diskových aeračních elementů, v závislosti na požadované velikosti bublin (Dohányos et al. 2004).

Bindzar (2009) uvádí, že průměr (d) velikosti bublin proudících do aktivační nádrže lze rozdělit do tří skupin:

- jemnobublinnou (d = 1 až 4 mm),
- středobublinnou (d = 4 až 10 mm),
- hrubobublinnou (d >10 mm).

V současné době převládá využívání jemnobublinkové aerace. Tento typ pneumatické aerace se stal tak rozšířeným z důvodů velké energetické účinnosti, dobrých podmínek pro regulaci vnosu, kterou lze ovlivňovat dle aktuální spotřeby a také malého mechanického namáhání vloček aktivovaného kalu. Hlavním rozdílem jemnobublinné aerace oproti jiným typům jsou ekonomické důvody, neboť je méně nákladný na provoz a údržbu (Bindzar, 2009).



Obr. 4 Celoplošný rošt osazený membránovými diskovými elementy (URL 2)

7.2.2 Mechanická aerace

Provzdušňování odpadní vody mechanickými aerátory je založeno na principu čeření hladiny. Čeřením dochází k přestupu kyslíku do směsi odpadní vody a kalu.

Podle Bindzara (2009) lze mechanické aerátory dělit podle osy hřídele na:

- horizontální – Kessenerovy kartáče nebo válce,
- vertikální – aerační turbíny (Obr. 5).

V dřívějších dobách byla mechanická aerace využívaným a preferovaným způsobem provzdušňování odpadních vod. Jako hlavní důvody se uváděly ekonomické náklady na provoz. Od tohoto způsobu aerace se začalo upouštět a začal být nahrazován pneumatickou aerací. Hlavními důvody byly nevýhody spojené s tímto aeračním systémem (Chudoba et al. 1991).

Mezi nevýhody mechanické aerace se řadí: častá poruchovost převodovek, tvorba aerosolů, rozbíjení vloček aktivovaného kalu, prochlazování aktivační směsi - převážně v zimní období, velká plocha z důvodu nízké hloubky aktivační nádrže (max. 2,5 až 3,0 m) (Bindzar, 2009).

Obr. 5 Mechanický vertikální aerátor (URL 3)

7.2.3 Hydropneumatická aerace

Tento způsob aerace probíhá v ejektoru, do kterého je čerpadlem nasávána aktivační směs, čímž v ejektoru vzniká podtlak. Podtlak je využíván pro přivedení vzduchu. V další části zařízení dochází k mísení a následnému vypoštění do aktivační nádrže. Vzhledem k velké energetické náročnosti by měl být využíván pouze jako náhradní způsob (Bindzar, 2009).

7.3 Dosazovací nádrž

Dosazovací nádrž je konstrukčně totožná jako usazovací nádrž, která se využívá pro mechanické předčištění odpadních vod. Aktivovaná směs přitéká z aktivační nádrže do dosazovacích nádržích, ve kterých se sedimentačním procesem separuje

aktivovaný kal od vyčištěné vod. K zachycení vyflotovaných částic aktivovaného kalu se využívají norné stěny a stěr z hladiny odpadní vody (Chudoba et al. 1991).

Zahuštěný aktivovaný kal je ze dna nádrže odváděn recirkulací zpět na začátek celého procesu. Tam se mísí s odpadní vodou a znovu prochází aktivačním procesem. Z důvodu kontinuální tvorby nové biomasy je nutné část aktivovaného kalu periodicky odvádět ve formě přebytečného kalu. Odpadní voda zbavená suspenze je z dosazovací nádrže odváděna pilovým přepadem (Chudoba et al. 1991).

8 Biologické odstraňování nutrientů v aktivačních systémech

Kromě organického znečištění je potřeba z odpadní vody odstraňovat také nutrienty, mezi které řadíme zejména dusík a fosfor. Zvýšené koncentrace těchto prvků v povrchových vodách mohou mít za následek zvýšenou trofizaci vod, čímž může dojít k namnožení řas a sinic, které jsou nežádoucí nejen při rekreačním využití vod, ale také při vodárenské úpravě vody. Zároveň jsou vysoké koncentrace amoniaku toxické pro ryby a mohou mít vliv na vyšší spotřebu kyslíku ve vodách a být prekurzorem úhynu vodních organismů (Bindzar, 2009).

8.1 Biologické odstraňování dusíku

Biologické odstraňování organického dusíku spočívá v biochemické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany (nitrifikace) a v jejich následující biochemické redukci na plynný dusík (denitrifikaci) Tradičním uspořádáním na čistírně odpadních vod je zařazení denitrifikace před nitrifikaci.

Proces denitrifikace probíhá za anoxických podmínek, kdy akceptorem elektronů v oxidačně-redukčních reakcích není kyslík, ale dusičnanový dusík. V odpadní vodě přitéká na čistírnu amoniakální dusík, zejména v iontové formě amonných iontů, naopak koncentrace dusitanů a dusičnanů jsou minimální.

V denitrifikaci vlivem organotrofních denitrifikačních bakterií dochází redukci dusičnanů a dusitanů na plynný dusík, na koncentraci amoniakálního dusíku to nemá vliv. V následné nitrifikaci dochází k oxidaci amoniakálního dusíku. Nitrifikace probíhá ve dvou stupních vlivem litotrofních nitrifikačních bakterií. V první se amoniakální dusík oxiduje na dusitany (nitritace), ve druhém jsou vzniklé dusitany oxidovány na dusičnany (nitratace).

V takovémto případě by tedy byl sice odstraněn amoniakální dusík, ale na odtoku by byly vysoké koncentrace dusičnanů a dusitanů. Z toho důvodu se využívá jednak klasické recirkulace kalu, na druhé straně interního recyklu. Právě recirkulace je zásadním bodem odstraňování dusíku. Vzniklé dusičnany a dusitany se totiž

dostanou opět na začátek procesu aktivace a v denitrifikaci jsou přeměňovány na již zmíněný plynný dusík (Bindzar, 2009).

8.2 Biologické odstraňování fosforu z odpadních vod

Při biologickém čištění dochází vždy k částečnému odstranění fosforu, který je inkorporován do biomasy mikroorganismů, běžný kal ale běžně dosahuje pouhých 2 % fosforu v sušině. Proto se využívají speciální typy bakterií, tzv. poly-P (polyfosfátakumulující), které dokáží akumulovat 9-10 % fosforu v sušině.

Za potřebí je střídání anaerobních a oxických podmínek. V anaerobním prostředí, tedy bez přístupu kyslíku a dusičnanů, bakterie akumulují organický substrát, který momentálně nemohou využít na svou spotřebu. Aby ho mohly nashromáždit, potřebují získat energii, tedy rozštěpí polyfosfáty obsažené ve své buňce. Tím dojde k uvolnění fosforu do aktivační směsi.

Při přechodu do oxických podmínek je bakteriím již umožněno zpracovat organický substrát. Produkují tím velké množství energie, které nedokáží zužitkovat. Proto ji využijí na akumulaci fosforu do svých buněk, který mohou při pobytu v anaerobních podmínkách znovu využít (Bindzar, 2009).

9 Aerobní čištění směsnou kulturou v biofilmových reaktorech

Čištění směsnou kulturou v biofilmových reaktorech je dalším z aerobních způsobů čištění odpadních vod. Mikroorganismy se přichytávají na nosič, na kterém se vytvoří vrstva biofilmu. Stejně jako v případě čištění odpadních vod aktivačním procesem i v tomto způsobu čištění musí odpadní voda projít mechanický předčištěním, které jí zbaví hrubého znečištění. Reaktory jsou rovněž provzdušňované a po biologickém stupni následuje separace v dosazovací nádrži nebo na membránovém filtru (Bakar et al. 2018).

V zahraničí tyto technologie doznaly většího rozšíření, i ve formě velkých čistíren. Naopak v ČR využití těchto způsobu nebylo příliš rozšiřováno. Významnějšího rozšíření tyto způsoby doznaly u objektů, které nejsou napojeny na kanalizační síť, jako jsou např. motoresty, motely, rekreakční střediska, ale také i horská střediska (Chudoba et al. 1991).

9.1 Zkrápěné biologické kolony

Zkrápněné biologické kolony jsou také známé pod názem biofiltry. Způsob čištění je založen na principu přivedení natlakované odpadní vody středovým sloupem na hlavu kolony, ze které se distribučním zařízením rovnoměrně rozptyluje. Odpadní

voda stéká po biofilmu, který se nachází na náplni kolony a následně protéká roštěm. Nakloněným spádovým dnem je pak odváděna do sběrné jímky. Z té je odpadní voda se strženou biomasou následně odváděna na dočištění (Chudoba et al. 1991). Přístup vzduchu je zajištěn otvory v obvodovém plášti, které se nachází pod úrovní roštu (Malý, Malá, 1996).

Konstrukce kolony je tvořena kruhovým obvodovým pláštěm, pro který se dříve využíval betonový nebo zděný materiál, z důvodu minerální náplně. V současné době se využívá konstrukce kolony z plechu nebo plastu, důsledku lehčích nosičů (Dohányos et al. 2004).

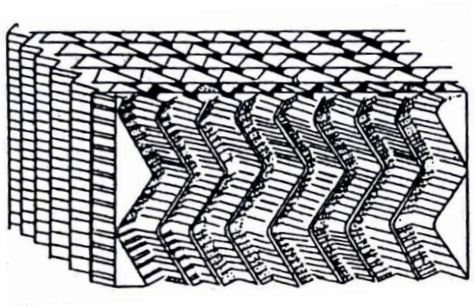
Obr. 6 Zkrápěná biologická kolona (URL 4)

Základní podmínkou pro kvalitní čištění v biologicky zkrápněných kolonách je rovnoměrné přivádění odpadní vody na hlavu kolony (vrchní vrstvu). Rovnoměrné přivedí je důležité, aby nedocházelo k vysychání či „vyhladovění" biofimu v koloně. K přívodu odpadní vody se využívá středový sloup, který je zakončen zkrápěčem, tvz. Segnerovým kolem (Obr. 7). Segnerovo kolo je tvořeno jednou či dvěmi dvojci ramen. Ramena jsou opatřeny rozstřikovacími elementy, kterými je zajištěna kvalitní distribuce vody. Pracuje na principu přivedení tlakové odpadní vody, jejíž vytékaní vyvolává točivý moment (Dohányos et al. 2004).

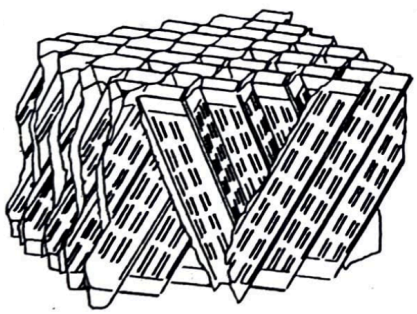
Obr. 7 Segnerovo kolo (URL 5)

Náplň kolony může být buď náhodně uspořádaná (sypaná) nebo blokově uspořádaná. Pro náhodné uspořádání se využívají elementy ve formě válečků. Pro zvýšení specifického povrchu je váleček opatřen šroubovicí či různě tvarovanými nálisky. Aby se zabránilo deformaci elementů ve spodní vrstvě, bývají opatřeny křížovou výztuhou (Chudoba et al. 1991).

Blokově uspořádané náplně se využívají pro vysokozatěžované kolony, u kterých by v případě použití klasické i náhodně uspořádané náplně hrozilo ucpávání. Narozdíl od náhodného uspořádání v těchto náplních stéká odpadní voda po uměle vytvořených kanálcích. Podle způsobu průtoku lze blokovou nápň dělit na křížovou (Obr. 8) a vertikálně (Obr. 9) protékanou náplň. (Dohányos et al. 2004).



Obr. 8 Bloková náplň s vertikálním průtokem (Dohányos et al. 2004)



Obr. 9 - Bloková náplň s křížovým průtokem (Dohányos et al. 2004)

9.2 Rotační biofilmové reaktory

Rotační biofilmové reaktory jsou zařízením, jejichž princip čištění odpadních vod je založen na otáčení nosičů, na jejichž povrchu se vytváří nárost biofilmu. Nosiče biofilmu jsou částečně ponořeny do žlabu, který je naplněn odpadní vodou. Rotačním pohybem dochází ke střídání kontaktu miktoorganismů s odpadní vodou a vzduchem, proto se také označují jako rotační biofilmové kontaktory. V momentě přechodu nosiče pod hladinu odpadní vody, dochází k sorpci znečistění na biofilmu, následným vynořením dochází k přísunu kyslíku. Z tohoto důvodu není nutné přidávat aerační zařízení (Chudoba et al. 1991).

9.2.1 Rotační diskové reaktory

Kontrukce rotačních diskových reaktorů je tvořena žlabem půlkruhového profilu, v němž jsou na ose hřídeli usazeny disky (nosiče) (Obr. 10). Z tohoto důvodu bývají rotační diskové reaktory nazývány biodisky. Disky osazené na hřídeli jsou ponořené do odpadní vody ve žlabu ze 40 až 50% průměru disku. Pohybem hřídele dochází k horizontální rotaci disků, na kterých se vytváří biofilm (Chudoba et al. 1991).

Nevyužívanějším materiálem pro výrobu disků je plast, konkrétně polypropylen a polystyren. Dalšímy materiály využívánými pro výrobu disků jsou tvarované folie PVC či polyethylen. Tyto druhy musí být paketovány (spojovány), nejčastěji svařováním, nebo jsou usazeny do speciálních konstrukcí, aby dosáhli potřebné pevnoti a stability (Chudoba et al. 1991).

Obr. 10 Rotační diskový reaktor (URL 6)

9.2.2 Rotační klecové reaktor

Rotační klecové reaktory využívají místo disků klece, které jsou naplněny různými druhy nosičů. Konstrukce klece se liší v závislosti na druhu použité náplně. S postupný vývoje se stále častěji upřednostňovaly plastové náplně před minerálními. Při použití blokové plastové náplně se považuje za dostačující využití rámu s obručemy či lištami, ve kterých jsou plastové bloky ukotveny. Rotací klece dochází k vynořování nosičů nad hladinu a zpět pod hladinu odpadních vod. Klecové reaktory narozdíl od diskových bývají ponořeny až do 70% průměru konstrukce (Chudoba et al. 1991).

9.3 Reaktory s kombinovanou kultivací biomasy

V důsledku technologického vývoje v oblasti biologického čištění odpadních vod došlo ke kombinaci technik kultivace biomasy. Reaktory s kombinovanou kultivací jsou spojením biofilmových reaktorů a aktivačního procesu (Chudoba et al. 1991).

Důvody pro spojení těchto biologických způsobů čištění odpadních vod je snaha o spojení výhod a co největší eliminaci nevýhod těchto systémů. Výhody biofilmových reaktorů spočívají v jednoduchosti a spolehlivosti celého systému, aktivace pak přináší větší adaptabilitu a kvalitu odtoku. Zároveň jsou výhodou i nižší ekonomické náklady na provoz kombinovaného systému (Chudoba et al. 1991).

9.3.1 Systémy s oddělenou kultivací nárostové a suspenzní biomasy

Systémy s oddělenou kultivací nárostové a suspenzní biomasy jsou systémy, ve kterých mechanicky předčištěná odpadní voda prochází nejdříve biologicky zkrápněnou kolonou, ze které čištěná voda přitéká do aktivační nádrže, kde probíhá proces aktivace. Z aktivační nádrže odtéka do dosazovací nádrže, ve které probíhá sedimentační proces. V těchto systémech se využívají různé kombinace zapojení. Pro zintenzivnění čistících procesů se do systému přidávají i další jednotky, jako jsou meziusazovací nádrž a aerace zpětného kalu. Čištěná odpadní voda v těchto systémech vykazuje výborné usazovací vlastnosti biomasy (Chudoba et al. 1991).

Chudoba et al. (1991) uvádí, že systémy oddělenou kultivací nárostové a suspenzní biomasou se dělí na:

- zkrápněná biologická kolona a aktivace v sérii,
- zkrápněná biologická kolona s krátkodobou aktivací,
- zkrápněná biologická kolona s aktivací se společnou biomasou.

9.3.2 Jednoreaktorové systémy kombinovné kultivace

Jednoreaktorové systémy kombinované kultivace se vyznačují tím, že celý proces čištění probíhá v jedné nádrži. Mechanicky předčištěná voda se přivádí do aktivační nádrže, ve které probíhá proces aktivace. V aktivační nádrži se nachází nosič biomasy, který je ponořen do odpadní vody (Chudoba et al. 1991).

Chudoba et al. (1991) uvádí, že jednoreaktorové systémy kombinované kultivace lze dělí na:

- aktivační nádrž s vestavěným nosičem biomasy - nosič biomasy je upevněn na aeračním zařízením,

- aktivační nádrž s vestavěným rotačním biofilmovým reaktorem - nosič biomasy je aerací otáčen,

- aktivační nádrž s nosičem biomasy ve vznosu - nosič biomasy se volně pohybuje v aktivační směsy.

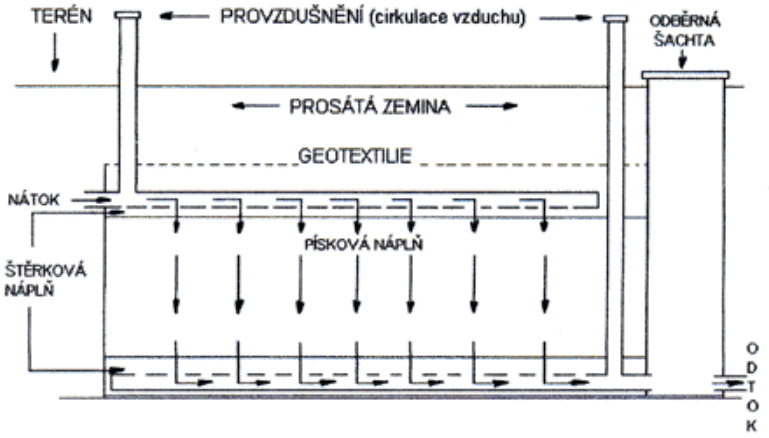
10. Zemní filtry

Zemní filtry slouží k dočišťování odpadních vod a musí jim předcházet předčištění, aby nedocházelo k zanášení filtračních materiálů suspendovanými látky. Pro předčištění odpadní vody se využívá mechanické čištění, konkrétně její soustavy systémů, jako jsou česle, lapáky, popřípadě štěrbinové nádrže. K předčištění lze také využít septik.

Předčištěná odpadní voda je do zemních filtrů distribuována přívodním potrubím. Protéká filtrační náplní, nejvyužívanějším druhem náplně je kombinace písku a štěrku. Další možností náplně je elektrárenský popel, který má vysoký účinek zachycení fosforu. Proto je tento druh náplně vhodný k využití v případech, kdy odpadní voda obsahuje velké množství fosforu. Odpadní voda prostupuje filtrační náplní a dochází k usazování suspendových látek, většina látek se mikrobiálně rozkládá ve svrchních vrstvách, zbytek se rozkládá ve spodních vrstvách. Odpadní voda je z nádrže odváděna sběrným potrubím do recipientu (Říhová Ambrožová, 2003)**.**

Konstrukce zemního filtru je nejčastěji tvořena plastovou nádrží různých půdorysů a tvarů. Nejvíce využívanými půdorysy jsou obdélníkové, čtvercové, kruhové a oválné. Nádrže jsou usazené v izolované zemní jámě. Konstrukce zemního filtru musí být odvětrávána, k čemuž se využívá dvou trubek vyvedených na povrch. Každé potrubí je osazeno jedním komínem, tak aby docházelo k cirkulaci vzduchu. Některé druhy zemních filtrů jsou vybaveny revizní šachtou (Šálek, Tlapák, 2006).

Zemní filtry se využívají zejména pro malé objekty – menší ČOV nebo rodinné domy. V případě rodinných domů předchází zemním filtrům předčištění v septiku.



Obr. 11 Schéma zemního filtru (URL 7)

11 Umělé mokřady

Již více než 60 let se umělé mokřady využívají k čištění odpadních vod (Vymazal et al. 2006). První výzkumy vznikaly v Německu už na počátku 50. let 20. století (Vymazal, 2010). Koncem 60. let 20. století byly do provozu uvedeny první mokřadní systémy určené pro čištění odpadních vod (Vymazal, 2011). K přírodním čistícím procesům využívají mokřadní vegetaci, půdu a mikrobiální sosídlení (Vymazal, 2010).

Původně byly navrženy převážně pro čištění splaškových nebo městských odpadních vod. Od 90. let 20. století se začaly využívat také pro čištění průmyslových odpadních vod (Vymazal, 2014). V posledních letech převažuje jejich využití pro menší obce a objekty, které nejsou připojené ke kanalizační síti (Vymazal et al. 2006).

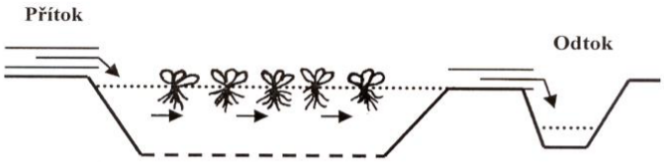
Mokřadní systémy jsou ve srovnání s čištěním v klasických čistírnách energeticky a provozně nenáročné (Vymazal et al. 2006). K čištění se využívají mokřady s povrchovým nebo podpovrchovým tokem (Vymazal, 2014). V důsledku potřeby odstraňovat dusík vznikly během 90. letech 20. století kombinované mokřady. Kombinované mokřady jsou spojením mokřadů s vertikalním a horizontální tokem (Vymazal, 2011).

Umělé mokřady s vertikálním prouděním jsou aerobní způsobem čištění odpadních vod, pracují na podobném principu jako zemní filtry. Přiváděná odpadní voda protéka filtračním prostředím a tím dochází k čištění. Voda je do filtračního lože

dávkována, tím dochází k přísunu kyslíku. Podle směru toku je lze rozdělit na umělé mokřady s vertikálním prouděním směrem vzhůru a dolů (Šálek, Tlapák, 2006).

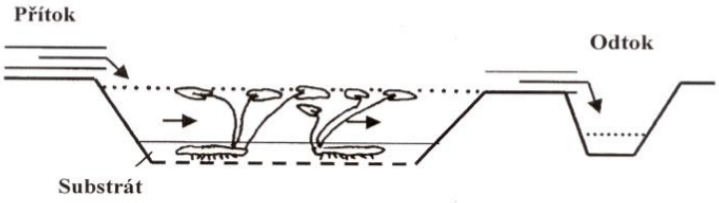
Vymazal (2004) uvádí, že umělé mokřady s volnou plochou lze rozdělit podle druhu použité vegetace na:

- umělé mokřady s plovoucí vegetací (Obr. 12) – vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) a okřehky (*Lemna spp.*),



Obr. 12 Schématické znázornění umělého mokřadu s plovoucí vegetací (Vymazal, 2004)

- umělé mokřady s plovoucími listy (Obr. 13) – lekníny (*Nymphaea spp.*) nebo stulíky (*Nuphar spp.*),

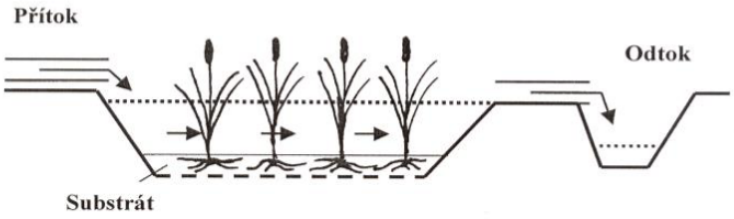


Obr. 13 Schématické znázornění umělého mokřadu s vegetací s plovoucími listy (Vymazal, 2004)

- umělé mokřady s ponořenou (submerzní) vegetací (Obr. 14) – morovinka hustolistá (*Egeria densa), v*odní mor kanadský *(Elodea canadensis), r*ůžkatec ostnitý *(Ceratophyllum demersum)* nebo přeslice vodní (*Hydrilla verticillata),

Obr. 14 Schématické znázornění umělého mokřadu se submerzní vegetací (Vymazal, 2004)

- umělé mokřady s vynořenými (emerzními) rostlinami (Obr. 15).



Obr. 15 Schématické znázornění umělého mokřadu s emerzními vegetací (Vymazal, 2004)

12 Stabilizační nádrže

Stabilizační nádrže patří mezi přírodní způsoby čištění odpadních vod. Jsou jedním z nejvíce ekonomických a zároveň i nejjednodušších biologický zařízení určených pro čištění odpadních vod (Chudoba et al. 1991). Před vtokem do stabilizačních nádrží musí být odpadní voda mechanicky předčištěna v mechanickém stupni čištění, aby nedocházelo k zanášení nádrže hrubými nečistotami (Šálek, Tlapák, 2006). Vyčištěné vody jsou výsledkem fyzikálních, chemických a biologických procesů (Říhová Ambrožová, 2002).

Klíčovou roli ve stabilizačních nádržích mají řasy. Koncentrace řas je ovlivněna dostupností světla ve vodním sloupci, které je pro fotosyntézu nezbytné (Weatherell et al., 2003). Ve větších koncentracích jsou řasy schopné odstraňovat vysoké množství bakterií. Zároveň jsou také schopné z odpadní vody odebírat nutrienty, které slouží pro tvorbu biomasy. Řasy pro proces fotosyntézy využívají oxid uhličitý, který produkují bakterie. Naopak bakterie využívají kyslík, který je výsledným produktem fotosyntézy řas. Velké množství řas způsobuje sekundární znečištění odtoku. (Schumacher, Sekoulov, 2003).

Aerobní biologické nádrže se nejčastěji využívají pro čištění povrchových a splaškových vod. Podle míry zátěže je lze dělit na nízkozátěžové, vysokozatěžové a dočišťovací (Šálek, Tlapák, 2006).

Čištění nebo dočišťování odpadních vod probíhá za přítomnosti kyslíku. Kyslík může být do odpadní vody ve stabilizační nádrži dodáván mísením odpadní vody s čistou vodou, přestupem hladinou biologické nádrže nebo umělou aerací. Velkou měrou se na přísunu kyslíku během vegetačního období podílejí řasy a jiné vodní rostliny procesem fotosyntézy (Šálek, Tlapák, 2006).

Předpokladem pro nízkozátěžové a dočišťovacích nádrže je, že množství potřebného kyslíku dokáží získat pouze z přírodních zdrojů. Naopak vysokozátěžové nádrže nezvládnou svou potřebu vykrýt pouze z přírodních zdrojů, proto je v nich nutná

přítomnost aeračního zařízení. Pro tyto účely se často využívá mechanická aerace (Šálek, Tlapák, 2006).

13 Anaerobní způsoby biologického čištění

Anaerobní způsoby čištění jsou již více než století využívány pro čištění odpadních vod. Jejich vznik se datuje na přelom devatenáctého a dvacátého století. Z počátku nacházely využití převážně jako domovní čistírny odpadních vod. Až následným vývojem se začaly anaerobní způsoby využívat pro čištění průmyslových vod (McCarty, 2001). V některých zemích se anaerobní čistírny jsou využívány pro čištění splaškových vod. Mezi takovéto země se řadí některé státy Asie a Jižní Ameriky (Dohányos, 1998).

Organické látky obsažené v odpadních vodách jsou rozkládány mikroorganismy bez přítomnosti kyslíku. Během čistících procesů nedochází pouze k odstraňování organické hmoty, ale také vzniku energeticky významného bioplynu, což je směs methanu a oxidu uhličitého s různými příměsi (např. vodní pára, sulfan, amoniak).

Anaerobní způsoby jsou méně ekonomicky náročné, než je tomu v případě aerobního čištění, jelikož není nutné systém provzdušňovat. Anaerobní procesy jsou v rámci čistíren odpadních vod využívány zejména ke stabilizaci kalu.

13.1 Princip anaerobního čištění odpadních vod

Anaerobní rozklad organických látek je soubor rozkladných procesů, ve kterých se produkt jedné fáze rozkladu stává substrátem pro další fázi rozkladu. Celkový proces probíhá ve čtyřech hlavní fázích biochemických reakcí. Těmito fázemi jsou hydrolýza, acidogeneze, acetogeneze a methanogeneze. Výslednými produkty anaerobního rozkladu jsou methan a oxid uhličitý (Dohányos, 1998).

První fází rozkladu je hydrolýza. Během hydrolýzy jsou prostřednictvím extracelulárních hydrolytických enzymů, které jsou produkovány hydrolytickými bakteriemi, rozkládány makromolekulární rozpuštěné i nerozpuštěné organické molekuly (polysacharidy, lipidy, proteiny) na nízkomolekulární sloučeniny. Výsledné produkty jsou schopny transportu dovnitř buňky (Dohányos, 1998).

Druhou fází je acidogeneze. Nízkomolekulární látky (glukóza, aminokyseliny, vyšší mastné kyseliny) vzniklé hydrolýzou se během acidogeneze přeměňují vlivem acidogenních bakterií na jednodušší organické látky jako jsou nižší mastné kyseliny nebo alkoholy. Konečné produkty jsou závislé na charakteru výchozího substrátu a na okolních podmínkách prostředí (Dohányos, 1998).

Další fází rozkladu je acetogeneze. Vyšší produkty acidogeneze se během acetogeneze oxidují na H_2, CO_2 a kyselinu octovou. Syntrofní acetogenní

mikroorganismy jsou zásadní mikrobiální skupinou pro celý anaerobní proces Degradují organické kyseliny vyšší než kyselinu octovou, alkoholy a také některé aromatické sloučeniny. Syntrofní acetogeny produkují vodík, který zároveň inhibuje jejich činnost, proto je pro ně zásadní fyzický kontakt s jinými skupinami mikroorganismů, které spotřebovávají vodík. V případě přílišného parciálního tlaku vodíku by nebyl produkován substrát klíčový pro závěrečnou fázi anaerobního rozkladu (Dohányos, 1998).

Poslední fází je methanogeneze. Methanogenní mikroorganismy degradují jednouhlíkaté substráty (metanol, CO_2, CO, H_2), z víceuhlíkatých rozkládají pouze kyselu octovou. Konečným produktem je methan (Dohányos, 1998).

14 Anaerobní biologické nádrže

Čištění odpadních vod v anaerobních nádržích probíhá bez přítomnosti kyslíku, probíhají v nich převážně anaerobní pochody čištění. Nejčastěji se využívají pro čištění průmyslových odpadních vod.

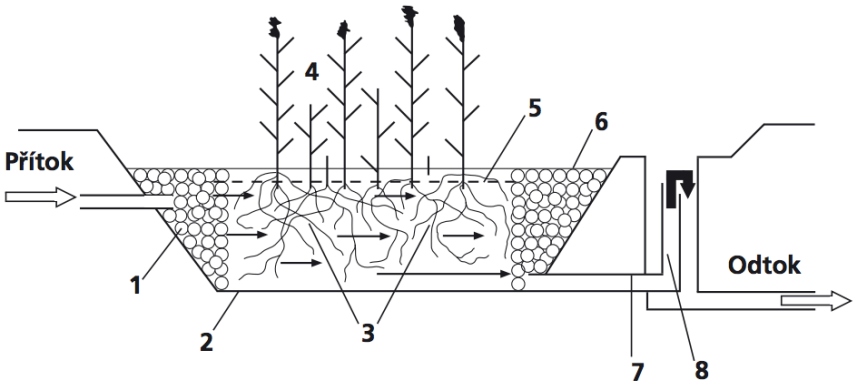
Doba zdržení je ovlivněna druhém anaerobní nádrže. Podle Šálka a Tlapáka (2006) lze anaerobní biologické nádrže rozdělit do tří hlavních skupin: průtočné, sedimentační a akumulační nádrže.

Průtočné a sedimentační nádrže bývají předřazené soustavě aerobních nádrží a jedná se o způsob předčištění. Doba zdržení odpadních vod bývá obvykle v průtočných systémech od 2 do 5 dnů, narušují se složité vazby organických sloučenin a usnadňují následné aerobní procesy. U sedimentační nádrže je doba zdržení 1 až 3 dny. Akumulační nádrže se využívají pro čištění odpadních vod kampaňových producentů, zejména cukrovarů, lihovarů a škrobáren.

15 Kořenové čistírny

Kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) je označení pro umělé mokřady s horizontálním podpovrchovým průtokem, ve kterých probíhají anaerobní až anoxické procesy. Princip čištění je založen na průtoku odpadní vody propustným materiálem, který je osázen mokřadní vegetací (Obr. 16). Před přítokem odpadní vody do filtračního lože, je nutné vodu mechanicky předčistit, nejčastěji česlemi a štěrbinovou nádrží. Distribuční a odtokové zóny jsou vyplněny hrubým kamenivem (50-200 mm), aby byl zaručen kvalitní rozvod odpadní vody po celém profilu. Filtrační lože, je vyplněna substrátem a bývá hluboká 60 až 80 cm. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávaní. Nejčastěji používaným substrátem je praný štěrk, drcené kamenivo nebo kačírek o zrnitosti 4/8 nebo 8/16 mm. Aby nedocházelo k průsaku odpadních vod do podloží je dno filtračního lože od půdy odděleno nepropustnou vrstvou, nejčastěji plastovou fólií (PE, PVC). Kořenové čistírny jsou nejčastěji osázeny rákosem (*Phragmites australis*) nebo kombinací

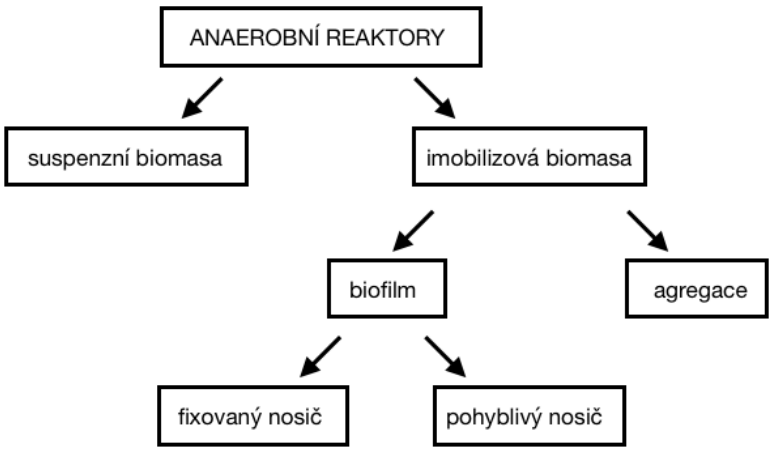
rákosu s chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*)**,** která roste rychleji (Vymazal, 2004). Používají se především pro čištění komunálních (městských) odpadních vod. V posledních letech ale nacházejí uplatnění i pro čištění odpadních vod ze zemědělství, průmyslu a výluhu ze skládek (Vymazal, Kröpfelová, 2009).



Obr. 16 Technické uspořádání kořenové čistírny (Vymazal, 2004): 1 – distribuční zóna, 2 – nepropustná bariéra, 3 – filtrační materiál, 4 – vegetace, 5 – výška vodní hladiny v kořenovém loži, 6 – odtoková zóna, 7 – sběrná drenáž, 8 – regulace výšky hladiny

16 Anaerobní reaktory

Technologie anaerobních reaktorů pro čištění průmyslových vod byla vyvinuta již před 50 lety (Van Lier et al. 2015). Podle Dohányose (1998) lze anaerobní reaktory na základě způsobu kultivace biomasy rozdělit do dvou hlavních kategorií: reaktory s kultivací v suspenzi a reaktory s kultivací imobilizované biomasy. Typové rozdělení je znázorněné na obr 17.



Obr. 17 Typové rozdělení reaktorů (Autor)

Reaktory se suspenzní biomasou patří mezi klasickou skupinu reaktorů a využívají se pro čištění odpadních s rozmanitějším znečištěním. Systém se skládá ze dvou jednotek. Prvním zařízením je reaktor, ve kterém probíhá čištění odpadních vod anaerobními procesy a tvorba methanu, druhé zařízení je separační. Reakční směs je promíchávána plynem, recirkulací nebo přerušovaně mechanickým míchadlem.

Reaktory s imobilizovanou biomasou se dále rozděluje na biofilmové reaktory a reaktory s agregovanou biomasou. Biofilmové reaktory lze dále dělit na reaktory s pevnou a pohyblivou náplní.

Nejvyužívanější anaerobní reaktor, určený pro čištění průmyslových vod, je UASB reaktor (Vítězová et al. 2020). Dalšími velmi využívanými reaktory jsou převážně modifikované verze UASB reaktoru, konktrétně EGSB a IC (reaktor s vnitřní recirkulací) reaktory (Lettinga, Pol, 1986). Van Lier et al. (2008) uvádí, že v letech 1981-2007 bylo využití UASB reaktoru 50 % ze všech anaerobních reaktorů využívaných pro čištění průmyslových vod. Podle Vítězové et al. (2020) došlo během let 2002-2019 k většímu využívaní modifikovaných UASB reaktorů. UASB, IC a EGSB reaktory zastupují 89 % všech instalovaných reaktorů.

16.1 UASB reaktor

Reaktor s kalovým ložem a vnitřním separátorem biomasy je převážně známý jako UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Odpadní voda je přiváděna dnem reaktoru. Přívod musí být rovnoměrný po celé ploše reaktoru, aby nedocházelo k tvorbě kanalků v kalovém loži (Dohányos et al. 1996). Odpadní voda prostupuje vzhůru kalovým ložem, který je ve spodní části reaktoru a je tvořena granulovanou biomasou. Nad touto oblastí se vyskytuje tzv. kalový mrak, neboli vločkovitá biomasa. Anaerobními procesy vzniká bioplyn, který pro promíchává biomasu v reaktoru. Součástí reaktoru je separátor, který zabraňuje vyplavování biomasy z reaktoru a flotaci granulí. Seprátorem se také zachycuje a odvádí bioplyn z reaktoru.Vyčištěná voda odtéka odtokovým žlabem (Chudoba et al. 1991).

16.2 IC reaktor

Reaktor s vnitřní recirkulací je převážně označován jako IC (Internal Circulation) reaktor. V posledních dvaceti letech se IC reatory využívají stále častěji. Jako hlavní důvody se uvádí velmi dobré mísící vlastnosti, menší objem reaktoru, snadnější údržba a nevyžaduje externí recirkulaci. S menší velikostí reaktoru klesají investiční náklady (Habets, de Boerstraat, 1999).

Průmyslová odpadní voda se přivádí do spodní části reaktoru. V této oblasti vzniká největší množství bioplynu. Vzniklý bioplyn se vzestupnou tubkou odvádí do horní části reaktoru. Bioplyn s sebou unáší vodu a neusazené látky do horní části, ze které jsou středovou trubkou vraceny zpět do spodní části reaktoru. Odváděním bioplynu probíhá promíchávání kalu na dně nádrže (Dohányos et al. 1996).

17 Diskuse

Výhodou anaerobní způsobů čištění odpadních vod je skutečnost, že dokáží až 90% energie proměnit na tvorbu bioplynu, který lze dále využívat na výrobu elektrické energie (Malý, Malá, 1996). Ovšem nevýhodu je, že reaktory, které jsou k tomu využívány nedokáží vyčistit velké množství odpadních vod, jako je tomu v aerobních procesech. S anaerobními reaktory se váže i další nevýhoda, a to konkrétně vysoká koncentrace organických látek na odtoku, proto je nezbytné další dočištění.

Aktivační proces je oproti ostatním způsobů schopný z vody odstranit velké množství znečištění za realivně krátkou dobu. Nevýhodami využití této soustavy systému jsou nákladnost procesu, náročnost obsluhy a velký odběr elektrické energie. Další nevýhodou je, že aerobní procesy přeměňují až 60% své energie na tvorbu nové biomasy, které se musí dále zpracovávat (Malý, Malá, 1996).

Do budoucna by měla být snaha o větší diverzifikaci v oblasti čištění vod. K těmto účelům by mohly přispět přírodní způsoby, konkrétně stabilizační nádrže. Využití by mohly nalézt například v oblastech, jež byly ovlivněny těžbou. V těchto oblastech se se rekultivované lomy daly využít pro čištění odpadních vod. Pro aerobní způsoby by hloubka nádrže musela být mnohem nižší, aby se světlo prostoupilo až k řasám. Naopak v případě využití těchto nádrží jako lagun, tedy pro anaerobní procesy, by nádrže mohly být hlubší, protože anaerobní procesy by probíhaly na dně nádrže.

18 Závěr

Podstatou čištění odpadní vod je eliminace znečištění a ochrana vodních toků před zanášením a vypouštěním nežadnoucích toxických látek, které by mohly ohrožovat životní prostředí. V dnešní době je čištění odpadních vod nadále problematické v oblastech jako je Afrika a další státy třetího světa. Tyto oblasti se potýkají s nedostatečnými kapacitami a technologiemi pro čištění odpadních vod.

Výsledkem biologických způsobů čištění odpadních vod jsou velmi kvalitně vyčištěné odtokové vody, které v naprosté většině nepotřebují další dočištění. S těmito způsoby se váže nadměrná produkce biomasy, zejména aktivovaného kalu, který musí být dále zpracován.

Aerobní čištění odpadních vod, konkrétně aktivačním procesem je schopné z vody odstranit velké množství znečištění za realivně krátkou dobu. Z tohoto důvodu se využívají převážně pro čištění méně znečištěných vod, jako jsou vody splaškové a městské. S využití této soustavy systému jsou spojené vysoké náklady, náročnost obsluhy a velký odběr elektrické energie, v jehož důsledku je tento způsob výrazně ekonomicky náročnější, než je tomu v anaerobních a přírodních způsobech.

Anaerobní způsoby jsou naopak lépe využitelné pro čištění odpadních vod, které obsahují velkou míru znečištění, jako jsou průmyslové vody. Čím je hodnota znečištění větší, tím více lze z čištěných odpadních vod, vyprodukovat bioplynu, který se dále zpracovává a je využíván pro výrobu elektrické energie. Čištění odpadních vod v anaerobních reaktorech

Přírodní způsoby využívají pro čištění odpadní vody procesy, které probíhají v přírodě samovolně. Jedná se o nejekonomičtější způsoby, které mají nízké provozní náklady, ve srovnání s jinými, například aktivační proces. Limitující faktorem, který nejvíce znemožňuje využívaní přírodních způsobů je plocha, protože pro své čistící procesy vyžadují velkou plochu.

19 Seznam použitých zdrojů

Odborná literatura

Bakar S. N. H. A., Hasan H. A., Mohammad A. W., Abdullah S. R. S., Haan T. Y., Ngteni, R., Yusof, K. M. M., 2018: A review of moving-bed biofilm reactor technology for palm oil mill effluent treatment. *Journal of Cleaner Production*, *171*, P. 1532-1545.

Bindzar J., 2009: Základy úpravy a čištění vod. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 251s. ISBN 978-80-7080-729-3

Dohányos M., 1998: Anaerobní čistírenské technologie, NOEL 2000, Brno, 343 s. ISBN 80-86020-19-3

Dohányos M., Zábranská J., Jeníček P., 1996: Anaerobní technologie v ochraně životního prostředí, Vydavatelství VŠCHT, Praha, 172 s. ISBN 80-85368-90-0

Dohányos M., Koller J., Strnadová N., 2004: Čištění odpadních vod. 2. vyd., Vydavatelství VŠCHT, Praha, 177 s. ISBN 80-03-00611-2

Habets L. H., de Boerstraat T., 1999: Introduction of the IC reactor in the paper industry. *Technical Report, PaquesBV, Netherlands*, *7*.

Chudoba J., 1991: Odpadní vody a jejich čištění. [s.n.]. 121 s.

Chudoba J., Dohányos M., Wanner J., 1991: Biologické čištění odpadních vod. Nakladatelství technické literatury, Praha, 468 s. ISBN 80-03-00611-2

Lettinga G., Pol L. H., 1986: Advanced reactor design, operation and economy. *Water Science and Technology*, *18*(12), P. 99-108.

Luís A. T., Teixeira P., Almeida S. F. P., Ector L., Matos J. X., Ferreira da Silva E. A., 2009: Impact of acid mine drainage (AMD) on water quality, stream sediments and periphytic diatom communities in the surrounding streams of Aljustrel mining area (Portugal). *Water, air, and soil pollution*, *200*(1), P. 147-167.

Malý J., Hlavínek P., 1996: Čištění průmyslových odpadních vod. NOEL 2000, Brno, 255 s., ISBN 80-86020-05-3.

Malý J., Malá J., 1996: *Chemie a technologie vody*. NOEL 2000, Brno, 197 s., ISBN 80-86020-13-4

McCarty P. L., 2001: The development of anaerobic treatment and its future. Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research, 44(8). P. 149–156.

Muralikrishna I. V., Manickam V., 2017: Industrial wastewater treatment technologies, recycling, and reuse. *Environmental management*, P. 295-336.

Parris K., 2011: Impact of agriculture on water pollution in OECD countries: recent trends and future prospects. *International journal of water resources development*, *27*(1), P. 33-52.

Říhová Ambrožová J., 2002: Mikroskopické praktikum z hydrobiologie, Vysoká škola chemicko-technologická, Praha, 183 s. ISBN 80-7080-496-3

Říhová Ambrožová J., 2003: Aplikovaná a technická hydrobiologie. 2. vyd. Vydavatelství VŠCHT, Praha. 226 s. ISBN 80-7080-521-8

Schumacher G., Sekoulov I., 2003: Improving the effluent of small wastewater treatment plants by bacteria reduction and nutrient removal with an algal biofilm. *Water science and technology*, *48*(2), P. 373-380.

Šálek J., 1995: Přírodní způsoby čištění odpadních vod, PC-DIR, Brno, 115 s. ISBN 80-214-0712-3

Šálek J., Tlapák V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Pro Českou komoru autorizovaných inženýrů a techniků činných ve výstavbě (ČKAIT) vydalo Informační centrum ČKAIT (Technická knižnice), Praha, 283 s. ISBN 80-86769-74-7

Van Lier J. B., Mahmoud N., Zeeman G., 2008: Anaerobic wastewater treatment. *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*, P. 415-456.

Van Lier J. B., Van der Zee F. P., Frijters C.T.M.J., Ersahin M. E., 2015: Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment. *Rev Environ Sci Biotechnol* 14, P. 681–702

Vítězová M., Kohoutová A., Vítěz T., Hanišáková N., Kushkevych I., 2020: Methanogenic microorganisms in industrial wastewater anaerobic treatment. *Processes*, *8*(12), 1546.

Vymazal J., 2004: Kořenové čistírny odpadních vod. *ENKI, ops, Třeboň*.

Vymazal J., 2010: Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, *2*(3), P. 530-549.

Vymazal J., 2011: Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, *45*(1), P. 61-69.

Vymazal J., 2014: Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, *73*, P. 724-751.

Vymazal J., Kröpfelová L., 2009: Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience. *Science of the total environment*, *407*(13), P. 3911-3922.

Vymazal J., Greenway M., Tonderski K., Brix H., Mander Ü., 2006: Constructed wetlands for wastewater treatment. In *Wetlands and natural resource management*. Springer, Berlin, Heidelberg. P. 69-96.

Weatherell C. A., Elliott D. J., Fallowfield H. J., Curtis T. P., 2003: Variable photosynthetic characteristics in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, *48*(2), P. 219-226.

Xu W., Geng C. X., Hou Z. Q., Liu S., Wang L., Shao L., Xu Y., Zhao H. Z., 2022: High-gravity technology-enhanced activated sludge process for municipal wastewater treatment. *Chemical Engineering Science*, *252*, 117279.

Zipper C. E., Skousen J. G., 2010: Influent water quality affects performance of passive treatment systems for acid mine drainage. *Mine Water and the Environment*, *29*(2), P.135-143.

Internetové zdroje

URL 1: < https://www.asio.cz/cz/as-cesle/> [cit.2022.03.07]

URL 2: < http://a3-environmental.com/waste-water/air-diffuser/> [cit.2022.03.24]

URL 3: < https://www.environmental-expert.com/products/westech-model-landy-7-surface-aerator-2991/> [cit.2022.03.24]

URL 4: <http://docplayer.cz/108065444-Rozdeleni-biofilmovych-reaktoru.html/> [cit. 2022.03.16]

URL 5: <http://docplayer.cz/108065444-Rozdeleni-biofilmovych-reaktoru.html/> [cit. 2022.03.16]

URL 6: <https://napier-reid.com/products/bio-rotortm-rotating-biological-contactor-rbc/> [cit.]

URL 7: <https://ekocis.cz/zemni-filtry> [cit. 2022.03.13]