

**VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ**  
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



**FAKULTA STROJNÍHO INŽENÝRSTVÍ**  
**ÚSTAV PROCESNÍHO A EKOLOGICKÉHO**  
**INŽENÝRSTVÍ**

FACULTY OF MECHANICAL ENGINEERING  
INSTITUTE OF PROCESS AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING

**BIOLOGICKÉ ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD**  
BIOLOGICAL PRETREATMENT SEWAGES WATER

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**  
BACHELOR'S THESIS

**AUTOR PRÁCE**  
AUTHOR

**VÁCLAV VESELÝ**

**VEDOUCÍ PRÁCE**  
SUPERVISOR

**ING. JAN PĚČEK**

BRNO 2009

## **Anotace**

### **BIOLOGICKÉ ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD**

Bakalářská práce se zabývá problematikou čištění odpadní vody ve fázi přítoku předčištěné vody do biologické části čistírny odpadních vod. Je rozdělena do dvou částí, teoretické a výpočtové. Teoretická část pojednává o odpadní vodě a způsobu jejího biologického čištění. Výpočtovou částí je návrh aktivační nádrže pro zadané množství EO.

### **BIOLOGICAL PRETREATMENT SEWAGES WATER**

Bachelor's thesis deals with waste water purification at the stage of Pre-inflow of water into the biological waste water treatment plants. It is divided into two parts, a theoretical and calculation. The theoretical part deals about sewage water and the method of biological treatment. Design proposal is part of the activation tank for quantity EO.

## **ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně bez cizí pomoci. Vycházel jsem při tom ze svých znalostí, odborných konzultací a doporučené literatury uvedené v seznamu.

V Brně dne

.....

Podpis

Děkuji vedoucímu bakalářské práce Ing. Janu Pěčkovi, za cenné rady a připomínky, které jsem uplatnil při psaní bakalářské práce.

# OBSAH

OBSAH .....	5
1 Úvod .....	7
2 Biologické čištění odpadních vod .....	8
2.1 Odstraňování organických látek - aktivace .....	8
2.2 Odstraňování anorganických látek .....	9
2.2.1 Eutrofizace .....	9
2.2.2 Fosfor .....	9
2.2.3 Dusík .....	10
2.3 Kal .....	12
2.3.1 Typy kalu .....	13
2.3.2 Složení kalu .....	13
2.3.3 Zpracování kalu .....	14
3 Aktivační proces .....	16
3.1 Přítok do aktivační nádrže .....	16
3.2 Aktivační nádrže .....	17
3.3 Dosazovací nádrže .....	19
4 Návrh aktivační nádrže .....	21
4.1 Vstupní parametry .....	21
4.2 Průtoky .....	21
4.3 Aktivace .....	21
4.4 Aerační zařízení .....	22
4.5 Aerace .....	24
5 Řešení biologického čištění .....	25
5.1 Aerační systém .....	25
5.1.1 Popis hlavních částí aeračního systému .....	25
5.2 Dmychadla .....	26
6 Závěr .....	28

symbol	význam	jednotka
EO	ekvivalentní obyvatel	os
BSK <sub>5</sub>	biochemická spotřeba kyslíku	g/os.den
CHSK <sub>Cr</sub>	chemická spotřeba kyslíku	g/os.den
NL	nerozpuštěné látky	g/os.den
q <sub>dp</sub>	specifické množství odpadní vody	l/os.den
k <sub>d</sub>	součinitel denní nerovnoměrnosti	-
Q <sub>dp</sub>	průměrný denní průtok	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>
Q <sub>bm</sub>	maximální denní průtok	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>
Q <sub>h</sub>	maximální hodinový průtok	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>
KI	kalový index	ml/g
S	průměrná koncentrace	mg.l <sup>-1</sup>
L	látkové zatížení	kg.d <sup>-1</sup>
E	účinnost	%
X	koncentrace sušiny aktivovaného kalu	kg.m <sup>-3</sup>
Q	výkon	m <sup>3</sup> /h

# 1 Úvod

Nároky na vodu nestále rostou a rozdíly mezi její spotřebou a zásobou vodních zdrojů se neustále zvyšují. Výstavbou čistíren odpadních vod se kvalita povrchových vod postupně zvyšuje. Do nedávné doby byly čistírny zaměřeny na snížení nerozpuštěných látek (NL) a organického znečištění vyjádřeného biochemickou spotřebou kyslíku ( $BSK_5$ ) a chemickou spotřebou kyslíku (CHSK). Snížení biogenních prvků, tj. zejména amoniakálního dusíku ( $N-NH_4^+$ ) a fosforu (P) požaduje teprve nařízení vlády č. 171/1992 Sb. Čistírny odpadních vod jsou poměrně složitá technická zařízení k ovládní fyzikálních, chemických a biologických procesů. V této souvislosti je třeba uvést, že naše země má velkou tradici právě ve výstavbě velkých ČOV. Vždyť již v roce 1959 byla uvedena do provozu moderní čistírna v Brně [7], [8].

Čištění odpadních vod je velice složitý proces, který probíhá ve dvou stupních: 1. stupeň - mechanické čištění, 2. stupeň – biologické čištění. Vyčištěná voda je následně vypouštěna do řek. Biologické čištění na čistírnách odpadních vod je napodobení, usměrnění a zintenzivnění přirozených rozkladných pochodů a procesu samočištění, které normálně probíhá v půdním a vodním prostředí. V čistírnách se tyto procesy koncentrují do malého prostoru a urychlují se [2].

## 2 Biologické čištění odpadních vod

Biologické čištění odpadních vod využívá mikroorganismů, které rozkládají a odstraňují organické znečištění tak, že ho přeměňují na biologické vločky. Rozkladný proces je velmi složitý a skládá se z řady reakcí. Rychlost tohoto procesu závisí na řadě faktorů, např. na obsahu kyslíku, pH, teplotě, typu znečištění a přítomnosti toxických látek. Důležitá je použitá metoda čištění a velikost částic [2].

Biologické čištění se běžně projektuje na odstranění organických látek. V biologickém stupni čištění s normálním zatížením se odstraní jen takové množství živin (solí dusíku a fosforu), které může být součástí buněčné hmoty [2].

Při biologickém čištění odpadních vod se používá dvou různých postupů:

### Anaerobní rozklad

Bez přítomnosti kyslíku dochází k rozkladu anaerobnímu. Organické látky se oxidují na oxid uhličitý a vodu, zatímco některé jiné látky se redukují na organické plyny, např. methan.

Anaerobní biologické čištění se obvykle používá u silně znečištěných vod a také při běžném způsobu likvidace kalu, známém jako vyhnívání [1].

### Aerobní rozklad

Při biologickém aerobním čištění dochází k oxidaci organických látek působením mikroorganismů za přítomnosti kyslíku. Výsledným produktem jsou oxid uhličitý a voda.

Při aerobním biologickém čištění městských odpadních vod rostou mikroorganismy. Ty jsou volně unášeny ve vodné fázi a tvoří tzv. kulturu ve vznosu [1].

### 2.1 Odstraňování organických látek - aktivace

Nejběžnějším způsobem biologického čištění odpadních vod je aktivace. Tzv. aktivovaný kal (směsná kultura mikroorganismů) ve vodě vytváří volně suspendované vločky. Aktivace je děj aerobní. K zajištění přístupu dostatečného množství kyslíku a dobrého kontaktu vloček kalu s vodou je třeba odpadní vodu intenzivně provzdušňovat. Obsah aktivační nádrže je provzdušňován přívodem stlačeného vzduchu [1].

Aby byl biochemický rozklad organických látek dostatečně rychlý, je třeba zajistit dostatečně vysokou koncentraci aktivovaného kalu v odpadní vodě. Toho lze dosáhnout vrácením (recirkulací) většiny aktivovaného kalu z dosazovací nádrže. Ze systému se odtahuje pouze minimální množství kalu, tzv. přebytečný kal [1].

Při aktivačním procesu dochází ke koagulaci a sorpci suspendovaných a koloidních látek na shlucích mikroorganismů (vločkách) tvořících směsnou kulturu. Mechanismus odstraňování rozpuštěných organických látek je



komplikovanější (difúze, sorpce, koagulace). Organické látky se současně štěpí účinkem enzymů na oxid uhličitý a vodu [1], [5].

## **2.2 Odstraňování anorganických látek**

### **2.2.1 Eutrofizace**

Naproti tomu, že vzhledem k celostátní kampani se odpadní vody čistí v čistírnách odpadních vod, je kvalita vody v řadě toků nepříznivě ovlivněna. Často je to způsobeno produkcí řas, známou pod pojmem sekundární organické znečištění a vyžadující značná množství kyslíku na rozklad těchto produktů. Růst řas stimuluje vypouštění rozpuštěných anorganických látek, které nejsou odstraňovány konvenčním biologickým čištěním a které obsahují fosfor a dusík, tedy živiny.

Eutrofizace je zvýšení obsahu živin v jezerech a vodních tocích, které je provázeno zvýšenou produkcí organických látek a je důležitým mezinárodním problémem.

Z 1g fosforu může vzniknout 1700 g rostlinné hmoty (biomasy řas). K rozkladu řas je zapotřebí kyslík a to jak pro oxidaci dusíku na dusičnany, tak pro oxidaci uhlíku na oxid uhličitý. Průměrná potřeba kyslíku na celkovou oxidaci činí 5 g na 1 g dusíku a 3 g na 1 g uhlíku.[1]

### **2.2.2 Fosfor**

Množství fosforu v surové odpadní vodě odpovídá produkci 3 g na osobu za den. Největším zdrojem jsou výkaly a moč. Fosfor se dostává do vodních toků rovněž splachy ze zemědělských půd. Množství fosforu zemědělského původu je však mnohem nižší než množství dusíku, který do vodních toků z tohoto zdroje rovněž přichází.

Fosfor z pracích prostředků se do odpadních vod dostává ve formě polyfosfátů. Ty jsou ve splašcích poměrně rychle hydrolyzovány na orthofosfáty. Fosfor obsažený ve výkalech a moči je rovněž většinou ve formě orthofosfátů. Pouze 10 -15 % fosforu se v odpadních vodách vyskytuje ve formě vázané v organických látkách (nerozpuštěné látky).

Snížení obsahu fosforu, které lze dosáhnout klasickým biologickým čištěním, není většinou dostatečné k tomu, aby byl potlačen další růst obsahu organických látek. Až 30 % obsahu fosforu chemicky vázaného v nerozpuštěných látkách může být odstraněno v mechanickém stupni čištění. Avšak většina tohoto fosforu se do vody uvolňuje zpět při stabilizaci kalu.

Biologický stupeň čištění vyžaduje přítomnost fosforu pro růst mikroorganismů. Biologický kal obsahuje asi 2 % fosforu, ale jeho určité množství se do procesu vrací při jeho stabilizaci. V souhrnu lze říci, že biologickým čištěním se odstraní maximálně 20 – 30 % celkového fosforu přítomného v surové odpadní vodě. [1],[9]

Ke snížení obsahu fosforu v odpadních vodách mohou být použity jak metody biologické, tak chemické.

## Chemické srážení fosforu

Chemické srážení fosforu v odpadních vodách představuje převedení rozpuštěných anorganických forem fosforu na málo rozpustné fosfáty kovů. Zároveň dochází i k odstraňování organicky vázaného fosforu, jelikož obsah nerozpuštěných látek po chemickém srážení značně klesá.

Nejpoužívanějšími koagulanty, které jsou dostatečně účinné a přitom nepříliš nákladné jsou :

- soli hliníku
- soli železa
- vápno

Přídavkem koagulantu dochází ke srážení rozpuštěných anorganických fosfátů a dále i k tvorbě hydroxidů kovů (Al, Fe, Ca). Vznikají gelové vločky, které poutají fosfáty kovů a další nerozpuštěné látky přítomné ve vodách. Tento proces se nazývá koagulace [1].

## Biologické odstraňování fosforu

Střídáním aerobních a anaerobních podmínek může být dosaženo vyšší absorpce fosforu aktivovaným kalem ve formě polyfosfátů. Anaerobní stupeň se zařazuje před aerobní. V anaerobní zóně mikroorganismy využívají energii, vázanou ve formě energeticky bohatých polyfosfátů. Zásobní fosfor se uvolňuje do roztoku výměnou za transport snadno přístupných organických látek do buňky. V aerobní zóně si mikroorganismy znovu vytvářejí energetickou zásobu ve formě polyfosfátů. Tento proces se nazývá zvýšená biologická akumulace fosforu. Výsledkem tohoto procesu je aktivovaný kal o obsahu až 8 % fosforu, zatímco běžně obsahuje jen 2 % [1], [2].

### 2.2.3 Dusík

Většina dusíku, který se vyskytuje ve vodách, pochází z atmosférických srážek a ze splachů ze zemědělských půd. Méně než 20 % pochází ze splašků.

Amonné sloučeniny, dusičnany a dusitany se vyskytují v rozpustných formách. Z tohoto důvodu dochází k jejich akumulaci v jezerech i mořích, i když je dusík čištěním neustále odstraňován. V přirozeném prostředí probíhá neustále proces přeměny amonného dusíku na dusičnany (s dusitany jako meziproduktem), který se nazývá *nitrifikace*. Dusičnany a dusitany mohou být pak naopak v procesu zvaném *denitrifikace* redukovány a uvolňovány ve formě plynného dusíku do atmosféry.

Atmosférický dusík může být pak naopak vázán některými mikroorganismy (fixace dusíku). Tímto postupem je získána většina chemicky vázaného dusíku.

Vysoké koncentrace dusičnanů ve vodách jsou nebezpečné ze zdravotního hlediska a používání této vody pro kojení je nepřijatelné. Nitrosaminy vznikající z dusičnanů a dusitanů jsou nad 20 mg/l karcinogenní. Dusík ve formě amoniaku může být rovněž při vysokých hodnotách pH toxický.

Dusík může být z odpadních vod odstraňován biologickými nebo fyzikálně – chemickými metodami. Fyzikálně – chemické metody jsou často finančně nákladnější než biologické. Používají se tedy tam, kde nelze použít metody biologické, tj. například při odstraňování dusíku z problematických průmyslových odpadních vod [1].

### **Biologické odstraňování dusíku**

Při biologickém odstraňování dusíku jsou využívány dva hlavní principy:

**asimilační:** vazba dusíku v buněčné hmotě prostřednictvím produkce buněčných látek.

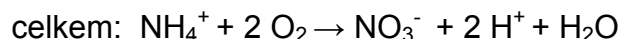
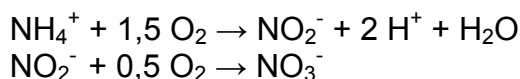
**disimilační:** redukce dusíku z nitritů na plynnou formu.

Nejběžnější metoda odstraňování dusíku z odpadních vod je založena na jeho disimilační redukci. Dusík musí být nejdříve prostřednictvím *nitrifikace* převeden na dusitany či dusičnany. Poté je dusík disimilačně redukován *denitrifikací* [1].

### **Nitrifikace**

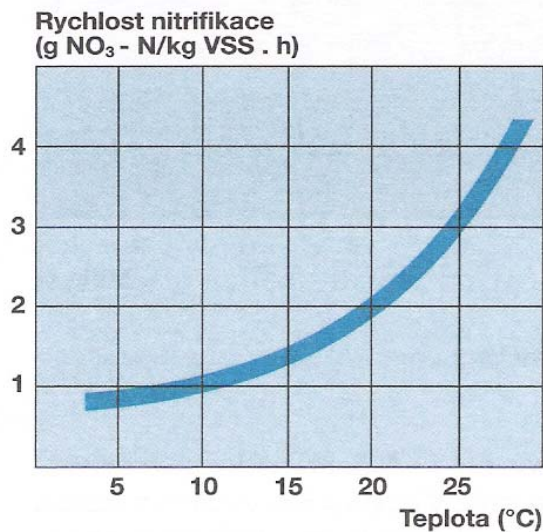
Při nitrifikaci jsou amonné ionty oxidovány na dusičnany (s dusitany jako meziproduktem).

Amonné ionty jsou oxidovány dvěma hlavními rody autotrofních bakterií: Nitrosomonas a Nitrobacter. Proces probíhá ve dvou stupních s malým energetickým ziskem, při nízkých růstových rychlostech. Nitrosomonas, který se podílí na prvním stupni oxidace na dusitany, má nižší růstovou rychlost, která ovlivňuje rychlost dvoustupňové oxidace. Vzhledem k tomu, že rychlost druhého stupně je vyšší, jsou koncentrace  $\text{NO}_2^-$  iontů velmi nízké. Nitrifikace probíhá podle následujících rovnic [2]:



Organicky vázaný dusík je ve vodních tocích přeměňován na amonné ionty. Amonné ionty potřebují pro oxidaci na dusičnany kyslík, a to 4,6 g kyslíku na 1 g dusíku. Potřeba kyslíku na oxidaci je tak velká jako potřeba kyslíku k oxidaci organických látek v surové vodě [1].

Rychlost nitrifikace je ovlivněna těmito faktory: teplotou (obr.1), hodnotou pH a koncentrací rozpuštěného kyslíku. Optimální teplota se pohybuje v rozmezích 28 – 32 °C. Nitrifikace probíhá v dosti širokém rozmezí (5 – 30 °C), ale s poklesem teploty o 10 °C se její rychlost sníží přibližně na polovinu. V zimním období, kdy teplota vody klesá pod 10 °C, je tedy tento proces značně zpomalen. Optimální rozmezí pH pro rod Nitrosomonas se uvádí 7,9 až 8,2, pro rod Nitrobacter 7,2 až 7,6. Vyšší hodnoty pH mohou mít tedy za následek hromadění dusitanů. Při nižších hodnotách pH je nitrifikace zpomalena [1].



Obr. 1 Závislost nitrifikace na teplotě[2]

## Denitrifikace

Denitrifikace je opakem nitrifikace. Využívají ji mikroorganismy oxidující organické látky za redukce dusičnanů na dusitany a výsledně na plynný dusík (bez přítomnosti kyslíku). Vzniklý dusík je uvolňován do ovzduší.

Denitrifikace probíhá podle následující rovnice:



Procesy které využívají k respiraci vázaný kyslík, se často nazývají anoxické. Organismy preferují plynný kyslík, poskytující vyšší energetický výtěžek, proto kyslík nesmí být v průběhu denitrifikace přítomen. Podmínky musí být anoxické, tzn. že ve vodě nesmí být rozpuštěn žádný kyslík, ale kyslík musí být chemicky vázán v dusičnanech. Tyto organismy jsou heterotrofní a jako zdroj energie využívají organický uhlík [1].

Zdrojem uhlíku pro denitrifikaci jsou organické látky, přítomné v odpadních vodách. Tyto látky však vykazují velmi rozdílné rychlosti denitrifikace. Rozpuštěné látky zaručují vyšší rychlost, ale snížení obsahu celkového dusíku může být maximálně 50 %. Při delších dobách zdržení mohou být využity i další zdroje uhlíku, kterými jsou těžko rozložitelné pevné částičky organických látek.

Rychlost denitrifikace je ovlivňována teplotou, ale ne tak výrazně jako nitrifikace [1].

## 2.3 Kal

V různých stupních čištění je znečištění odpadních vod přeměňováno na formu, kterou je možné odstranit některou ze separačních metod. Znečištění se odstraňuje ve formě kalu s vysokým procentem vody. Tento kal je zapotřebí dále zpracovat a to metodami, které jsou nejvhodnější z hlediska technického,

finančního a z hlediska účinku na životní prostředí. Charakter, vlastnosti a objem kalu se liší od případu k případu, stejně jako kvalita přítoku odpadní vody.

Náklady vynaložené na zpracování kalu jsou často značné. Někdy může být velmi obtížné určit správný způsob nakládání s konkrétním kalem. Z toho vyplývá, že vyhovující kalové hospodářství je nejdůležitějším stupněm v celém procesu čištění odpadních vod.

Kalové hospodářství se skládá z jednotlivých stupňů, které tvoří posloupnost různých operací: zahuštění, stabilizace a odvodnění. Konečným stupněm nakládání s kalem je jeho kompostování, spalování nebo využívání jako přídatku do půdy ke zlepšení jejich vlastností [1].

### 2.3.1 Typy kalu

Kal separovaný v průběhu čištění je obvykle označován termínem surový kal. Aby byl tento kal biologicky stabilní je třeba jej dále zpracovávat.

V závislosti na tom, odkud je kal při čištění vody získáván, lze jej rozdělit na: *primární kal*, který je získáván z mechanického stupně čištění; sekundární či přebytečný *biologický kal* z biologického stupně čištění; terciární či *chemický kal* ze srážení po biologickém čištění [1].

### 2.3.2 Složení kalu

Kal obsahuje dvě hlavní složky: látky ve formě kapalné a pevné. Jeho vločkový charakter však naznačuje, že tyto dvě fáze budou navzájem pouze obtížně oddělitelné [1].

### Organické látky

Kal je z velké části tvořen organickými látkami obsaženými v mikroorganismech. Mezi organickými látkami mohou být rovněž patogeny (organismy nebezpečné ze zdravotního hlediska) pocházející z nakažených osob či zvířat. Mezi patogeny jsou zastoupeny bakterie (např. salmonely), prvoci, parazitická červí či viry [1].

### Anorganické látky

Celkový obsah dusíku a fosforu v kalu je značně důležitý při zpracování kalu do půdy. Obsah těžkých kovů musí být pečlivě sledován a monitorován. Švédský národní výbor pro ochranu životního prostředí vydal směrnici uvádějící doporučené obsahy těžkých kovů, které jsou ještě přijatelné pro zemědělské využití kalů a jsou uvedeny v tab. 2.1. Malé a krátkodobé zvýšení koncentrace jedné látky nad doporučený limit není důvodem k tomu, aby kal nemohl být v zemědělství použit [1].

Kov	Hodnoty doporučené SNV (mg/kg sušiny)
olovo	200
kadmium	4
měď	600
chróm	150
rtuť	5
nikl	100
zinek	1500

Tabulka 2.1 Doporučené hodnoty obsahu těžkých kovů v kalu [3]

### 2.3.3 Zpracování kalu

Z ekonomických a hygienických důvodů je nezbytné, aby byl kal upraven takovými postupy jako je zahuštění, stabilizace, odvodnění a kompostace.

#### Zahušťování kalu

Kal produkovaný v různých technologických stupních ČOV je naředěný, z čehož vyplývá jeho vysoký objem. Náklady na zpracování kalu představují cca 40 – 60 % celkových nákladů v ČOV [1].

Pro zmenšení objemu kalu a snížení nákladů je kal před stabilizací zahušťován v sedimentačních nebo flotačních nádržích. Charakter kalu ovlivňuje použití metody nejvhodnější k jeho zahuštění. U primárního kalu se jedná o sedimentaci. Pro zahuštění chemického a biologického kalu je vhodnou metodou flotace.

Sedimentační nádrže mají obvykle kruhový tvar o hloubce 2,5 až 5,5 m, jsou opatřeny shrabovacím zařízením na hladině i u dna a rámovými míchadly.

Flotační zahušťovací nádrže mohou být buď kruhové nebo pravoúhlé. Vzhledem k tomu, že v pravoúhlých nádržích je shrabování jednodušší, jsou tyto nádrže běžnější.

Kal je zde zahuštěn na 2,5 až 3 % sušiny [5].

#### Stabilizace

Surový kal obsahuje biologicky rozložitelné látky, tzn., že bude biologicky aktivní dokud nebude stabilizován. Aby se zabránilo tvorbě nežádoucích produktů a působení nežádoucích vlivů, je třeba rozklad kalu urychlit a to vyhníváním, aerobní stabilizací, kompostováním, tepelnou a chemickou oxidací, spalováním, hydrolýzou nebo vápněním [5].

#### Vyhnívání kalu

Vyhnívání je tradiční anaerobní proces používaný k úpravě kalu, který je třeba uložit na kalové pole, či jej zbavit zápachu nebo jiných nežádoucích vlivů. Vyhníváním se značně sníží objem kalu a obsah organických látek (pod 50 %).

Ve vyhnívacích nádržích probíhá tento rozkladný proces postupně. Začíná působením enzymů hydrolyzujících sacharidy, tuky a bílkoviny na odpovídající alkoholy, mastné kyseliny a aminokyseliny. Z alkoholů a jednoduchých mastných kyselin vzniká nakonec plynný methan a oxid uhličitý.

Methan je podstatně méně rozpustný ve vodě než oxid uhličitý, z čehož vyplývá, že vznikající plyn má vyšší obsah methanu než oxidu uhličitého, který zůstává v rozpuštěné formě ve vodné fázi. Bioplyn obsahuje 70 % methanu a 30 % oxidu uhličitého.

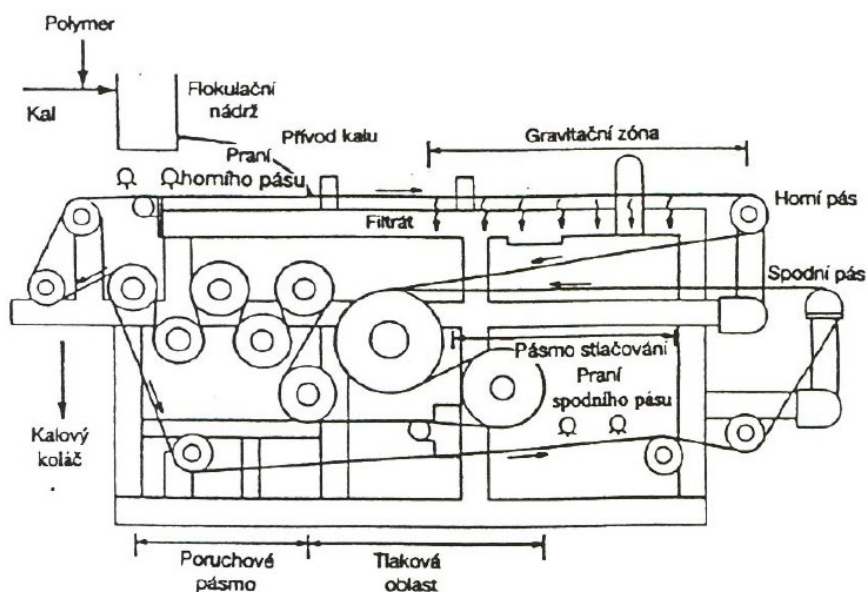
Vyhnívání probíhá ve vyhnívacích nádržích s dobou zdržení 15 až 30 dnů. Podle pracovní teploty rozlišujeme tři oblasti vyhnívání. V praxi se teplota obvykle udržuje mezi 37 – 40 °C (mezofilní vyhnívání). Je rovněž možné pracovat při vyšších teplotách (termofilní vyhnívání, 40 – 60 °C).

Ačkoli je vyhnívání obvykle bezproblémový proces, je třeba počítat s nebezpečím kyselé fermentace. Jestliže jsou špatné podmínky pro průběh vyhnívání, může se první fáze tohoto procesu vymknout kontrole, což má za následek zvýšení obsahu mastných kyselin, značné snížení pH a poté zastavení vyhnívacího procesu [1], [5].

## Odvodňování kalu

Kal obvykle obsahuje 93 – 98 % vody. Tzn., že odvodněním kalu, které se běžně provádí, může být jeho objem značně zmenšen. Odvodněním se kal zahustí na 20–23 % sušiny. Odvodnění je možné provést následujícími způsoby [5]:

- vysušením na kalovém poli
- odstředěním
- filtrací na kalolisu
- filtrací na pásovém kalolisu (obr. 5)
- vakuovou filtrací



Obr. 2 Schéma pásového kalolisu [5]

### 3 Aktivační proces

Aktivační proces je aerobní metoda biologického čištění odpadních vod, při níž se používá biomasa v suspenzi. Využívá metabolické činnosti mikroorganismů k dosažení vysoké kvality odtoku přeměnou a odstraněním látek spotřebovávajících kyslík. Hlavním účelem aktivačního procesu je odstranit nerozpuštěné, koloidní i rozpuštěné organické látky. Některé čistírny jsou navrhovány i na odstraňování dusíku nitrifikací v aktivačních nádržích.

V základním uspořádání aktivačního procesu vstupuje odpadní voda do aktivační nádrže, kde jsou vločky aktivovaného kalu vzniklé v předchozím průběhu procesu uváděny do kontaktu s organickými látkami v odpadní vodě. Organické látky, které jsou zdrojem organického uhlíku a energie pro růst buněk, jsou přeměněny v novou buněčnou hmotu a oxidovány na konečné produkty, hlavně oxid uhličitý a vodu. Obsah aktivační nádrže je nazýván aktivační směsí (směs aktivovaného kalu a čištěné odpadní vody). Koncentrace aktivační směsi se vyjadřuje jako sušina nerozpuštěných látek (značí se  $X$ ), její organický podíl se stanovuje jako ztráta žíháním ( $X_{org}$ ). Aktivovaný kal je tvořen převážně mikroorganismy, dále pak inertními nerozpuštěnými látkami a nerozložitelnými organickými látkami [7].

Z aktivační nádrže postupuje aktivační směs do nádrže dosazovací, kde dochází k oddělení nerozpuštěných látek (aktivovaného kalu) od biologicky vyčištěné odpadní vody.

Koncentrovaná biomasa je poté vracena zpět do aktivační nádrže jako vratný kal k dosažení potřebné koncentrace mikroorganismů v aktivační nádrži. Protože mikroorganismy se v aktivačním procesu kontinuálně množí, musí být přebytečná biomasa ze systému stále odtahována. Přebytečná biomasa (přebytečný sekundární kal) je obvykle odtahována z dosazovací nádrže, i když odtah z aktivační nádrže je rovněž možný [7], [9].

#### 3.1 Přítok do aktivační nádrže

Aby se předešlo špatné funkci biologického stupně musí být na přítoku pravidelně sledován vzhled i zápach. Všechny biologické procesy jsou teplotně závislé, protože rychlost procesu vzrůstá s rostoucí teplotou.

Dalším parametrem, který může rušit biologický proces je pH. Jedná se především o velká kolísání tohoto parametru [7].

Organické látkové zatížení aktivačního systému je dáno jednak průtokem odpadní vody, jednak obsahem organických látek v ní. Informace o látkovém toku do systému jsou důležité pro výpočet látkového zatížení kalu (označováno  $B_x$ ). Látkové zatížení kalu je velmi důležitým parametrem stejně jako stanovení  $BSK_5$  a  $CHSK$ . Hodnota  $CHSK$  je často měřena místo  $BSK_5$ , neboť její stanovení je jednodušší. Většina čistíren má poměr  $BSK_5/CHSK$  téměř konstantní, ale jeho hodnota se mění od čistírny k čistírně (zjišťuje se experimentálně) [7].

V případě významnějšího podílu průmyslových odpadních vod je ovšem poměr zřídka kdy konstantní.



Pokud je v čistírně vyžadována nitrifikace a odstraňování dusíku, je nutno měřit koncentraci celkového dusíku v přítoku. Dalším důležitým parametrem je koncentrace celkového fosforu, aby bylo možno zkontrolovat poměr  $BSK_5 : N : P$  v čištěné odpadní vodě. Stanovení koncentrace nerozpuštěných látek se provádí s ohledem na celkovou bilanci NL v aktivačním systému [7], [9].

### 3.2 Aktivační nádrže

Vlastnosti odpadní vody ovlivňují barvu i zápach aktivovaného kalu. Čerstvý aktivovaný kal má mít hnědavou, často velmi světle hnědou barvu. Zápach bývá způsoben nedostatkem rozpuštěného kyslíku a hromaděním aktivovaného kalu v nádržích. Nedostatek kyslíku propůjčuje aktivovanému kalu tmavou barvu, ve vážných případech až černou. To může nastat také, když se odpadní voda dlouho zdržovala např. v přečerpávacích stanicích či ve vlastních stokách, tak že začala zahnívat. Zahnilá odpadní voda může činit problémy zejména ve fázi zapracování aktivovaného kalu a může ve špičkách vést až k „otravě“ aktivovaného kalu.

V dobře fungující čistírně se na hladině aktivační nádrže vytvoří malá vrstva světle hnědé pěny. V období zapracování čistírny nebo při provozu s nízkou koncentrací biomasy  $X$  v aktivační nádrži se vytvoří velké množství bílé pěny. Příčinou vzniku jsou nerozložené povrchově aktivní látky z odpadní vody. Za normálního provozu systému může tato pěna naznačovat příliš velké odkalování nebo nekontrolovatelný únik biomasy do dosazovací nádrže. V systémech s nízkým zatížením kalu a malým množstvím přebytečného kalu (tj. s vysokým stářím kalu) se objevuje hustá, viskózní, tmavá pěna na hladině aktivační i dosazovací nádrže. Je známkou příliš nízkého odkalování systému. Jestliže jsou sedimentační vlastnosti aktivovaného kalu špatné, musí se kal podrobit mikroskopickému rozboru. Nejčastější příčinou je tzv. bytnění způsobené vláknitými mikroorganismy.

Riziko sedimentace v aktivačních nádržích roste, jestliže funkce předčištění a primárního čištění je nedostatečná. Hromadění kalu bývá způsobeno také nedostatečným mícháním. Míra hromadění aktivovaného kalu má být monitorována pravidelně tyčí či pomocí sondy hladiny kalu. Kritická místa jsou rohy aktivační nádrže, místa pod a za aerátory a dno nádrží na straně protilehlé k aerátorům.

Účinnost odstraňování organických látek klesá s klesající teplotou. Teplota velmi výrazně ovlivňuje čistící proces a to zejména nitrifikaci (obr. 1). Nitrifikace je také citlivá na změny hodnot pH, i když sama může způsobit pokles alkality vody. Optimální hodnota pH pro aktivační proces je 7,2 až 7,6. Při provozu za nízkého pH se zvětšuje riziko koroze [2], [7].

Aerace musí zajistit dostatečné míchání promíchávání v aktivační nádrži (k zabránění hromadění kalu) i určitou koncentraci rozpuštěného kyslíku. Koncentrace rozpuštěného kyslíku má by měla být udržována na hodnotě alespoň  $2 \text{ g/m}^3$ . Vyšší koncentrace kyslíku nejsou pro proces užitečné a zvyšují náklady. Objem usazeného kalu ukazuje, jakou část dosazovací nádrže bude zaujímat aktivovaný kal a je rovněž používán pro řízení odtahu přebytečného kalu. Řízení odtahu přebytečného kalu by mělo být založeno na měření koncentrace aktivovaného kalu a vratného/přebytečného kalu a z něho

vyplývající hmotnostní bilance systému. Změny ze dne na den by měly být co nejmenší a hodnota tohoto objemu by se měla pohybovat v rozsahu 200 – 400 ml/l. Vyšší hodnoty nelze doporučit, neboť by vedly k nadměrnému látkovému zatížení dosazovací nádrže.

Analýza obsahu dusičnanů v supernatantu po odsazení kalu se provádí proto, aby bylo možno zjistit, zda v aktivační nádrži probíhá nitrifikace. Je-li koncentrace dusičnanového dusíku vyšší než 5 – 10 g/m<sup>3</sup>, lze očekávat úplnou nitrifikaci.

Obsah kalu v aktivační nádrži měřený jako sušina je označován jako koncentrace aktivační směsi (aktivovaného kalu). Hodnota X je nezbytná pro výpočet látkového zatížení kalu B<sub>x</sub> a stáří kalu. Koncentrace aktivační směsi se obvykle pohybuje v rozsahu 2000 – 5000 g/m<sup>3</sup>. Je-li v systému vyžadována nitrifikace, může být hodnota X vyšší. Kalový index je mírou sedimentovatelnosti aktivovaného kalu a udává, jaký objem zaujímá 1 g kalu po 30 minutové sedimentaci v odměrném válci. V čistírnách městských odpadních vod lze použít toto hodnocení sedimentačních vlastností podle KI:

KI = 40 – 150 ml/g dobře usaditelný kal

KI > 200 ml/g pouze částečně usaditelný kal

Při zpracovávání odpadní vody s velkým podílem snadno rozložitelných organických látek může KI překročit hodnoty 200 – 500 ml/g. Vysoké kalové indexy indikují bytnění aktivovaného kalu.

Stáří kalu udává průměrnou dobu zdržení částic aktivovaného kalu v aktivační nádrži. Zatížení kalu je poměrem mezi denním přivedeným množstvím BSK<sub>5</sub> a celkovou hmotou biomasy v aktivační nádrži (obr. 3) [2], [6], [9].



Obr. 3 Aktivační nádrž (nitrifikace)

### 3.3 Dosazovací nádrže

Typ a dimenzování dosazovacích nádrží jsou další důležité faktory ovlivňující účinnost systémů. Jejich správná funkce je rozhodující pro kvalitu finálního odtoku. Uvádí se, že pro systém může každých  $10 \text{ mg.l}^{-1}$  unikajícího aktivovaného kalu zhoršit následovně základní ukazatele [7]:

$\text{BSK}_5$  o  $5 \text{ mg.l}^{-1}$

$N_{\text{celk.}}$  o  $0,6-0,8 \text{ mg.l}^{-1}$

$P_{\text{celk.}}$  až o  $1 \text{ mg.l}^{-1}$

Funkčnost a účinnost dosazovací nádrže ovlivní také možnou míru recyklu vratného kalu. Čím více je recyklační poměr redukován (při dodržení potřebné koncentrace aktivační směsi), tím jsou lepší podmínky pro provoz. Pozornost je nutno věnovat i zamezení uvolňování fosforu z kalu. Některé výpočtové přístupy zvažují i denitrifikaci v kalovém mraku, tento postup však vyžaduje velkou míru zkušeností a jeví se dost problematicky [7].

U dosazovacích nádrží se při běžných návrhových parametrech garantují hodnoty nerozpuštěných látek na odtoku  $20 \text{ mg.l}^{-1}$  při průměrném průtoku a  $30 \text{ mg.l}^{-1}$  pro maximální hydraulické zatížení. Bezpečný návrh dosazovacích nádrží by měl být samozřejmostí. Doporučení normy na návrhové parametry bývají poddimenzované a je provozně spolehlivější navrhovat hodnoty opatrnější. Je však třeba mít na paměti, že další zvětšování nádrží hluboko pod normou doporučené návrhové hodnoty s sebou nese rizika ztráty kvality vody v důsledku dlouhé doby zdržení a může také dojít k uvolnění fosforu nebo denitrifikaci v dosazovacím prostoru [3], [7].

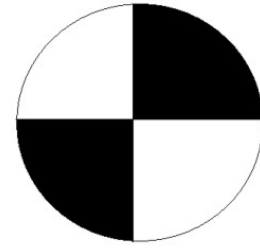
Určitá tvorba pěny na hladině dosazovací nádrže je normální, zejména v systémech bez primární sedimentace. Příčinou může být tvorba plynů denitrifikací v usazené vrstvě kalu či příliš intenzivní aerace v koncové části aktivační nádrže. Turbulentní proudění, nerovnoměrné hydraulické zatěžování nebo nerovnoměrné rozdělení průtoku aktivační směsi mezi více dosazovacích nádrží mohou snížit účinnost separace. Hromadění kalu na dně nádrže či v kalové jímce zvyšuje riziko tvorby plynů a vzlínání aktivovaného kalu. Příčinou hromadění kalu v kalových jímkách může být malý sklon stěn jímky, příliš velká plocha dna jímky i nevhodným režimem čerpání kalu. Denně by mělo být prováděno měření hloubky čiré vody. Toto měření se zpravidla provádí Secchiho deskou (obr.4), což je kotouč o průměru 30 cm rozdělený na 4 kvadranty, bílé a černé barvy střídavě. Deska se ponořuje do vody a stanovuje se takto průhlednost. Deska se spouští až do hloubky rozeznání barev a polovina délky spuštění s rozeznáním barev je považována za průhlednost [7].

**Secchiho hloubka [ cm ] Stupnice:**

> 80 Dobrá

40 – 80 Přijatelná

< 40 Špatná



Obr. 4 Secchiho deska

Protože by nemělo docházet k akumulaci kalu v dosazovací nádrži, bývá zpravidla výška kalového mraku monitorována. Při zvyšující se výšce kalového mraku by měl být zvyšován i průtok vratného kalu. Příliš vysoký kalový mrak může vést ke strhávání vloček aktivovaného kalu do odtoku a k zhoršení čistící účinnosti. Vysoký kalový mrak naznačuje rovněž velmi dlouhou dobu zdržení v dosazovací nádrži. V dosazovacích nádržích s plochým dnem by výška kalu neměla přesahovat 10 cm.

Nejdůležitějším parametrem dosazovacích nádrží s ohledem na jejich schopnost odstraňovat malé vločky je povrchové hydraulické zatížení. Aby se kompenzoval negativní vliv vzruchů v přítokové i odtokové části dosazovací nádrže má být skutečná plocha povrchu dosazovací nádrže zvětšena podle typu nádrže [3], [7].



Obr. 5 Dosazovací nádrž

## 4 Návrh aktivační nádrže

### 4.1 Vstupní parametry

Odpadní vody 20 000 EO <sub>60</sub>			
název		jednotka	celkem
Počet obyvatel	EO		20 000
Specifické množství odpadní vody	q <sub>dp</sub>	l/os.den	100
Součinitel denní nerovnoměrnosti	k <sub>d</sub>		1,25
	k <sub>h</sub>		1,9
Biochemická spotřeba kyslíku	BSK <sub>5</sub>	g/os.den	60
Chemická spotřeba kyslíku	CHSK <sub>Cr</sub>	g/os.den	120
Neusaditelné látky	NL	g/os.den	10
	N <sub>c</sub>	g/os.den	12
	P <sub>c</sub>	g/os.den	2

Tab. 4.1 Hodnoty potřebné pro výpočet aktivační nádrže dle zatížení kalu. Všechny požité hodnoty jsou dle ČSN 73 6701. [4]

Požadujeme BSK<sub>5</sub> na odtoku ≤ 20 mg.l<sup>-1</sup>BSK<sub>5</sub>

### 4.2 Průtoky

Průměrný denní průtok:

$$Q_{dp} = EO \cdot q_{dp} = 20000 \cdot 0,1 = 2000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} = 83,3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \quad (1)$$

Maximální denní průtok:

$$Q_{dm} = Q_{dp} \cdot k_d = 2000 \cdot 1,25 = 2500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} = 104,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \quad (2)$$

Maximální hodinový průtok:

$$Q_h = \frac{Q_{dmax}}{24} \cdot k_h = \frac{2500}{24} \cdot 1,9 = 198 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \quad (3)$$

Balastní voda:

$$Q_B = 0,2 \cdot Q_{dp} = 0,2 \cdot 2500 = 500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \quad (4)$$

$$Q_{dp+dm} = Q_{dp} + Q_B = 2000 + 500 = 2500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \quad (5)$$

$$Q_{dmax} = Q_{dm} + Q_B = 2500 + 500 = 3000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

$$Q_N = Q_h + \frac{Q_B}{24} = 198 + \frac{500}{24} = 218,8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \quad (6)$$

### 4.3 Aktivace

$$Q_{24} = \frac{Q_{\max}}{24} = 124 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \quad (7)$$

$$Q_{\min} = \frac{1}{40} Q_{dp} + \frac{1}{24} Q_B = 70,8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \quad (8)$$

Zatížení:

$$L_{\text{celk}} = L_{\text{obyv}} + L_1 = 20000 \cdot \frac{60}{1000} + 200 = 1400 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1} \text{BSK}_5 \quad (9)$$

30% BSK se odbourá na primární sedimentaci => na biologii: 70%

$$L = 0,7 \cdot L_{\text{obyv}} + L_1 = 0,7 \cdot 20000 \cdot \frac{60}{1000} + 200 = 1040 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1} \text{BSK}_5 \quad (10)$$

Průměrná koncentrace:

$$S_1 = \frac{L}{Q_{\text{prům}}} = \frac{1040}{2500} = 416 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{BSK}_5 \quad (11)$$

Účinnost:

$$E = \frac{S_1 - S_2}{S_1} = \frac{416 - 20}{416} \cdot 100 = 95,2\% \quad (12)$$

$$E_{\text{biol}} = \frac{S_1 - S_2^*}{S_1} = \frac{416 - 20}{416} \cdot 100 = 95,2\%$$

kde  $S_2^*$ : 1 mg NL=0,5 mg BSK<sub>5</sub> =>

#### 4.4 Aerační zařízení

Požadavek úplné nitrifikace => Látkové zatížení  $B_x = 0,08 \frac{\text{kg} \cdot \text{BSK}_5}{\text{kg} \text{ sušiny} \cdot \text{d}^{-1}}$

Koncentrace sušiny aktivovaného kalu v aktivační nádrži  $X = 4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$

Kalový index: KI = 100 ml/g ... dobře usaditelný kal

Objem aktivační nádrže:

$$V = \frac{L}{B_x \cdot X} = \frac{1040}{0,08 \cdot 4} = 3250 \text{ m}^3 \quad (13)$$

Doba zdržení:

$$\theta = \frac{V}{Q_N} = \frac{3250}{218,8} = 14,8 \text{ h} \geq 4,5 \text{ h} \quad (14)$$

Volíme jemnobublinnou areaci, hloubkou nádrže  $h = 4 \text{ m}$

Plocha hladiny:

$$S_h = \frac{V}{h} = \frac{3250}{4} = 812 \text{ m}^2 \quad (15)$$

Produkce kalu:

$$V_{\text{kal}} = 1,2 \cdot B_x^{0,23} \cdot \frac{E}{100} \cdot L = 1,2 \cdot 0,08^{0,23} \cdot \frac{95,2}{100} \cdot 1040 = 664,6 \text{ kg} \text{ sušiny} \cdot \text{d}^{-1} \quad (16)$$

Předpokládaná koncentrace:

$$7 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} = 0,7\%$$

$$\Rightarrow \text{objem } V_k = \frac{664,6}{0,7 \cdot 10} = 95 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \quad (17)$$

Objem kalu v systému (v aktivační nádrži):

$$W_s = \frac{L}{\theta_x} = \frac{1040}{0,08} = 13000 \text{ m}^3 \text{ sušiny} \quad (18)$$

Stáří kalu:

$$\theta = \frac{W_s}{V_{\text{kal}}} = \frac{13000}{664,6} = 19,5 \text{ dní} \quad (19)$$

Spotřeba kyslíku – aktivovaný kal:

$$O_s = a_s \frac{S_{\text{bio}}}{100} \cdot L + k_{re} \cdot W_s + 3,5 \cdot L_{\text{NOX}} \quad (20)$$

$a_s = 0,5 \text{ kg O}_2/\text{kg BSK}_5 \dots$  (zjištěno experimentálně a ověřeno v praxi)

$k_{re} \dots$  koeficient endogenní respirace

$k_{re} = f(B_x)$

$B_x$ (kg BSK <sub>5</sub> /kg.d)	$k_{re}$
≤0,1	0,10
0,2	0,12
0,3	0,15
0,5	0,18
≥1,0	0,20

Tab. 4.2 tabulka hodnot endogenní respirace v závislosti na látkovém zatížení kalu [4]

Zatížení nitrifikovatelným dusíkem:  $L_{\text{NOX}} = L_N \cdot 0,8 - N_{\text{PF}}$

80% dusíku je nitrifikovatelných:  $L_N \cdot 0,8$

6% dusíku je v přebytečném kalu:  $K_{\text{kal}} \cdot 0,06$

$$L_N = 20000 \cdot 12 = 240 \text{ kgN} \cdot \text{d}^{-1}$$

$$L_{\text{NOX}} = 0,8 \cdot 240 - 0,06 \cdot 664,6 = 152,1 \text{ kgN} \cdot \text{d}^{-1}$$

$$O_s = 0,5 \frac{95,2}{100} \cdot 1040 + 0,1 \cdot 13000 + 3,5 \cdot 152,1 = 2327,4 \text{ kg O}_2 \cdot \text{d}^{-1} \quad (21)$$

Hodinová spotřeba kyslíku:

$$O_{s/h} = \frac{1}{16} \cdot 0,5 \frac{95,2}{100} \cdot 1040 + \frac{1}{24} \cdot 0,1 \cdot 13000 + \frac{1}{16} \cdot 3,5 \cdot 152,1 = 87,5 \text{ kg O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \quad (22)$$

Požadavek na oxigenační kapacitu:

Denní oxigenační kapacita:

$$OC_{\alpha} = \frac{O_2}{\alpha} \cdot \frac{c_{s18}}{c_{s18} - c_u} \cdot \sqrt{\frac{D_{s18}}{D_{s10}}} \quad (23)$$

$\alpha$  – koeficient využití kyslíku, bere se 0,8 až 0,9

$c_{s10}$  – rovnovážná koncentrace kyslíku při  $T = 10^{\circ}$  :  $c_{s10} = 11,3 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$

$c_{s18}$  – rovnovážná koncentrace kyslíku při  $T = 18^{\circ}$  :  $c_{s18} = 9,18 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$

$c_u = 1 - 2 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$

$$\sqrt{\frac{D_{s18}}{D_{s10}}} = 0,861$$

$$OC_{\alpha} = \frac{2327,4}{0,8} \cdot \frac{11,3}{9,18 - 1,8} \cdot 0,861 = 3685,5 \text{ kg O}_2 \cdot \text{d}^{-1} \quad (24)$$

Hodinová oxigenační kapacita:

$$OC_h = \frac{2327,4}{0,8} \cdot \frac{11,3}{9,18 - 1,8} \cdot 0,861 = 138,6 \text{ kg O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \quad (25)$$

#### 4.5 Aerace

Přenos kyslíku na 1m hloubky: 10 g O<sub>2</sub>

Hloubka aerace:

$h - 0,2 = 4 - 0,2 = 3,8 \text{ m}$  (aerační zařízení bude umístěno 0,2 m nade dnem)

Množství vzduchu:

$$\frac{OC_h \cdot 1000}{3,8 \cdot 10} = \frac{138,6 \cdot 1000}{3,8 \cdot 10} = 3647,4 \text{ m}^3 \text{ vzduchu} \cdot \text{h}^{-1}$$



## 5 Řešení biologického čištění

Biologický stupeň je proveden jako dvojlinkový aktivační proces typu D – N. Nátok do denitrifikačních nádrží z usazovacích nádrží je řešen se záměrem minimalizovat přísun kyslíku do denitrifikace. Denitrifikační nádrže jsou míchány horizontálními ponornými vrtulovými míchadly s nastavitelnou hloubkou provozu a směrování proudění na spouštěcím zařízení (103.04 A,B). Denitrifikační nádrže jsou osazeny rošty s aeračními jemnobublinnými trubkovými elementy [9].

Z denitrifikačních nádrží je voda postupně vedena prostupy v dělicích stěnách do nitrifikačních nádrží aktivace, vystrojených jemnobublinným provzdušňovacím systémem v provedení roštů s trubkovými elementy. Vzduch do aeračního systému dodávají dvě provozní dvouotáčková rotační dmychadla. Třetí dmychadlo stejného výkonu je určeno jako rezerva provozních dmychadel, může za určitých podmínek vykrývat aktuální provozní nedostatky kyslíku. Rovnoměrné provozní vytížení dmychadel je zajištěno střídáním podle součtových provozních hodin.

Potrubí vzduchu pro aktivaci je vedeno středovým žlabem mezi biologickými linkami. Podélně protékané dosazovací nádrže jsou stavebně konstruovány a vystrojeny stíracími lištami [9].

### 5.1 Aerační systém

Aerační systém se dimenzuje podle zvolené technologie, potřebného množství kyslíku nebo potřeby míchání nádrží, potřebného přetlaku, způsobu regulace, tvaru a typu nádrží [11].

#### 5.1.1 Popis hlavních částí aeračního systému

##### Přívodní potrubí

Včetně armatur začíná u výtlačného potrubí zdroje stlačeného vzduchu a končí v nádrži čistírny 1 m pod hladinou. Potrubí je zhotoveno z nerezavějící oceli, na hraně nádrže je pro každý rošt zařazena uzavírací klapka.

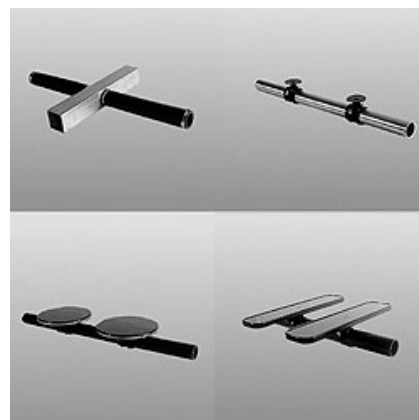
##### Rozvodné potrubí aeračních elementů

Slouží k rovnoměrnému rozvodu vzduchu k jednotlivým řadám aeračních elementů a současně tvoří jejich nosný prvek a zabezpečuje k nim přívod vzduchu. Spojovací příruba pro napojení na přívodní potrubí se nachází 1 m pod hladinou vody. Aerační rošty mohou být pevně kotvené a vyjímatelné za provozu, jsou zhotoveny z PP trubek a tvarovek navzájem spojených. Ke dnu se pevné aerační rošty kotví pomocí výškově stavitelných podpěr k betonovým zátěžím nebo do kotev z nerezavějící oceli zapuštěných do dna nádrže. Podpěry umožňují výškové vyrovnání potrubí, a tím i aeračních elementů do vodorovné roviny. Vyjímatelné aerační rošty se upevňují zatažením pomocí lan přes kladky, pomocí betonových zátěží nebo jsou naváděny ke dnu vodící tyčí [9],[11].

## Aerační elementy

Jsou koncové elementy rozdělující proud vzduchu na jemné bublinky, které probublávají do vody. (obr.5)

Aerační elementy se dělí podle charakteru perforace na jemnobublinné, vhodné pro provzdušňování aktivačních nádrží středobublinné, pro stabilizační, akumulaci a egalizační nádrže a hrubobublinné, vhodné pro míchání obsahu lapáků písku, odplyňovacích zón a jiných nádrží [2], [11].



Obr. 6 Aerační elementy[10]

V nákresu schématu je provzdušňovací systém označen 103.02 pro nitrifikační nádrže a 103.03 pro denitrifikační nádrže.

Podle zvoleného množství vzduchu vybrán produkt největší tuzemské firmy zaměřené na problematiku ČOV a to firma FORTEX-AGS. Podle jejich katalogu FORTEX AME – T750 [11].

## 5.2 Dmychadla

Dva tvarově shodné rotační píсты - rotory s navzájem opačným smyslem otáčení jsou spřaženy dvěma ozubenými koly se shodným počtem zubů, čímž je zajištěno bezdotykové odvalování rotorů. Dopravované médium je na sací straně skříně otáčením rotorů postupně uzavíráno v komorách tvořených dvěma zuby rotorů a vnitřním povrchem skříně a dále dopravováno k výtlačné straně. Tlak na výtlačku je závislý na odporech potrubí a připojeného technologického zařízení. Komory se postupně otevírají do výtlačného prostoru. Následkem vyššího tlaku ve výtlačném prostoru dochází ke zpětnému proudění z výtlačného prostoru do komor, tzv. pulsacím, až do okamžiku vyrovnání tlaku v obou prostorech. Oproti dvouzubým rotačním pístům, vykazují píсты třízubé nižší pulsace na výtlačné straně. Ty jsou dále sníženy speciální úpravou výtlačné strany skříně. Ozubené soukolí zajišťuje synchronní bezdotykový chod obou pístů. Píсты proto nevyžadují žádné mazání a dopravované médium není znečišťováno mazivem či otěrem. Volbou vhodné velikosti dmychadla a otáček lze zařízení přizpůsobit potřebám provozu [3], [10].



Obr. 7 Dmychadlo [9]

Podle nabídky na tuzemském trhu byla vybrána firma Lutos a.s. [9], [10].

**Rotační pístové dmychadlo (obr. 7) (103.01 A,B,C)**

DT 70/301, dvouotáčkový motor  
 $Q=2015/ 871 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\Delta p=40 \text{ kPa}$ ,  
38/32 kW , 400 V, 50 Hz  
 $n \text{ motoru} = 2955/ 1475 \text{ ot}/\text{min}$   
 $n \text{ dmychadla} = 2002 / 999 \text{ ot}/\text{min}$   
bez protihlukového krytu  
Hmotnost: 835 kg/ks  
ovládání : R – 0 – A  
- ručně z místa  
- automat viz SŘTP  
(impulz od kyslíkové sondy)  
dálkově z PC disp. pracoviště

## 6 Závěr

Tato práce se zabývá teoreticky a následně i prakticky biologickým čištěním odpadních vod. V prvních dvou kapitolách jsou čistě teoreticky popsány způsoby čištění vody a odstraňování životu nebezpečných látek.

Ve třetí kapitole je již popsán aktivační proces v čistírnách odpadních a to zejména dodržení některých zásad při navrhování a provozování tohoto systému.

V poslední kapitole jsou provedeny základní výpočty aktivace pro 20 tis. EO. Do výpočtů bylo nutné zahrnout vstupní data na přítoku do biologické části ČOV, která byla převzata z normy: ČSN 73 6701. I tak je důležité vzít v potaz, že výpočty a navrhovaný způsob aktivace by se musel přizpůsobit přímo k podmínkám, kde by ČOV měla plnit svoji požadovanou funkci. Z těchto výpočtů byl pod dohledem zkušenějších pracovníků z firmy Královepolská RIA a.s. navrhnout a vypracován způsob aktivačního procesu, dále pak výkresy aktivační nádrže a celého schématu biologické části ČOV.

Při navrhování vhodného aeračního systému a použitých dmychadel byl zvolen tuzemský dodavatel. V obou případech bylo voleno podle oblíbenosti a kvality jejich produktů. Dále také podle jejich katalogové nabídky a vhodnosti pro výpočty a množství 20 tis. EO.

Výsledkem bakalářské práce je návrh zjednodušené biologické části ČOV, která v sobě nezahrnuje odstraňování fosforu, dosazovací nádrže a s tím spojené kalové hospodářství.

## Seznam použité literatury

- [1] DOLEJŠ, P. *Příručka pro čištění a úpravu vody*. Přerov: KEMIFLOC, 1996.
- [2] CHUDOBA, J. a kol. *Biologické čištění odpadních vod*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1991. 468 s.
- [3] PYTL, V. a kol. *Příručka provozovatele čistírny odpadních vod*. Praha: Medim, 2004. 209 s. ISBN 80-239-2528-8
- [4] Hlavínek, P. a kol. *Čištění odpadních vod - Praktické příklady výpočtů ČOV*. Brno: NOEL 2000 s.r.o., 1996, 196 s.
- [5] Hlavínek P., Novotný D.: *Intenzifikace čistíren odpadních vod*. NOEL 2000, Brno 1996.
- [6] Medek J. *Hydraulické pochody*, VUT – FSI Brno, 2004
- [7] Vysoké učení technické v Brně; fakulta stavební, osobní server pana Doc. Ing. Petr Hlavínek, CSc. [online]: [cit. 2008-06-20]; Dostupné z <[http://water.fce.vutbr.cz/zamestnanci/hlavinek/download/cisteni\\_OV/prednasky/COV\\_03.pdf](http://water.fce.vutbr.cz/zamestnanci/hlavinek/download/cisteni_OV/prednasky/COV_03.pdf)>
- [8] Zákon č. 254/2001 Sb., *o vodách a o změně některých zákonů* [online]: [cit. 2008-06-03]; Dostupné z <[http://www.env.cz/C1257458002F0DC7/cz/zakon\\_254\\_2001\\_voda/\\$FILE/OOV-zakon\\_254-20010628.pdf](http://www.env.cz/C1257458002F0DC7/cz/zakon_254_2001_voda/$FILE/OOV-zakon_254-20010628.pdf)>
- [9] Odborné konzultace: Ing František Odehnal, Ing Jan Staffa ve firmě Královopolská Ria a.s. [2008-06-01]
- [10] Katalog dmýchadel firmy LUTOS a.s. [online]: [cit. 2008-06-03]; Dostupné z <[http://lutos.jednicky.cz/img/Catalogue\\_DT\\_2008.pdf](http://lutos.jednicky.cz/img/Catalogue_DT_2008.pdf)>
- [11] Aerační systémy firmy FORTEX-AGS [online]: [cit. 2009-05-20]; Dostupné z <<http://fortex.cz/cz/cistirny-odpadnich-vod/produkty/aeracni-systemy/>>