

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Vliv obsahu živin v odpadní vodě na průběh jejího
biologického čištění**

Diplomová práce

Autor práce: Lucie Píchová

Vedoucí práce: Ing. Pavel Švehla, PhD.

© 2016 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv obsahu živin v odpadní vodě na průběh jejího biologického čištění" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu Ing. Pavlu Švehlovi, PhD., vedoucímu diplomové práce, za odborné vedení a cenné připomínky při zpracování předkládané diplomové práce.

Dále bych chtěla poděkovat paní Ing. Kateřině Tebichové ze společnosti Čevak a.s., technoložce, jež byla ochotná seznámit mě s provozem vybraných čistíren odpadních vod, za poskytnutí údajů ročních měření a dalších informací o provozu.

Vliv obsahu živin v odpadní vodě na průběh jejího biologického čištění

Souhrn

Odpadní vody obsahují znečišťující organické i anorganické látky, které se mohou vyskytovat v různých formách. V průběhu biologického čištění dochází k odstraňování biologicky rozložitelných látek. Organické i anorganické látky slouží jednak jako vhodný substrát pro mikroorganismy, a jednak obsahují chemické prvky, které jsou důležité pro syntézu nové biomasy.

Pro správný průběh biologického čištění je nutné znát poměr živin na přítoku do čistírny odpadních vod, jež se vyjadřuje jako $BSK_5:N_{celk}:P_{celk}$. Ideální poměr živin je 100:5:1. Mezi sledované nutrienty, které jsou zmíněny v této práci, patří uhlík, který je vyjádřen jako biologická spotřeba kyslíku (BSK_5) nebo chemická spotřeba kyslíku (CHSK). Dusík, jež je ve zmíněném poměru vyjádřený jako celkový dusík (N_{celk}), a fosfor, který je v poměru vyjádřený jako celkový fosfor (P_{celk}).

Pro posouzení vlivu živin v odpadní vodě (OV) byly zvoleny 3 čistírny odpadních vod (ČOV) v okrese Tábor. U těchto čistíren byly porovnávány hodnoty stanovených parametrů na přítoku a odtoku a také plnění limitů při vypouštění odpadních vod do recipientu. Tyto limity jsou stanoveny příslušným vodoprávním úřadem podle Nařízení vlády č. 61/ 2003 Sb. v aktuálním znění. Hodnoty byly měřené v průběhu celého roku 2014 zaměstnanci na příslušné ČOV.

U všech ČOV byly splněny limitní hodnoty pro vypouštění OV do recipientu. U ČOV Tábor Klokoty byl problém s nedostatkem organických látek na odstraňování oxidovaných forem dusíku (dusičnanů a dusitanů) z odpadních vod. Pro zlepšení biologického odstraňování dusíkatých látek zde bylo zahájeno dávkování externího organického substrátu. Přídavkem tohoto substrátu došlo k lepšímu odstraňování dusíkatých látek z odpadní vody, avšak vzhledem k finanční stránce se hledají další možná řešení.

Klíčová slova: nutrienty, dusík, fosfor, externí substrát, biologické čištění odpadních vod, městské čistírny odpadních vod, průmyslové čistírny odpadních vod

The Influence of Nutrients Concentration in Wastewater on the Biological Treatment Process

Summary

Wastewaters containing polluting organic and inorganic substances which may exist in various forms. During the biological treatment occurs to remove biodegradable substances. Organic and inorganic substances are used both as a suitable substrate for microorganisms, and also contain chemical components that are important for the synthesis of new biomass.

For the proper conduct of biological treatment it is necessary to know the ratio of nutrient inflow to the wastewater treatment plant, which is expressed as $BOD_5: N_{Tot}: P_{Tot}$. The ideal ratio of nutrients is 100:5:1. The monitored nutrients that are mentioned in this work include carbon, which is expressed as the biological oxygen demand (BOD_5) or chemical oxygen demand (COD). Nitrogen, which is in said ratio expressed as total nitrogen (N_{celk}) and phosphorus, which is expressed as a ratio of total phosphorus (P_{total}).

To assess the influence of nutrients in wastewater (WW) were selected 3 wastewater treatment plant (WWTP) in the district of Tabor. These plants were compared to values determined parameters for inflow and outflow and performance limits for discharges of wastewater into the recipient. These limits are water authority pursuant to Decree no. 61/2003 Coll. in the current version. The values were measured during the whole of 2014 employees at the respective wastewater treatment plants.

For all plants were met limit values for the discharge of ownership to the recipient. At WWTP Tabor kloty was a problem with insufficient organic matter for removal of oxidized forms of nitrogen (nitrite and nitrate) from wastewater. To improve the biological denitrogenation here was initiated dosage external organic substrate. Addition of this substrate was improved denitrogenation of wastewater, but due to the financial page looking for other possible solutions

Keywords: nutrients, nitrogen, phosphorus, external substrate, biological wastewater treatment, municipal wastewater treatment, industrial wastewater treatment plant

Obsah

1	Úvod	8
2	Cíl práce.....	9
3	Přehled literatury.....	10
3.1.	Odpadní vody.....	10
3.1.1.	Typy odpadních vod	11
3.1.2.	Složení odpadních vod.....	11
3.1.2.1	Složení splaškových odpadních vod	12
3.1.2.2	Složení průmyslových odpadních vod	13
3.1.3.	Ukazatele znečištění odpadních vod.....	14
3.2.	Technologické postupy čištění odpadních vod.....	14
3.2.1.	Mechanické čištění	15
3.2.2.	Biologické čištění	15
3.2.3.	Chemické a fyzikálně - chemické čištění	16
3.3.	Mikroorganismy přítomné při čištění odpadních vod.....	17
3.4.	Nutrienty v odpadních vodách	21
3.4.1.	Organické látky	22
3.4.2.	Dusík.....	24
3.4.3.	Fosfor	29
3.4.4.	Síra	32
3.4.5.	Externí organický substrát	35
4	Materiál a metody	38
4.1.	Sledování a kontrola	38
4.2.	Vybrané čistírny odpadních vod	38
4.2.1.	Průmyslová čistírna odpadních vod Intersnack a.s. Choustník a obecní čistírna odpadních vod Choustník	39
4.2.2.	Čistírna odpadních vod Veselí nad Lužnicí	41
4.2.3.	Čistírna odpadních vod Tábor Klokoty	42

5	Výsledky	44
5.1.	Výsledky sledování provozu průmyslové a obecní čistírny odpadních vod Choustník.....	44
5.1.1.	Průmyslová čistírna odpadních vod Intersnack a.s. Choustník	44
5.1.2.	Obecní čistírna odpadních vod Choustník	46
5.2.	Výsledky sledování provozu čistírny odpadních vod Veselí nad Lužnicí.....	48
5.3.	Výsledky sledování provozu čistírny odpadních vod Tábor Klokoty	51
6	Diskuze	54
6.1	Průmyslová čistírna odpadních vod Intersnack a.s. Choustník a obecní ČOV Choustník.....	54
6.2	Obecní čistírna odpadních vod Choustník	55
6.3	Čistírna odpadních vod Veselí nad Lužnicí	56
6.4	Čistírna odpadních vod Tábor Klokoty	57
7	Závěr	60
8	Seznam literatury	61
9	Samostatné přílohy	67
9.1.	Příloha č. 1.	67
9.2.	Příloha č. 2	68
9.3.	Příloha č. 3.	69
9.4.	Příloha č. 4	70
10	Seznam samostatných příloh	72

1 Úvod

Voda je důležitá pro životní existenci těchto organismů. V důsledku populačního růstu či rozmachu průmyslové výroby se zhoršuje i kvalita vody. Voda se stává znečištěnou průmyslovou činností, zemědělstvím, dopravou, službami, popřípadě prochází změnou s následkem omezení biodiverzity či přežití vodních organismů. Mezi přírodní zdroje znečištění patří například aktivní sopky, zemětřesení či bouře. Působením přírodních vlivů dochází k šíření nežádoucích látek, např. prachových částic. Mezi antropogenní znečištění můžeme zařadit rezidua léků, které vylučujeme z těla, látky vznikající z průmyslových výrobních procesů, prvky způsobující eutrofizaci vod, toxické látky, jež inhibují činnost mikroorganismů, mikrobiální znečištění a další. Proto je nutné učinit vhodná opatření, aby byl dostatek vody nejen pro nás, ale i pro příští generace. Takto znehodnocenou vodu je potřeba upravit, aby se mohla navrátit do přírody v nejvíce podobném stavu, v jakém ji čerpáme z naší krajiny, proto si většina měst, podniků a dnes i obcí buduje zařízení, která eliminují znečištění vyprodukovaných odpadních vod (OV). Znečišťujícími látkami (polutanty) v OV mohou být látky rozpuštěné nebo nerozpuštěné, ale také tepelné znečištění, či radioaktivní záření.

Velký vliv na čištění odpadní vody má její složení na přítoku do čistírny odpadních vod (ČOV). Z hlediska prvkového složení, patří mezi nejvýznamnější ukazatele kvality OV obsah nutrientů. Jedná se o chemické prvky, které slouží jako stavební materiál pro syntézu buněk. Jsou to prvky dusík (N), fosfor (P), síra (S). Mezi nutrienty bude uveden i uhlík (C), který je součástí organických látek v OV. Pro správný průběh biologického procesu při čištění OV je nutné sledovat poměr mezi prvky C:N:P, jež je vyjádřen biologickou spotřebou kyslíku (BSK_5), celkovým dusíkem (N_{celk}) a celkovým fosforem (P_{celk}). Tento poměr se liší dle požadavků přítomných mikroorganismů a jejich metabolických drah. V případě nedostatku nebo naopak přebytku některého z prvků existuje také možnost dodat do procesu čištění externí látku (v práci je použit termín externí substrát), která může pomoci při technologických problémech čištění OV. Externím substrátem může být jedna nebo více látek, které jsou snadno biologicky rozložitelné v procesu čištění OV. Jedná se o látky, které zajistí potřebné podmínky pro život a růst mikroorganismů (MO). Jejich dávkováním se může do určité míry optimalizovat koncentrační poměr nutrientů, který je potřebný pro biologické rozložení látek

2 Cíl práce

Cílem této práce je posoudit vliv vstupního složení odpadních vod na průběh jejího biologického čištění. Hlavní důraz bude kladen především na obsah uhlíku, dusíku a fosforu v odpadních vodách na přítoku a jejich biologické odstraňování. Dále budou sledovány hodnoty na odtoku z ČOV a posuzovány z hlediska plnění limitních hodnot dle nařízení příslušného vodoprávního úřadu. Mezi další cíle patří posouzení možného použití externího substrátu v případě chybějící základní živiny.

V této práci budou použita data z průmyslové ČOV, z městské ČOV a ze splaškové ČOV, které se nachází v okrese Tábor.

Hypotéza

Sledování kvality odpadní vody u vybraných parametrů na přítoku a odtoku ČOV je ukazatelem správného fungování čistírenských procesů.

Hypotéza zní: nedostatek nebo naopak přebytek nutrientů má negativní vliv na správný průběh biologického čištění odpadních vod.

3 Přehled literatury

3.1. Odpadní vody

Největší množství vody, která je použita, odtéká jako voda odpadní. Zákon č. 254/2001 Sb., O vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, popisuje odpadní vody jako vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost, nebo mohou ohrozit jakost povrchových či podzemních vod. Mezi odpadní vody patří i průsakové vody z odkališť či skládek odpadů. Odpadní vody se liší především složením, které závisí na tom, odkud OV pochází, tedy na druhu průmyslu, na stupni nařazení srážkovými či balastními vodami, jež také mohou vstupovat do systému čištění. Množství a také kvalita OV se mění v čase. Proto se tyto dva parametry zohledňují při návrhu čistírny odpadních (Sojka, 2013). Vypouštění odpadních vod do kanalizačních sítí se řídí zákonem č. 274/2001 Sb. v aktuálním znění. Kanalizací mohou být odváděny srážkové vody, ale také OV. Odpadní vody, vypouštěné do kanalizace, mohou být odváděny pouze v limitech znečištění a v množství stanoveném v kanalizačním řádu. Tento zákon také nařizuje měření množství OV a měří také míru znečištění a stanovuje sankce za nedodržování povinností.

Z pohledu Pittera (2009) je specifické množství OV popisováno jako množství OV za jednotku času připadající na jednoho obyvatele či na jednotku charakterizující určitý výrobní proces. Základním měřítkem pro vyjadřování znečištění je ekvivalentní počet obyvatel (EO). Jedná se o fiktivní počet obyvatel. Předpokládá se, že vyprodukované znečištění, přepočtené na BSK₅ je 60 g na jednoho obyvatele za jeden den. Tato hodnota byla stanovena jako průměrná z mnoha lokalit.

Charakter znečišťujících látek v odpadních vodách znázorňuje tabulka č. 1.

Tabulka č. 1: Charakter znečišťujících látek v odpadních vodách (Chudoba et al., 1991)

Znečišťující látky	Příklady
Rozpuštěné - Organické	Ve filtrátu, za filtrem
Biologicky rozložitelné	Cukry, mastné kyseliny
Biologicky nerozložitelné	Azobarviva
- Anorganické	Těžké kovy, sulfidy
Nerozpuštěné - Organické	
Biologicky rozložitelné	Škrob, bakterie
Biologicky nerozložitelné	Papír, plasty
Usaditelné	Celulosová vlákna
Neusaditelné	Bakterie, papír
Koloidní	Bakterie
Plovoucí	Papír
- Anorganické	
Usaditelné	Písek, hlína
Neusaditelné	Brusný prach

3.1.1. Typy odpadních vod

Odpadní vody se dělí na čtyři hlavní skupiny. Dešťové, splaškové, průmyslové a městské OV.

Dešťové odpadní vody jsou vody pocházející z atmosférických srážek vtékající do stoky nebo recipientu (tj. vodní útvar přijímající vodu z povodí nebo odpadní vodu).

Splaškové OV (splašky) jsou vody, které pochází z domácností, hygienických zařízení, objektů společného stravování či ubytování.

Průmyslové odpadní vody jsou vody použité a znečištěné ve výrobním procesu, jsou ze závodu vypouštěny a nejsou vhodné k opětovnému použití. Mezi tyto vody patří i vody chladicí a vody ze zemědělské činnosti.

Městské odpadní vody je směsice vod splaškových, průmyslových, dešťových popřípadě dalších vod odváděných veřejnou kanalizací.

Někdy se v kanalizační síti mohou nacházet i tzv. balastní vody. To jsou podzemní vody, které se dostaly do stokové sítě v důsledku její netěsnosti (Pitter, 2009).

3.1.2. Složení odpadních vod

Složení OV je velice různorodé. Látky způsobující znečištění OV se dělí dle velikosti přítomných částic. Častější je dělení dle původu na látky organické či anorganické.

3.1.2.1 Složení splaškových odpadních vod

Hlavní podíl znečišťujících látek tzv. polutantů ve splaškových OV připadá na moč a fekálie. Až 80% organických látek se nachází v moči a fekáliích (Sophonsiri et al., 2004, Pitter, 2009). Průměrně lze počítat s 250 g fekáliemi na 1 obyvatele za 1 den o sušině 50 g. Sušina fekálií je tvořena z 90% organickými látkami a tvoří ji především zbytky střevních bakterií, lipidy (tuky), proteiny (bílkoviny), polysacharidy a jejich rozkladné produkty (aminokyseliny, alifatické kyseliny, heterocyklické aminy). Na anorganické látky tak připadá pouze 10 % sušiny, v níž je množství vyloučeného dusíku mnohem menší než ve vyloučené moči. Hlavní složka moči je tvořena dusíkatými organickými látkami, tedy především močovinou. Dále jsou zastoupeny také aminokyseliny a amoniakální dusík. Anorganické látky jsou zastoupeny především sodíkem, draslíkem, chloridy, sírany, fosforečnany a anorganickými formami dusíku. Mezi další zdroje anorganických látek patří zbytky živočišné a rostlinné potravy, dále pak látky pocházející z pracích a čisticích prostředků (Pitter, 2009).

Henze et Comeau (2008) ve své studii uvádí složení splaškové OV. Tyto vody dle autorů obsahují mikroorganismy (patogenní bakterie a viry). Srinivas (2008) se domnívá, že se jedná především o tyto mikroorganismy: *E. Coli*, *Salmonellu*, *Shigellu*, *Clostridium*. Dalšími složkami OV je Biologicky rozložitelný organický materiál a ostatní organický materiál (čisticí prostředky, pesticidy, tuky, oleje, barviva, fenoly a kyanidy), nutrienty (N a P), kovy (Hg, Pb, Cd, Cu, Ni s možností bioakumulace a toxického působení) a jiný anorganický materiál (např. rozpuštěné anorganické látky). Z hlediska vlastností OV je důležitá i teplota vody a pH, které mohou měnit životní podmínky pro organismy, jež jsou přítomné v OV. Optimální teplota těchto vod v kanalizacích se pohybuje v rozmezí od 5 do 20 °C v závislosti na ročním období. Hodnoty pH těchto vod jsou spíše alkalické a pohybují se v rozmezí od 6,4 do 8,1 (Boyjoo et al., 2013).

Tyto OV bývají většinou zakalené, šedé nebo šedohnědé barvy. Při anaerobních procesech, kdy je vyčerpán kyslík, tyto vody zapáchají, díky reakcím se sulfidickou sírou (Henze et Comeau, 2008). Thomaidi et al. (2015) zmiňuje i důležitost mikropolutantů. Jedná se o celou řadu sloučenin, jako jsou léčiva, nelegální drogy, průmyslové přísady a činidla, umělá sladidla, endokrinní disruptory (též zvané hormonálně aktivní látky, které vstupují do těla a účinkují jako hormony v endokrinním systému a narušují fyziologické funkce endogenních hormonů, například DDT, pesticid atrazin), perfluorované sloučeniny (ve své

molekule obsahují atomy uhlíku a fluoru, používají se jako chladiva či při výrobě polovodičů a patří mezi skleníkové plyny), siloxany (tyto látky patří mezi hydrofobní látky, používají se jako silikonové oleje, jsou součástí přípravků osobní hygieny). V předchozích studiích se ukázalo, že tyto sloučeniny se částečně nebo vůbec neodstraní v čistírně odpadních vod a jsou pak zjištěny ve vodních tocích, kde ohrožují vodní faunu a floru.

Složení a množství vody se mění v průběhu dne v závislosti na použití chemických látek (čisticí prostředky, zubní pasta, aj.), obsazení domácnosti (věk, pohlaví) či části pracovního dne (Henze et Comeau, 2008; Pitter, 2009; Boyjoo et al, 2013).

3.1.2.2 Složení průmyslových odpadních vod

Průmyslové odpadní vody mají rozmanitý charakter, proto je jejich škodlivé působení odlišné (Pitter, 2009). Dalším rysem těchto vod je kolísání koncentrace a objemu v krátkém i dlouhém časovém intervalu (Bindzar et al., 2009). Míra znečištění se těchto vod se srovnává se splaškovými OV prostřednictvím ekvivalentního počtu obyvatel. Některé OV mohou být čištěny spolu se splaškovými, některé jsou čištěny odděleně v ČOV daného podniku. Tyto vody se dělí podle typu znečištění a to na vody s převahou organického nebo anorganického znečištění. Oproti splaškovým OV, kde je podíl organické hmoty více než 60 %, je podíl organické hmoty u průmyslových OV velice variabilní (Sophonsiri et al., 2004).

Znečišťující látky se dělí podle rozpustnosti a biologické rozložitelnosti látek, které je znázorněno v Tabulce č. 1. Mezi další sledované vlastnosti těchto látek patří také dělení podle jejich toxicity. Podle převažujících látek se průmyslové OV řadí do jednotlivých skupin. Například OV z potravinářského průmyslu patří do skupiny netoxických a snadno biologicky rozložitelných látek, tudíž jsou vhodné pro biologické čištění. Mezi další sledované látky patří také jinak škodlivé látky, které nejsou díky přítomným koncentracím toxické, ale jejich přítomnost v OV ovlivní proces biologického čištění. Jedná se např. o tenzidy způsobující nadměrnou pěnivost při provzdušňování v aktivační nádrži (Pitter, 2009).

Aby bylo možné určit přibližné složení OV, je potřeba znát složení výchozích surovin, meziproduktů, produktů výroby a je nutné počítat i se vzájemnou interakcí jednotlivých složek, která ovlivní původní složení vody (Pitter, 2009).

3.1.3. Ukazatele znečištění odpadních vod

Pro posuzování vlastností OV je důležité určit množství a koncentraci obsažených látek v odpadních vodách. Mezi základní stanovení chemického rozboru OV patří stanovení nerozpuštěných a rozpuštěných látek sušením, hodnoty pH a neutralizační kapacity (kyselost a zásaditost látek má vliv na celkové čištění OV). Mezi další významné ukazatele patří stanovení obsahu celkového fosforu a stanovení forem dusíku, jež využívají aerobní mikroorganismy v procesu biologické čištění OV. Tyto nutrienty způsobují také eutrofizaci vody u recipientu. U průmyslových vod z těžebního průmyslu a zpracování rud a kovů je důležité stanovit i obsah kovů. Jeden z hlavních úkolů chemického rozboru je správně určit koncentraci organických látek. Ty se hodnotí dle chemické spotřeby kyslíku ($CHSK_{Cr}$), celkového organického uhlíku (TOC- Total Organic Carbon) a biochemické spotřeby kyslíku (BSK_5). Mezi další ukazatele patří stanovení nepolárních extrahovatelných látek (NEL), extrahovatelných látek (EL), polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), fenolů, síranů, fluoridů, kyanidů a dalších. (Chudoba et al., 1991). V Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., (aktuální znění je předpis č. 401/2015 Sb., platné od 1. ledna 2016), jsou předepsané ukazatele, ale i emisní hodnoty znečištění průmyslových i splaškových odpadních vod.

Mezi sledované parametry pro čištění odpadních vod patří $CHSK_{Cr}$, BSK_5 , P_{celk} , NH_4-N , N_{anorg} (anorganický N, součet NH_4-N , NO_3-N a NO_2-N), N_{celk} (celkový dusík organický i anorganický), obsah rozpuštěných anorganických solí (RAS), obsah adsorbovatelných organicky vázaných halogenů (AOX), obsah rtuti (Hg), obsah kadmia (Cd) (Winkler, 2013).

Typická měřicí stanoviště podle Winklera (2013) pro sledování nutrientů v ČOV jsou:

- 1) přítok do primární usazovací nádrže
- 2) přítok do provzdušňovací nádrže
- 3) Odtok z provzdušňovací nádrže
- 4) Odtok z ČOV

3.2. Technologické postupy čištění odpadních vod

Při čištění OV je snaha o dosažení čistírenských procesů, která se nejvíce podobají procesům samočištění vody ve vodních tocích v přírodě (Grady et al., 2011). Čistírny se navrhují podle velikosti, respektive podle počtu EO a také podle původu znečištění OV. Čištění odpadních vod zahrnuje mechanické, biologické a fyzikálně - chemické procesy) (Bindzar et al., 2009, Kitanović et Šušteršič, 2013).

3.2.1. Mechanické čištění

Toto čištění je také někdy označováno jako tzv. primární čištění, které zahrnuje předčištění od hrubých nečistot na lapáku šterku, za ním jsou umístěny česle, lapák písku a někdy i lapák tuku. Dále následuje vlastní mechanické čištění probíhající v usazovacích nádržích. Hlavním úkolem je ochránit strojní zařízení před poškozením. Procesy používané v této fázi, jsou cezení přes česle, kde se odstraňují větší částice znečištění plovoucí po hladině či volně se vznášející v čištěné vodě. Usazování těžších a zároveň menších částic probíhá v lapáku písku. Jemné lehčí částice se odstraňují v usazovacích nádržích. Mezi další procesy patří filtrace přes pískové filtry, nebo kalolisy, které separují nerozpuštěné organické i anorganické látky. V zahušťovacích nádržích a flotačních nádržích se oddělují pevné usaditelné částice od zbytku OV (Bindzar et al., 2009; Kitanović et Šušteršič, 2013).

3.2.2. Biologické čištění

Druhou část čistícího procesu tvoří sekundární čištění, též zvané biologické. Toto čištění může probíhat v aerobních, i v anaerobních podmínkách. Většina ČOV pracuje v podmínkách aerobních. Aerobní biologické čištění probíhá v biologickém reaktoru. Podle způsobu kultivace MO se pak rozlišuje aktivační proces, kde jsou MO ve formě suspenze (AK), nebo biofilmové reaktory, u nichž se MO vyskytují ve formě nárostu na vhodném nosiči (tvoří biofilm). Anaerobní biologické čištění může probíhat v biofilmových reaktorech, použitím suspenzní biomasy nebo agregované biomasy (Groda et al. 2007).

Aerobní biologické čištění

Bindzar et al. (2009) uvádí jako nejběžnější způsob biologického čištění aktivační proces. Tento proces je tvořen biologickou a separační jednotkou. V aktivační nádrži jsou biochemické procesy podmíněné činností MO, které oxidací kyslíkem rozkládají organické látky v OV na vodu a oxid uhličitý, čímž získávají MO potřebnou energii. Biomasa se v aktivační nádrži spojuje do vloček, tzv. bioflokuluje (Groda et al. 2007). Růst mikroorganismů je způsoben získáváním živin z odstraňovaného substrátu (což je znečišťující látka) z roztoku. Tím se však zvyšuje i koncentrace AK, jež se musí ze systému odstraňovat.

Separace AK od vyčištěné vody probíhá v dosazovací nádrže. Část tohoto kalu se vrací zpět jako vratný aktivovaný kal (inokulum) a zbytek je ze systému odstraňován jako přebytečný aktivovaný kal, který je zpracován v kalovém hospodářství (Kitanović et Šušteršič, 2013).

Dostatečný přísun kyslíku je zajištěn buďto přísunem technického kyslíku nebo vzduchem. Častější variantou je použití vzduchu za pomoci různých dmychadel a aeračních elementů. Použitím aeračního zařízení se také udržují vločky aktivovaného kalu ve vznosu (v suspenzi), pro lepší kontakt organismů s čištěnou odpadní vodou. Vedle odstraňování organických látek se odstraňují z OV i dusíkaté látky, fosfor, síra nebo těžké kovy, hovoříme o tzv. biologickém odstraňování nutrientů (Bindzar et al. 2009; Kitanović et Šušteršič, 2013).

Anaerobní biologické čištění

Uplatňuje se při čištění průmyslových OV, v kterých se nachází vyšší koncentrace organického znečištění. Proces je založen na metanové fermentaci organických látek bez přístupu kyslíku. Organické látky jsou z větší části převedeny na různé plyny (metan). Část z nich se oxiduje na oxid uhličitý a vodu, jež slouží jako zdroj energie pro biomasu. V tomto procesu jsou přítomné anaerobní MO. V tomto procesu nelze odstraňovat sloučeniny dusíku a fosforu (Kitanović et Šušteršič, 2013).

3.2.3. Chemické a fyzikálně - chemické čištění

V případě, že není dostačující vyčištění odpadní vody mechanickým a biologickým čištěním, je zahrnuto do procesu odstraňování nečistot i chemické nebo fyzikálně - chemické čištění. Toto čištění může být zařazeno v ČOV před i po mechanickém čištění, nebo po biologickém čištění. Procesy použité v tomto čištění jsou: magnetická separace, iontová výměna, adsorpce, extrakce či membránové separační procesy. Patří sem také neutralizace, která je zařazena na začátku čisticí linky, nebo také někdy před vypouštěním vod do recipientu či městské kanalizace, kdy vypouštěná voda musí splňovat maximální přípustné koncentrace znečištění podle Nařízení č. 61/2003 Sb. v platném znění (Bindzar et al., 2009).

Dalším typem čištění je chemická oxidace dávkováním vhodných činidel. U biologického čištění je biochemická oxidace základem při přeměně forem nebezpečných (toxických) látek v OV na formy méně nebezpečné, případně tyto látky úplně zničí. Příkladem je dávkování chloru na oxidaci anorganických sloučenin kyanidů či kyanatanů až na dusík a oxid uhličitý. Na průběh oxidace polutantů má vliv poměr mezi chlorem a organickými látkami (mohou vznikat toxické chlorované deriváty). Likvidace některých organických (S^{2-} , CN^-) polutantů lze dosáhnout oxidačním činidlem manganistanem draselným za vzniku sraženiny. Chemická redukce je používán jen zřídka. Používá se při přeměně toxických

forem Cr^6 na Cr^3 , které se vyskytují v OV z galvanizoven. Redukčním činidlem je zde síran železnatý nebo siřičitan. Vzniklý trojmocný chrom se vysráží zvýšením pH.

Dalšími metodami jsou stripování amoniaku nebo srážení fosforu či dusíkatých látek. Tyto metody jsou nastíněny v kapitolách o dusíku a fosforu (Bindzar et al., 2009).

3.3. Mikroorganismy přítomné při čištění odpadních vod

Přítomnost mikroorganismů (MO) při čištění OV je velice důležitá. Společenstva různých druhů MO dokáží rozložit organické látky a z nich vzniklé chemické prvky navrátit do koloběhu prvků v přírodě. Tato rozkladná činnost probíhá přirozeně v tocích a je jí využito i při čištění OV. Aktivním činitelem při čištění OV je směsná kultura MO, též nazývaná aktivovaný kal (AK), která se nachází ve formě suspenze v aktivačních nádržích. Alternativou aktivačních nádrží se suspendovanou biomasou jsou biofilmové reaktory, v kterých je biomasa umístěna na nosiči. Každá buňka potřebuje pro přežití a syntézu nové biomasy zdroj energie a zdroj uhlíku (někdy nazývaný substrát). Substrátem jsou označené živiny, jež MO přijímají biochemickými přeměnami organických a anorganických látek. Podle toho, jaké mají MO nároky na svůj růst, je možné je rozdělit do několika skupin. Nároky MO na okolí jsou pak kombinací všech skupin (Bindzar et al., 2009).

a) Podle výživy:

autotrofní- zdrojem živin jsou anorganické látky

heterotrofní- zdrojem živin jsou organické látky

b) Podle zdroje uhlíku:

litotrofní- zdrojem uhlíku je oxid uhličitý

organotrofní- zdrojem uhlíku jsou organické látky

c) Podle zdroje energie:

fototrofní- světelnou energii přemění na chemickou

chemotrofní- energie pochází z oxidací chemických sloučenin (Cheremisinoff, 1996).

d) Podle nároku na přítomnost kyslíku:

oxické (nitrifikační bakterie)

anoxické (denitrifikační bakterie)

anaerobní (*Micrococcus*, *Pseudomonas*, metanizační bakterie) (Bindzar et al., 2009).

Směsná kultura MO (aktivovaný kal, AK), potřebuje pro růst dostatečný přísun kyslíku. V AK se nachází jak prokaryota (zahrnují archaea, bakterie a sinice), tak i eukaryota (zahrnují prvoky, řasy a houby). Nejvíce jsou v AK zastoupeny bakterie. Srinivas (2008) uvádí velikost MO mezi 1-10 μm . Z bakterií se v aktivovaném kalu vyskytují nejčastěji rody: *Pseudomonas*, *Flavoacterium*, *Achromobacter*, *Chromobacter*, *Azotobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Alkcaligenes*, *Arthrobacter*, *Acinetobacter*, *Mycobacterium*, *Nocardi* a další (Chudoba et al., 1991; Srinivas, 2008; Pitter, 2009).

Mikroorganismy potřebují pro odstranění znečištění z OV nejen makronutrienty zmíněné v úvodu práce, tedy dusík, fosfor, síru a také uhlík. Důležitá je také přítomnost mikronutrientů tedy minerálních látek (draslík, sodík, hořčík) a stopových prvků (železo, měď, zinek, mangan). Obvykle jsou tyto prvky přítomny v OV (Winkler, 2013). Například hořčík funguje jako aktivátor enzymatických reakcí a vápník, je nutný pro rozmnožování MO (Ambrožová, J., 2004).

Níže zmiňované MO se dělí z hlediska výživy na autotrofní a heterotrofní. Autotrofní MO získávají uhlík z oxidu uhličitého, z kterého si vytvářejí stavební látky. Pro syntézu těchto látek potřebují energii, kterou získávají oxidací anorganických sloučenin. Zdrojem dusíku jsou pro ně amonné soli, dusitany nebo dusičnany. Akceptorem elektronů jsou anorganické látky. V průběhu biologického čištění jsou přítomné i heterotrofní MO využívající jako zdroj uhlíku organické lehce rozložitelné látky přítomné v OV v rozpuštěné i nerozpuštěné formě (např. polysacharidy, bílkoviny, organické kyseliny,...). Potřebnou energii získávají oxidací organických látek. Zdrojem dusíku jsou pro ně dusíkaté látky získané z organických sloučenin, např. bílkoviny. Akceptorem elektronů je dusičnanový dusík (Chudoba et al., 1991; Ambrožová, J., 2004).

Nitrifikační bakterie

Nitrifikační bakterie patří mezi autotrofní bakterie druhů *Nitrosomonas* a *Nitrobacter*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosocystis*. Tyto druhy patří mezi striktně aerobní, pomalu rostoucí organismy. Patří mezi litotrofní (autotrofní) bakterie, které získávají nutrienty z anorganických látek. Nitrifikace je dvoustupňový proces. V prvním stupni oxidují bakterie *Nitrosomonas* amoniakální dusík na dusitany, ve druhém stupni jsou dusitany oxidovány na dusičnany bakteriemi rodu *Nitrobacter*. Akceptovatelný rozsah pH pro tyto bakterie je v rozmezí od 7, do 8,5 (Gerardi, 2002). Optimální hodnoty pH pro *Nitrosomonas* jsou od 7,9 do 8,2. Některé studie zjistily minimální hodnoty pH 5,4 (Fumasoli et al., 2015). U

Nitrobacter se optimální pH pohybuje od 7,2 do 7,6. Vzhledem k vyšší rychlosti růstu bakterií rodu *Nitrosomonas* ve srovnání s bakteriemi *Nitrobacter*, mohou vyšší hodnoty pH způsobit hromadění dusitanů. Rychlost růstu nitrifikačních bakterií se podle Gerardiho (2002) zvyšuje od hodnoty pH 6,7 do 7,2. Nicméně tyto bakterie jsou schopné se aklimatizovat na nižší hodnotu pH (až na 5). Nitrifikační bakterie jsou teplotně citlivější než organotrofní bakterie aktivovaného kalu. Ideální je rozmezí teploty od 28-32 °C. Pokles teploty o 10 °C sníží rychlost procesu na polovinu. Tyto bakterie jsou citlivé na přítomnost anorganických látek (např. těžké kovy, kyanidy, a kyanatany a neiontové formy NH₃) a organických látek mající v molekule dusík a síru (např. thiomocovina, merkaptobenzothiazol) a mohou mít inhibiční vliv na bakterie (Chudoba et al., 1991; Kotlar et al., 1996).

Denitrifikační bakterie

Mezi nejběžnější denitrifikační bakterie patří *Bacillus denitrijicans*, *Micrococcus denitrijicans*, *Pseudomonas stutzeri* a *Achromobacter S P.*, *Chromobacterium*, *Denitrobacillus*. Gerardi (2002) uvádí i další bakterie (*Thiobacillus*, *Bacillus*, *Acinetobacter*, atd.). Denitrifikační bakterie patří mezi heterotrofní, ale i autotrofní bakterie, které vyžadují anoxické podmínky. Tyto bakterie převádí dusičnanový dusík až na dusík plyný. Rychlost denitrifikace se zvyšuje s rostoucí teplotou a probíhá v akceptovatelném rozmezí pH od 6 do 9 (Chudoba et al., 1991; Cheremisínoff, 1996). Optimální rozmezí pH je podle Gerardiho (2002) od 7 do 7,5. Teploty pod 5 °C mají inhibující účinek na tyto bakterie.

Houby

More et al. (2010) ve své publikaci uvádí, že se v AK při biologickém čištění odpadních vod vyskytuje 39 % kmenů hub z rodu *Penicillium*, *Aspergillus*, *Trichoderma*, *Spicaria* a *Hyaloflorae*. Houby patří mezi heterotrofní organismy. Caffaz et al. (2007) zkoumal využití různých druhů hub při biologickém čištění odpadních vod z výroby olivových olejů. Tyto vody vykazují vysoký obsah organických látek a nízký obsah biologicky rozložitelných látek. Obsahují např. fenolové sloučeniny, jež jsou toxické pro bakterie. Houby produkují enzymy, které jsou schopné rozkládat tyto toxické látky přítomné v odpadních vodách. Tento experiment byl proveden v aerobním reaktoru s přísadkou živin (NH₄)₂ SO₄ a NaH₂PO₄, pro růst těchto organismů.

Vláknité organismy

Přítomnost vláknitých organismů je zastoupena především rody: *Microthrix*, *Nostocoida*, *Thiothrix*, *Beggiatoa*. Pokud převládnu v aktivovaném kalu vláknité MO, může docházet například k horším sedimentačním vlastnostem kalu (bytnění). K tomuto jevu dochází při čištění odpadních vod s vysokým obsahem sacharidů a nedostatkem nutrientů dusíku a fosforu (např. OV z konzerváren či pivovarů) (Madoni et al., 2000).

PP bakterie

V aktivovaném kalu se vyskytují i tzv. poly-P (polyfosfátkumulující) bakterie *Acinetobacter*, *Klebsiella*. Tyto PP bakterie patří mezi aerobní chemoorganotrofní organismy, které akumulují lehce rozložitelné substráty (např. mastné kyseliny, alkoholy) za anaerobních podmínek. Následně dochází v aerobních podmínkách k využití těchto organických zásobních látek ke zvýšené akumulaci fosforečnanů do buňky (Bindzar et al., 2009).

Archebakterie

Grady et al. (2011) ve své knize uvádí i přítomnost Archeobakterií, patřící mezi prokaryotické buňky. Tyto organismy jsou schopné růst i v extrémních podmínkách (vydrží i teploty do 90 °C). V současné době je jejich hlavní využití při biologickém čištění OV v anaerobních operacích v koloběhu uhlíku při produkci metanu. V koloběhu dusíku se zapojují spolu s nitrifikačními bakteriemi do odstraňování dusíku při denitrifikaci. Zdrojem energie jsou pro ně anorganické látky (síra a N-amon) i organické látky (alkoholy, kyselina octová) (Cabello, et al., 2004).

Sírné bakterie

Mezi další organismy patří sírné bakterie *Rhizopus*, *Bacillus Beggiatoa*, *Chromatium*, *Thiobacillus* a *Thiobacterium*. Bakterie rodu *Desulfovibrio* redukují sulfany přítomné ve splaškových OV. Většina z těchto bakterií patří mezi autotrofní organismy redukující síran, siřičitan a další sloučeniny síry v anaerobním prostředí na sulfan. Zdroj energii a uhlíku pochází z anorganických látek (CO₂). U heterotrofní redukce síranů je zdrojem uhlíku organická látka. V případě nedostatku organické hmoty, musí být dodány donory elektronů (nejdůležitějšími donory jsou methanol, ethanol, glukóza, vodík a oxid uhličitý), aby zajistily dostatečné redukční ekvivalenty pro síran redukující bakterie. Zapojují se i do rozkladných

procesů dusíkatých látek. K redukci dochází až po vyčerpání rozpuštěného kyslíku a dusičnanů (Pitter, 2009).

3.4. Nutrienty v odpadních vodách

Nutrienty (živiny) jsou chemické prvky, které organismy používají jako stavební materiál pro syntézu buněk při biochemických procesech. Mezi základní živiny patří makronutrienty (C, H, O, N, P, S) a mikronutrienty (Fe, Ca, Mg, K, Mo, Zn, Co aj.) (Bindzar et al. (2009).

Při biologickém čištění odpadních vod (BČOV) se používá termín biologické odstraňování nutrientů a to uhlíku (obsažený v organických látkách), dusíku, fosforu a síry, na které se tato práce zaměřuje. Vysoké koncentrace dusíku a fosforu způsobují eutrofizaci povrchové vody, což má za následek přemnožení planktonu a také sinic (tvoří se vodní květ). V důsledku zvýšeného nárůstu MO dochází k vyššímu rozkladu organické hmoty a snížení obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě, což vede k úhynu vodních organismů. Aerobní podmínky se mění na anaerobní a MO produkují jedovaté látky, např. amoniak, který je toxický pro vodní organismy (Cheremisinoff, 1996).

Jak již bylo řečeno, rozkladem organické hmoty získávají MO energii potřebnou ke stavbě buněčné hmoty. K syntéze buněčné hmoty potřebují také nutrienty, které se vyskytují v OV. V případě deficitu některého prvku (C, H, O, N, P, S) je nutné ho přidávat ve formě sloučeniny z vnějšího prostředí. Tento jev se vyskytuje většinou u průmyslových ČOV. Dusík a fosfor a také ostatní nutrienty jsou využity při syntéze nové biomasy, jelikož jsou součástí buněčné hmoty organismů. Jsou tedy odstraňovány s přebytečným kalem.

Při nedostatku nutrientů je bakteriemi syntetizována biomasa obsahující větší podíl polysacharidů. Obsah N a P klesá. Při poklesu podílu N a P k přivedené BSK₅ pod určitou hodnotu, sníží se čistící účinnost a dochází k růstu vláknitých MO. Obsah nutrientů v biomase AK souvisí i se stářím kalu. Biomasa s dobou zdržení v aktivaci 5 dnů obsahovala 12,3 % N a 2,6 % P a při zvýšení na 40 dnů poklesl obsah N na 7 % a obsah P na 1 %. Za určitých podmínek mohou PP bakterie aktivovaného kalu (*Acinetobacter*) odstraňovat i více fosforu z OV. Některé průmyslové OV (OV z konzerváren ovoce a zeleniny, dřevozpracujícího průmyslu) obsahují deficitní množství N a P. Při biologickém čištění OV je pak nutné tyto nutrienty přidávat, např. dávkováním močoviny, roztoku amoniaku ve vodě, amonných solí, kyseliny fosforečné, fosforečnanu amonného a další (Chudoba et al., 1991; Hlavínek et Malý, 1996).

Obsah jednotlivých nutrientů musí pokrývat potřeby bakterií v AK. Pro správný průběh BČOV je nutné tedy sledovat poměrné zastoupení prvků C:N:P, jež by měly být ve vzájemné rovnováze. Obsah uhlíku v tomto poměru může být vyjádřen jako CHSK či BSK, přičemž u BČOV se používá poměr vyjádřený jako $BSK_5 : N_c : P_c$. (Pitter, 2009). Optimální poměr, vyjádřený jako $BSK_5 : N_c : P_c$, by měl být při čištění OV 100:5:1. Winkler (2013) udává optimální rozmezí poměrů 100:5:1 – 100:10:1. Tento poměr je dán skutečností, že biomasa AK obsahuje 10% N a 2% P. U středně zatížené aktivace přechází cca 50% z odstraněného BSK_5 na syntézu nové biomasy. Tzn., že na každých 100 kg odstraněného BSK_5 je potřeba 5 kg N a 1 kg P. V praxi bývá však tento poměr u městských odpadních vod 100:20:5. Pokud OV na přítoku do biologického stádia čištění obsahuje některý z hlavních nutrientů v nedostatečném množství, mohou nastat problémy při čištění OV (Winkler, 2013).

3.4.1. Organické látky

Výskyt organických látek ve vodě je velice různorodý, Biologická rozložitelnost organických látek a jejich odstranění z OV lze usuzovat z koncentrací stanovených jako BSK_5 , $CHSK_{Cr}$, TSK (teoretická spotřeba kyslíku), TOC (Total Organic Carbon). Stanovením $CHSK_{Cr}$ se určí celkové množství organických látek biologicky rozložitelných i nerozložitelných. Stanovením BSK_5 se určí látky pouze biologicky rozložitelné. Stanovením TSK se stanoví množství kyslíku potřebné k úplné oxidaci organických látek až na oxid uhličitý a vodu. Stanovení TOC vyjadřuje množství celkového organického uhlíku v OV. Tímto parametrem lze nepřímým způsobem stanovit veškeré organické látky přítomné v OV. Metoda je založena na oxidaci organických látek na oxid uhličitý. Výsledky se vyjadřují v miligramech uhlíku na 1 litr vody (Pitter, 2009).

Poměr $BSK_5 : CHSK_{Cr}$ udává biologickou rozložitelnost látek, kdy koncentrace $CHSK_{Cr}$ v OV je v přebytku oproti BSK_5 (2 násobném a více). Poměr $BSK_5 : TSK$ udává stupeň oxidace organických látek. Dle rozložitelnosti se tyto látky dělí do 3 skupin:

A) Snadno rozložitelné organické látky

Jedná se o nízkomolekulární látky, které jsou využity v buňkách MO (například alkoholy, kyseliny). Obsah těchto látek u splaškových OV je cca 20% z celkového množství organických látek (měřeno v CHSK). Stanovené poměry jsou $BSK_5 : CHSK > 0,5$; $BSK_5 : TSK = 0,4 - 0,7$ a maximální rychlost odstraňování těchto látek je 50 mg/g hod (Chudoba et al., 1991; Groda et al., 2007).

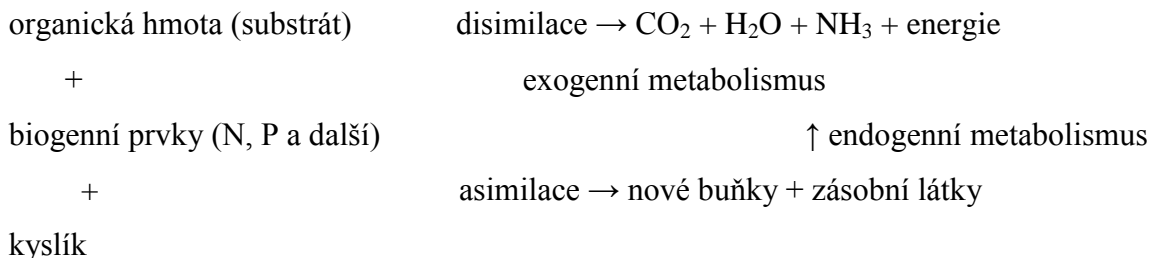
B) Pomalu rozložitelné organické látky

Jsou to vysokomolekulární látky, rozpuštěné i nerozpuštěné (peptidy, bílkoviny, cukry, tuky). Obsah těchto látek u splaškových OV je kolem 55 % z celkového množství organických látek (měřeno v CHSK). Stanovené poměry jsou $BSK_5 : CHSK < 0,2$; $BSK_5 : TSK < 4$ maximální rychlost odstraňování těchto látek je 15 - 50 mg/g hod pro dobře odstranitelné látky a pro špatně rozložitelné je rychlost < 15 mg/g hod (Chudoba et al., 1991; Groda et al., 2007).

C) Nerozložitelné organické látky

U splaškových OV se tyto látky nachází v rozpuštěné (cca 10%) i nerozpuštěné formě (cca 15%) z celkového podílu organických látek (měřeno v CHSK). MO tyto látky nerozkládají, jsou to látky inertní či toxické, které zůstávají ve vyčištěných OV. Stanovené poměry jsou $BSK_5 : CHSK < 0,2$; $BBSK_5 : TSK = 0$ a maximální rychlost odstraňování těchto látek je 0 mg/g hod (Chudoba et al., 1991; Groda et al., 2007).

Organické látky se díky biochemickým procesům MO štěpí (pomocí enzymů) na CO_2 a H_2O . Z látek obsahujících dusík se rozkládají na NH_3 . Dochází k přírůstku biomasy (Chudoba et al., 1991). Schematicky lze proces mikrobiálního rozkladu organické hmoty v aerobních podmínkách znázornit takto:



Faktory ovlivňující rozklad organických látek

Rychlost odstraňování organického substrátu směsnou kulturou (mikroorganismy v AK) je ovlivněna řadou faktorů. Aktivačním procesem mohou být odstraněny látky pouze biologicky rozložitelné. Je důležitá přítomnost biogenních prvků, které jsou dostupné pro MO. Nízké doby zdržení AK a také nízké stáří AK v aktivační nádrži snižují účinnost biologického rozkladu organických látek a dochází tak ke zvyšování koncentrace sušiny kalu. Rychlost odstraňování organických látek se zvyšuje s rostoucí teplotou, nicméně záleží také na citlivosti jednotlivých MO na změnu teploty (Chudoba et al., 1991).

Nízké koncentrace organických látek v OV mohou být způsobeny dlouhou dobou zdržení OV v kanalizační síti či delším zdržením OV v primárním čištění. Následkem

deficitního množství uhlíku dochází k přemnožení vláknitých bakterií (bytnění kalu a tvorbě pěny) a nedostatečné nitrifikaci dusíkatých látek. Díky tomu dochází k překročení limitů koncentrace N látek na odtoku z ČOV. Nápravným opatřením by mohlo být vynechání primárního čištění. Dalším řešením by bylo zvýšení objemu OV pro denitrifikaci, při zachování dostatečného objemu OV pro nitrifikaci (minimální stáří kalu 9 dní) (Winkler, 2013).

3.4.2. Dusík

Dusík patří mezi makronutrienty. Je to biogenní prvek, který se vyskytuje v nejrůznějších formách a je součástí biologických procesů probíhajících v povrchových, podzemních i odpadních vodách. Vyskytuje se ve všech organismech, které ho využívají k tvorbě proteinů a nukleových kyselin a vylučují v podobě močoviny. Jedná se tedy o prvek, který MO vyžadují pro růst a výživu, ale také o polutant, který způsobuje znečištění OV (Ambrožová, 2003).

3.4.2.1. Formy výskytu

Sloučeniny dusíku se mohou vyskytovat v různých oxidačních stupních (-III; 0; +I; +III; +V), v anorganické, nebo organické formě (Cheremisinoff, 1996).

Mezi anorganické formy patří amoniakální dusík N-amon (NH_4^+ , NH_3), dusitanový dusík (NO_2^-), dusičnanový dusík (NO_3^-), elementární dusík (N_2), oxid dusný (N_2O), kyanidy (CN^-), kyanatany (CNO^-) a aminkomplexy. V odpadních vodách je sledovaným parametrem celkový dusík (N_c), který obsahuje organické i anorganické formy. Hlavní formy anorganicky vázaného dusíku jsou N-amon, dusičnanový a dusitanový dusík (Pitter, 2009).

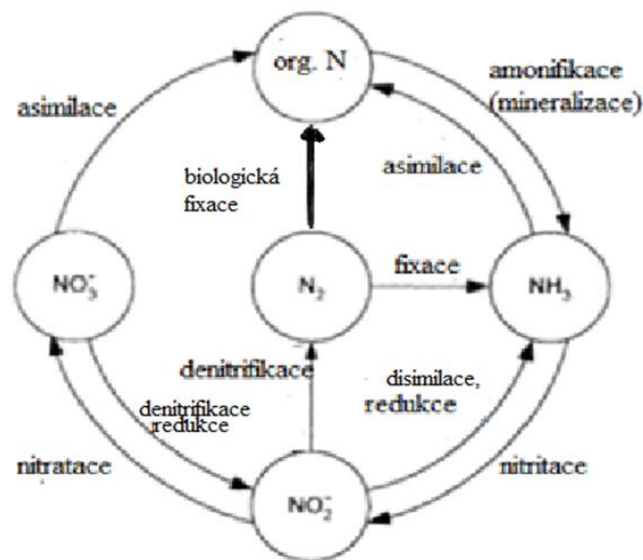
Organické formy se v OV vyskytují ve formě bílkovin, nukleových kyselin, aminokyselin, močoviny, nitrosloučenin atd. Tyto formy vznikají rozkladem odpadních produktů nebo odumřelé biomasy (Pitter, 2009). Organická forma dusíku je přítomna především v čerstvé odpadní vodě (Cheremisinoff, 1996). Převažující formou dusíku vyskytující se v odpadních vodách je amoniakální dusík N-amon (Švehla et al., 2010).

Koloběh dusíku v životním prostředí je znázorněn na Obrázku č. 1. Mezi důležité procesy v koloběhu dusíku v OV patří amonifikace, nitrifikace, denitrifikace a také fixace. Vlivem člověka je globální cyklus dusíku ovlivněn. Nárůst vstupu dusíku do koloběhu je díky

zemědělství (používání dusíkatých hnojiv, chov dobytka) nebo spalováním fosilních paliv. Na čistírenskou linku se sloučeniny dusíku dostávají ze splaškových vod z domácností, podniků a průmyslových závodů. Snahou je snížení množství emisí dusíkatých sloučenin (Sørensen et Jørgensen, 1993; Schmidt et al., 2003; Pitter, 2009). Sloučeniny dusíku v OV jsou nežádoucí z několika důvodů. Amoniakální dusík má vysokou spotřebu kyslíku při biochemické oxidaci. Spolu s fosforem se podílejí na eutrofizaci vod, a vyšší koncentrace dusičnanů a dusitanů v pitných vodách jsou nebezpečné pro kojence (Chudoba et al., 1991).

Přípustné koncentrace a limity dusíkatých sloučenin, vypouštěných splaškových OV do recipientu, jsou u nás stanoveny legislativou v přílohách předpisu č. 61/2003 v Nařízení vlády v aktuálním znění, viz Příloha č. 1.

Obrázek č. 1: Koloběh dusíku (Grady et al., 2011)



3.4.2.2. Odstraňování dusíku

Sloučeniny dusíku jsou málo stabilní a podléhají tedy snadno přeměnám (Pitter, 2009). Patří mezi nejvýznamnější polutanty v OV. Mezi fyzikálně chemické procesy odstraňování dusíku patří např. stripování vzduchem nebo vysrážení spolu s fosforem (Pitter, 2009).

Stripování amoniaku vzduchem by se dalo použít pro OV, kde se nachází vysoké koncentrace N-amon. Do čištěné vody je vháněn vzduch, který převede N-amon na plynný

amoniak, který se pak odvětrá z kapaliny. Podmínkou je úprava pH na hodnoty vyšší než 8,5. Tento způsob je však finančně nákladný, proto se nevyužívá (Bindzar et al., 2009).

Mezi další uvažované metody patří srážení. Srážení může být použito při odstraňování dusíkatých látek z OV pomocí iontů Mg^{2+} (srážecím činidlem může být například hydroxid hořečnatý $Mg(OH)_2$). Hořečnatý iont má schopnost odstraňovat z OV současně i fosfor. Vzniká produkt fosforečnan amonno-hořečnatý neboli struvit (NH_4MgPO_4) (Lee et al., 2003). Podle Švehly et al. (2007) dochází ke srážení iontů hořčíku, amoniaku i fosforečnanu ve stechiometrickém poměru 1:1:1. Dusíkaté látky jsou však v OV v mnohem větší koncentraci, tudíž by se musel do OV dávkovat fosfor. To by zvýšilo náklady na provoz ČOV, proto není tato metoda využita.

Na ČOV se využívají především biologické metody odstraňování dusíku. V procesu amonifikace rozkládají organicky vázaný dusík chemoorganotrofní MO na N-amon (Cheremisinoff, 1996). Amoniakální dusík je zdrojem pro syntézu nové biomasy. V anaerobních podmínkách nelze přeměnit, mění se v aerobních podmínkách nitrifikací až na dusičnany (Pitter, 2009). V případě, že je koncentrace N v dostupném organickém substrátu dostatečné na syntézu nové biomasy, koncentrace N-amon se na odtoku nezmění. Je-li však množství N látek vyšší, než MO dokáže syntetizovat, koncentrace N-amon se na odtoku zvýší (Grady et al., 2011). Anorganické formy dusíku se odstraňují nitrifikací a denitrifikací. Oba tyto procesy jsou při biologickém odstraňování dusíku nejdůležitější, proto jsou popsány podrobněji (Kotlar et al., 1996).

Nitrifikace

Nitrifikace je dvoustupňový aerobní proces složený z oxidace amoniakálního dusíku na dusitany a následně pak na dusičnany (Kotlar et al., 1996). Je způsobena chemolitotrofními (autotrofními) organismy, které jsou citlivé na přítomnost dalších látek, např. těžké kovy, které mohou proces inhibovat. V prvním stupni (nitritace) se amoniakální dusík oxiduje na dusitany (Pitter, 2009). Ve druhém stupni (nitratice) jsou vzniklé dusitany oxidovány na dusičnany (Chudoba et al., 1991). Pitter (2009) popisuje nitrifikaci následujícími rovnicemi:



Výsledná reakce je tedy tato:



Faktory ovlivňující nitrifikaci

Na rychlost a průběh nitrifikace má vliv teplota, rozpuštěný kyslík, pH, množství bakterií, přítomnost inhibitorů, doba zdržení kalu v nitrifikační části biologického stupně ČOV, zatížení systému dusíkatým znečištěním a výskyt toxických látek v OV. Obsah rozpuštěného kyslíku v OV by neměl klesnout pod 2 mg/l, jinak hrozí akumulace dusitanů a zastavení dalšího průběhu nitrifikace (Sørensen et Jørgensen, 1993; Švehla et al., 2010).

Vysoké zatížení nitrifikačního systému amoniakálním dusíkem může způsobit hromadění dusitanů při nitrifikaci. K inhibici činnosti rodů *Nitrobacter* dochází díky zvýšené koncentraci meziproductů nitrifikace (hydroxylaminu), jelikož je jejich tvorba díky vysokému zatížení dusíkem intenzivnější. Dalším důležitým faktorem je doba zdržení aktivovaného kalu. V případě kratší doby než je generační doba nitrifikačních organismů, může dojít k jejich vyplavení ze systému a k zastavení procesu nitrifikace. Nitritační bakterie rostou většinou rychleji než nitratační bakterie, tudíž může dojít k hromadění dusitanů při kratší době zdržení kalu (Švehla et al., 2010).

Další výzkumy se zabývají novými technologiemi odstraňování dusíku s vysokým zatížením amoniakálního dusíku. Tato technologie je založena na částečné nitrifikaci, kdy probíhá pouze první stupeň nitrifikace tj. oxidace N-amonu na dusitany (nitritace), čímž dochází i k nižší spotřebě kyslíku (až o 25 %). V denitrifikační části jsou pak nižší nároky na organický substrát. Při nitritaci se uvolňují H^+ ionty, jež sníží pH procesu. Proto je nutné udržovat pH nad hodnotu 6,5 neutralizací přidáním zásady, jinak se proces nitrifikace zastaví (Paradesi et al., 2007).

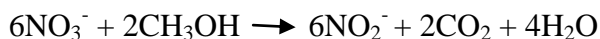
Inhibitory nitrifikace mohou být látky obsahující v molekule síru a dusík například thiomocovina, merkaptobenzothiazol nebo allylthiomocovina (Chudoba et al., 1991).

Denitrifikace

Denitrifikace je proces probíhající za anoxických podmínek (není přítomen kyslík, akceptor elektronů je dusičnanový, popř. dusitanový dusík) (Kotlar et al., 1996).

Proces denitrifikace můžeme rozdělit na nitrátovou asimilaci a nitrátovou disimilaci. Při nitrátové asimilaci bakterie redukují dusičnany na amoniak, kde získaný dusík zabudovávají do své buněčné hmoty. Na ČOV převažuje nitrátová disimilace, při které bakterie využívají dusičnanový dusík jako konečný akceptor elektronů (Chudoba et al., 1991).

Při denitrifikaci je dusičnan redukován na dusitan až na elementární dusík (N₂). Tento proces znázorňují následující rovnice s methanolem takto Gerardi (2002).



Chudoba et al. (1991) popisuje schematicky denitrifikaci např. s glukosou



Faktory ovlivňující denitrifikaci

Denitrifikace probíhá v rozmezí pH od 6,5 do 8,5. Na hodnotě pH závisí i množství vznikajících oxidů dusíku. V procesu denitrifikace se uvolňují ionty OH⁻, což může vést k nárůstu pH, jež by mohlo proces inhibovat (Chudoba et al., 1991). Naopak i nízké hodnoty pH (pod 6) mohou proces denitrifikace zpomalit. Optimální hodnoty pH uvádí ve své studii Gerardi (2002) od 7 do 7,5. Nad hodnotu pH 7,3 vzniká N₂, při nižších hodnotách N₂O. Při vyšší koncentraci přiváděných organických látek pH vzroste nad únosnou mez. Pokud by se do systému nedávkoval roztok kyseliny (HCl), došlo by k zastavení procesu denitrifikace.

Rychlost denitrifikace se zvyšuje s rostoucí teplotou. K zastavení procesu denitrifikace dochází při poklesu teploty pod 5 °C (Chudoba et al., 1991; Gerardi, 2002).

Aby byl denitrifikační proces účinný, měl by být v městské odpadní vodě určitý podíl snadno odbouratelného biologického substrátu. Optimální poměr BSK₅:N po průtoku přes primární usazovací nádrž je 100:25. V případě poklesu na poměr 100:40 dochází k hromadění dusičnanů na odtoku, což je nežádoucí proces. Pro zvýšení tohoto poměru je nutné přidávat externí organický substrát, nevýhodou jsou však zvyšující se náklady na provoz ČOV. Denitrifikační část by měla tvořit cca 30% z celkového objemu aktivačních reaktorů. V případě nedostatečné koncentrace organického substrátu nebo je-li požadována vyšší účinnost denitrifikace, doporučuje se zvýšit tuto část až na 50 % (Chudoba et al., 1991; Winkler, 2013). Rychlost denitrifikace je vyšší se substrátem exogenním, než endogenním. Exogenní substrátem (zdrojem živin) se míní látky přítomné v OV, které MO přijímají. Endogenní substrát jsou látky, které jsou akumulované (uložené) MO (Chudoba et al. (1991).

Nedostatek dusíku v OV je především ve vodách z papírenského průmyslu nebo ze zpracování ovoce a zeleniny. Ve vodách, kde převažují vysoké koncentrace organických látek na přítoku, dochází k rychlému vyčerpání N z OV a k přemnožení vláknitých bakterií, jež

způsobí špatné usazování kalu v ČOV. U těchto vod je nutné vyrovnat poměr nutričních přísad dusíkatých sloučenin (externí substrát, např. močovina) (Winkler, 2013).

3.4.3. Fosfor

Fosfor patří mezi makronutrienty vyskytující se v povrchových a odpadních vodách. Patří mezi důležité živiny biologického systému a je nezbytný pro metabolické reakce rostlin a živočichů (Haygarth et Jarvis, 2002). Ve vyšších koncentracích, přítomných v OV, je tento prvek označován za polutant. Fosfor je limitující nutrient. Ve vodách je přítomen v malých koncentracích, proto je ze systému rychle vyčerpán (Chudoba et al., 1991). Proces růstu se tedy zastaví i bez ohledu na obsah dusíku ve vodě (Valsami-Jones, 2004).

Přírodním zdrojem P ve vodách je rozpuštění a vyluhování minerálů a hornin (např. apatit). Anorganické sloučeniny P se vyskytují v OV především z aplikace fosforečných hnojiv, čistících a odmašťovacích prostředků a jako odpadní vody z prádel. Jedná se především o rozpuštěné formy ortofosforečnanů (fosforečnanů) a polyfosforečnanů. Organický fosfor je složkou fosfolipidů a nukleotidů (Haygarth et Jarvis, 2002). Mezi další zdroje patří živočišný odpad. Jedná se především o moč a fekálie přítomné ve splaškových OV (člověk vylučuje cca 1,5 g P denně). Dalším zdrojem je rozkládající se fytoplankton a zooplankton (Minnis, 2009; Pitter, 2009). Sloučeniny fosforu jsou nezbytné pro vyšší i nižší organismy, které je přeměňují na organicky vázaný fosfor. Po uhynutí a rozkladu organismů se fosforečnany opět uvolňují do prostředí. Stejně jako dusík se podílí na eutrofizaci vod, proto je nutné oba prvky z OV odstraňovat (Pitter, 2009).

Celkový fosfor je jedním z ukazatelů přípustného znečištění odpadních vod. Tato hodnota je stanovena v Nařízení č. 61/2003 Sb. v aktuálním znění, kde je nařízeno odstraňovat fosfor u ČOV větších než 2000 EO viz Příloha č. 1.

3.4.3.1. Formy výskytu

V OV se vyskytuje celkový fosfor (P_{celk}), který obsahuje anorganické orthofosforečnany, polyfosforečnany a organicky vázaný fosfor.

Rozpuštěné anorganicky vázané formy jsou orthofosforečnany (P_{ortho}) a polyfosforečnany (P_{poly}). Orthofosforečnany jsou odvozeny od kyseliny fosforečné, disociované do tří stupňů. Postupnou náhradou vodíků kovem tvoří tři řady solí:

dihydrogenfosforečnany, hydrogenfosforečnany a fosforečnany, jejichž poměr závisí na hodnotě pH. Polyfosforečnany zahrnují především formy di a trifosforečnany.

Nerozpuštěný anorganicky vázaný fosfor zahrnuje fosforečnany Ca, Mg, Fe, Al a další (Valsami-Jones, 2004; Pitter, 2009).

3.4.3.2. Odstraňování fosforu

Fosfor lze z odpadní vody buďto fyzikálně - chemickými metodami nebo biologickými postupy. U ČOV zmíněných v praktické části této práce se biologické metody odstraňování fosforu neuplatňují, ale přesto zde budou také zmíněny. Mezi fyzikálně - chemické metod, které se používají na ČOV, patří srážení (Chudoba et al., 1991; Bindzar et al., 2009). Naopak biologické odstraňování fosforu je výhodnější, jelikož není potřeba chemikálií (Valsami-Jones; 2004).

Srážení

Srážení je proces, při kterém se tvoří nerozpustné fosforečnany kovů (Ca, Al, Fe). Nejčastěji používaným činidlem je železo ve formě iontů Fe^{2+} nebo Fe^{3+} vyskytující se ve sloučenině s chloridy nebo sírany (př. $FeCl_3$, $FeCl_2$, $FeSO_4$). Optimální dávkování závisí na typu kovu a podmínkách dávkování a pohybuje se kolem 1 až 4 molární násobku kovu k odstranění fosforu z OV. Podle místa dávkování lze rozdělit srážení na tři druhy: předřazené, simultánní a zařazené (Groda et al., 2007).

A) Předřazené srážení

Činidlo se dávkuje před usazovací nádrž a sraženiny jsou pak odstraněny společně s primárním kalem. Dávkování srážedla se nastavuje tak, aby konečná koncentrace byla 1,5 – 2,5 mg/l. Tento typ srážení odstraní část substrátu potřebného pro biomasu v aktivační nádrži (Valsami-Jones; 2004; Groda et al., 2007).

B) Simultánní srážení

Činidlo se dávkuje do směsi AK a sraženiny sedimentují v dosazovací nádrži. Zlepšují se sedimentační vlastnosti kalu, ale činidlo působí přímo na biomasu (Valsami-Jones; 2004; Groda et al., 2007).

C) Zařazené srážení

Činidlo se dávkuje za dosazovací nádrž, a proto jsou nutné reaktory na míchání a separaci. Není zde vliv na biomasu a dosahuje se koncentrací P 1 mg/l na odtoku. Nevýhodou jsou vyšší investice na počátku, ale nižší náklady na provoz (Valsami-Jones; 2004; Groda et al., 2007).

V případě dávkování činidla ve formě Fe^{3+} je optimální hodnota pH pro srážení fosforu z OV mezi 4,5 – 5, nicméně na většině ČOV jsou hodnoty pH o něco vyšší. U forem Fe^{2+} je hodnota pH kolem 8 (Valsami-Jones; 2004).

Biologické odstraňování fosforu

Biologická metoda je tzv. defosface. Jedná se o schopnost bakterií rodu *Acinetobacter*, též nazývaný PP bakterie, akumulovat fosfor ve formě polyfosfátů. V běžném aktivačním systému je P odstraňován z OV pro stavbu mikrobiálních buněk. V nich je přítomen jako ATP (využívá se jako zdroj energie pro syntézu buněk) a jednak jako nukleoprotein (nukleová kyselina + protein) mající vliv na genetickou výbavu organismů. Obsah fosforu v sušině aktivovaného kalu je poté okolo 2%. Za vhodných podmínek je možné dosáhnout zvýšené akumulace fosforu (až 10% P v sušině), díky střídání anaerobních a aerobních kultivačních podmínek (Valsami-Jones, 2004; Chudoba et al., 1991). Fosfor není vázán pevně v buňkách PP bakterií, tudíž není žádoucí delší zdržení v dosazovací nádrži, kde by mohlo dojít k opětovnému uvolnění P z buněk bakterií (Grady et al., 2001).

V buňkách PP bakterií je jako rezervní látka uložena kyselina poly- β -hydroxymáselnou (PBH). V přítomnosti kyslíku je oxidací PBH získáno více energie, která nemůže být akumulovaná v ATP, proto je přenášena do polyfosfátů, které slouží jako rezerva energie pro přenos specifických uhlíkatých sloučenin s krátkým řetězcem (např. kyselina octová (AA)) (Grady et al., 2001). Pokud není v OV přítomna, je nutné AK smíchaný s OV zanechat v anaerobních podmínkách, bez přítomnosti rozpuštěného kyslíku a oxidovaných forem dusíku (Chudoba et al., 1991). Činností fermentativních bakterií (*Pseudomonas*, *Aeromonas*, aj.), jež jsou důležité při zvýšeném odstraňování P z OV, v anaerobních podmínkách rozkládají složitější organické látky na mastné kyseliny (AA), které jsou využity PP bakteriemi. Potřebnou energii pro transport AA do buněk získávají PP bakterie hydrolyzou akumulovaných polyfosfátů. Dochází k vylučování orthofosfátů do okolní kapaliny. Po anaerobní fázi je nutné ponechat směsnou kulturu AK v aerobních podmínkách, aby mohla být akumulována PHB, jež slouží jako zdroj uhlíku pro syntézu PP bakterií a syntézu

polyfosfátů. Jsou zde využity fosfáty uvolněné v anaerobní části, tak i fosfáty přítomné v OV. K jejich odstranění z OV pak dochází spolu s přebytečným kalem (Chudoba et al., 1991). Je tedy nutné zařadit do technologické linky i anaerobní nádrž. Dle umístění se pak rozlišuje odstraňování fosforu v hlavním proudu (anaerobní zóna je před aktivační nádrží) nebo ve vedlejším proudu (anaerobní zóna je vedle hlavního proudu, kudy prochází část recirkulovaného kalu) (Chudoba et al., 1991).

Faktory ovlivňující odstraňování fosforu

Na odstraňování fosforu se podílí vstupní složení OV. Nadměrné množství organických látek, živin, toxických látek (těžké kovy či přídavek chemikálií) může způsobit narušení procesu čištění OV (Zheng et al., 2014).

Nedávné studie Zhenga et al. (2014) dokázaly, že nadměrné zatížení procesu organickým substrátem (vyjádřeným jako koncentrace CHSK), způsobí rychlejší růst heterotrofních bakterií, než PP bakterií, což je nežádoucí v procesu odstraňování P.

Taktéž přítomnost těžkých kovů může inhibovat tento proces, v této studii byl hodnocen i vliv různých koncentrací cínu, stříbra a chromu. U všech těchto kovů se prokázal inhibující účinek (Zheng et al., 2014). Chen et al. (2014) uvedl i vliv mědi, kdy přítomnost již 10 mg/l snížila činnost PP bakterií při odstraňování fosforu až o 10 %.

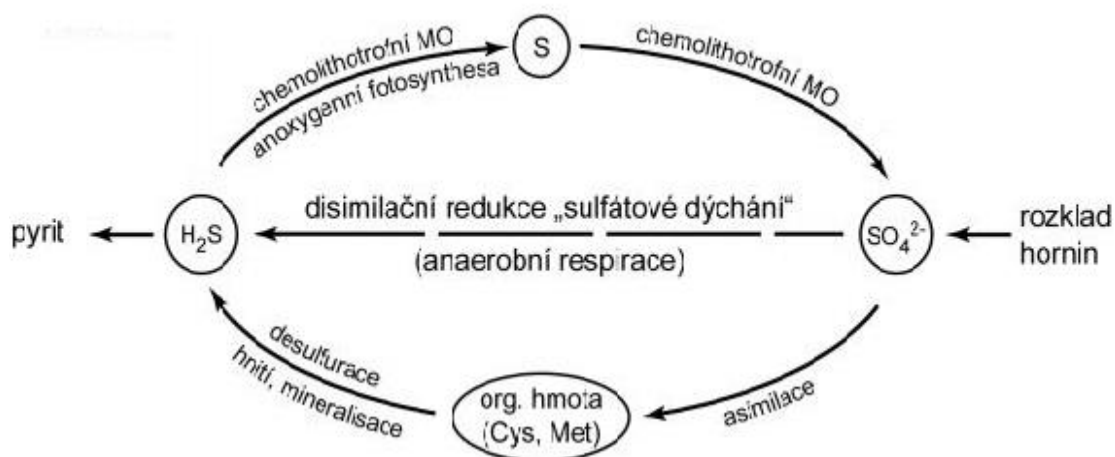
Vzhledem k tomu, že fosfor patří mezi důležité stavební prvky fosfolipidů, molekul DNA a RNA a přenašečů energie u MO, je jeho přítomnost v OV nutná pro syntézu nové biomasy. Nízké koncentrace P v OV jsou rychle vyčerpány MO, nesyntetizuje se nová biomasa, která by odstraňovala organické znečištění z OV. Nedostatek fosforu v OV může způsobit zvýšené hodnoty CHSK na odtoku. Proto je v některých extrémních případech nutné přidávat P sloučeniny do OV, např. kyselinu fosforečnou, fosfátová hnojiva, popřípadě přivádět OV z domácností. (Winkler, 2013).

3.4.4. Síra

Síra patří mezi makronutrienty. V tělech organismů se podílí síra na stavbě proteinů a koenzymů. Jako polutant je obsažena v průmyslových OV z mořiren kovů, z textilního průmyslu při barvení celulósových vláken sirnými barvivy (Nguyen et Juang, 2013). Síraný, sulfidy i organické sloučeniny síry se vyskytují v průmyslové OV z koželužen, tepelného zpracování uhlí, petrochemickém průmyslu, z lihovarů a droždíren nebo farmaceutického

průmyslu. Přítomnost sulfidů a síranů v kanalizační síti je provázána nepříjemným zápachem (Zábranská, 2002; Pitter, 2009).

Obrátek č. 2: Koloběh síry v životním prostředí (Kodíček, 2007)



3.4.4.1. Formy výskytu

Ve vodách se vyskytuje síra anorganicky i organicky vázaná. Anorganické formy se vyskytují v oxidačním stupni: -II, 0, II, IV, VI. Jedná se o tyto sloučeniny: sulfan (H₂S) a jeho iontové formy (HS⁻, S²⁻), thiokyanatany (SCN⁻), elementární síru (S⁰), thiosírany (S₂O₃²⁻), siřičitany (SO₃²⁻) a sírany (-SO₄²⁻). Mezi organické sloučeniny patří některé bílkoviny, aminokyseliny, thioly a sulfosloučeniny. V závislosti na pH je ve vodě termodynamicky stabilní sulfan (H₂S) a jeho iontové formy, elementární síra a sírany. Nestabilní formy jsou thiokyanatany, thiosírany a siřičitany (Pitter, 2009).

3.4.4.2. Odstraňování síry

U městských ČOV se podle nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v aktuálním znění sloučeniny síry nestanovují, vzhledem k nízkým koncentracím, které nejsou pro životní prostředí nebezpečné. Emisní limity jsou určeny pouze v případě vypouštění některých průmyslových vod (například z výroby povrchových úprav kovů, z výroby elektrických zařízení, aj.). U těchto vod je nařízeno stanovení koncentrace sulfidů a síranů.

Sloučeniny síry lze z odpadní vody odstranit fyzikálně - chemickými procesy, jako je membránová filtrace, srážení, flotace, adsorpce, iontová výměna, elektrolýza nebo chemická oxidace či redukce. Nebo biologickým odstraněním (Pitter, 2009).

Biologické odstraňování síry

Biologické procesy zahrnují jak aerobní tak i anaerobní způsoby.

Při biologickém rozkladu organických látek se síra uvolňuje v sulfidické ($-S^{2-}$) nebo síranové (SO_4^{2-}) formě (Pitter, 2009). V aerobní části biologického čištění OV prochází sírany linkou bez změny, sulfidy a síra přítomná v organickém znečištění, jsou oxidovány na sírany, jež na odtoku zvyšují množství rozpuštěných anorganických solí. Malá část přechází do sraženiny nebo zůstává v kalu. Naopak v anaerobní části při redukci jsou sírany zdrojem sulfidické síry a sulfanu, jež přechází do bioplynu (Zábranská, 2002)

V anaerobním prostředí dochází k redukci síranů na sulfidickou síru při oxidaci organických látek heterotrofními sulfát redukujícími bakteriemi (SRB). Jedná se např. o druhy rodů *Desulfovibrio* a *Desulfotomaculum*. Substrátem pro SRB jsou organické látky a sírany obsažené v OV. Konečným produktem při metabolismu těchto bakterií je stabilní sulfidická síra (Zábranská, 2002). SRB bakterie se běžně vyskytují v sedimentech, ve splaškových vodách nebo v zahnívajících povrchových vodách (Lens et al., 1998). Aby mohla proběhnout redukce, musí být v OV vyčerpán rozpuštěný kyslík a dusičnany, které se redukují přednostně (Pitter, 2009).

Redukované formy síry (H_2S) a jeho iontové formy (HS^- , S^{2-}) se oxidují v přítomnosti kyslíku na elementární síru a až na sírany za přítomnosti sulfid oxidujících bakterií. Jedná se o autotrofní chemolitotrofní bezbarvé bakterie, purpurové bakterie či fototrofní zelené sírné bakterie rodů *Thiobacillus* (tyčinkovité bakterie) nebo *Beggiatoa* (vláknité bakterie). Konečným produktem činnosti těchto bakterií je elementární síra nebo sírany. Elementární síra je uložena vně buněk bakterií v kulovitých útvarech a je jako pevný produkt separována z OV sedimentací. Zdrojem uhlíku je pro tyto bakterie CO_2 (Lens et al., 1998; Zábranská, 2002; Pitter, 2009).

Faktory ovlivňující odstraňování síry

SRB bakterie nejsou omezeny v činnosti přítomností těžkých kovů, jež inhibují ostatní MO. Těžké kovy sráží do nerozpustných sulfidů. Jsou také schopné metabolizovat organické inhibitory (aromáty - např. toluen) nebo chlorované látky. Odstraňování síranových OV s organickým znečištěním bývá úspěšné při poměru CHSK: $SO_4^{2-} > 10$, pak obsah H_2S

v nádrži nepřestoupí koncentraci 150 mg/l. V případě nižšího poměru (vyšší obsah síranů) dochází k vyšší koncentraci sulfidů, které působí toxicky na ostatní anaerobní bakterie (metanogenní bakterie) (Lens et al., 1998).

Vysoké koncentrace síry přítomné v OV mohou působit agresivně na beton, způsobují korozi kanálů a stěn nádrží v ČOV. Mohou způsobit přemnožení vláknitých bakterií oxidujících síru, ovlivnit činnost ostatních MO a také způsobují nepříjemný zápach z kanalizací, díky anaerobním procesům probíhajícím v kanalizacích, jež způsobí redukcí siřných sloučenin na sirovodík (Winkler, 2013).

Dávkování síry do systému je uvažováno pouze tehdy, pokud bychom chtěli z OV, neobsahující siřné sloučeniny, odstraňovat těžké kovy ve formě sraženin (Zábranská, 2002).

V případě, že OV neobsahují organické znečištění, SRB nemají potřebný zdroj uhlíku a donoru elektronů a nemohou tak redukovat přítomné sírany. V tomto případě je nutné dávkovat externí organický substrát (viz kapitola 3.4.5)

3.4.5. Externí organický substrát

Maximální účinnost ČOV je dána mimo jiné zajištěním optimálního poměru nutrientů v OV (Winkler, 2013). U některých OV však není obsah přítomných nutrientů (především organických látek) dostačující pro správnou činnost MO při biologickém čištění OV. Do systému je tedy nutné dodávat externí zdroj uhlíku, který slouží jako snadno odbouratelný organický substrát především pro zlepšení průběhu denitrifikace při biologickém odstraňování sloučenin dusíku (Lee et al., 2013). Mezi nejčastěji používaný externí organický substrát patří methanol. Je relativně levný a snadno dostupný bakteriím. Jeho použitím se odstraní dusík velice efektivně, nicméně nevýhodou je především cena a také fakt, že se jedná o toxickou látku, tedy jeho použití je komplikované z pohledu bezpečnosti. Může taktéž inhibovat růst některých mikroorganismů, proto dochází v posledních desetiletích k rozvoji ve výzkumu dalších externích zdrojů uhlíku (Lee et al., 2013).

Zdrojem externě dodávaného uhlíku mohou být OV z pivovarů, mléčného či cukrovarnického průmyslu, dávkování průmyslových produktů například methanol, etanol nebo kyselina octová (Lee et al., 2013). Gerardi (2002) jmenovitě uvádí ještě melasu či glukosu.

Dalším externím organickým substrátem by mohly být odpadní vody z výroby 1,4 – butandiolu (tzv. MLOW- The mixed liquor of organic wastes). Výsledky ukázaly, že schopnost denitrifikačních mikroorganismů s použitím MLOW, je podobná jako v případě

použití methanolu. Výhodou tohoto substrátu je cena, která je až o 65 % nižší oproti methanolu (Lee et al., 2013).

Fernández et al. (2011) ve svém experimentu uvádějí možné použití zemědělsko - potravinářských vod jako zdroje externího organického substrátu při odstraňování fosforu a dusíku z OV. Fosfor je omezujícím faktorem při eutrofizaci, protože dusík může být biologicky fixován (tzv. diazotrofie) některými organismy. Proto se tento experiment zaměřuje na odstraňování P. Odpadní vody ze zpracování mléka, sýru či rajčat by mohly být přimíchávány do splaškových vod, jelikož nejvíce zvyšují biologické odstraňování fosforu. Je však nutné znát optimální poměry mezi koncentrací organických látek a fosforem, vyjádřené jako BSK:P nebo CHSK:P. Je nutné také zohlednit rozložení substrátu mezi organismy odstraňující fosfor a ostatní přítomné MO, jež by mohly tento substrát využít rychleji. Účinnost odstraňování P při dávkování těchto OV je stejná, jako v případech dávkování kyseliny octové nebo metanolu, jejichž použití jako externího substrátu, je nejvíce prozkoumáno. Další experiment, kterým se zabývali Mielcarek et al. (2015), poukazyval na použití kyseliny citronové, jako externího zdroje uhlíku, při odstraňování P z odpadních vod. Tato studie ukázala zvýšenou akumulaci polyfosforečnanů ve fázi intenzivního provzdušňování při použití kyseliny citronové jako zdroje uhlíku.

Porovnáním nejčastěji užívaných externích organických substrátů (acetátu, ethanolu, glukózy, methanolu) pro zvýšení účinnosti denitrifikace se zabýval Srinandan et al. (2012). Odpadní voda obsahovala 14 mg dusičnanového dusíku a externě dodávaný uhlík (vyjádřený jako BSK₅), ve vzájemném poměru 2,5. Aktivační směs byl v biofilmovém reaktoru ponechán s každým zdrojem uhlíku po dobu 30 dnů. Následně se kontrolovala koncentrace dusíkatých látek. Tyto látky seřadil dle účinnosti na denitrifikaci při odstraňování dusičnanového dusíku v následujícím pořadí: acetát > glukóza > methanol > ethanol. V systému s přídatkem acetátu byl odstraňován dusičnanový dusík se 100 % účinností a se zanedbatelnou akumulací dusitanového dusíku. Glukóza prokazovala účinnost 99 %, ovšem docházelo k podstatnému nahromadění amoniakálního a dusitanového dusíku v systému. S použitím methanolu bylo dosaženo 72 % účinnosti, avšak akumuloval se opět dusitanový dusík v systému. Ethanol poskytoval účinnost 61 % s pozorovaným zvýšením počtu denitrifikačních bakterií, avšak nedocházelo k efektivnímu odstraňování dusičnanového dusíku.

Erbanová et al. (2013) se v experimentu zabývala vlivem množství externího organického substrátu (methanolu, ethanolu a glukózy) na průběh denitrifikace. Modelové vody obsahovaly 400 ml aktivovaného kalu (doplňeno destilovanou vodou), $\text{NO}_3^- = 100 \text{ mg/l}$

(po vyčerpání opět doplněna), fosfor (PO_4^{3-}) = 0,5 mg/l a organický substrát (methanol, ethanol, glukóza) ve formě CHSK = 90 mg/l.

V systému s použitím methanolu, bylo během 56 dnů odstraněno 402,3 mg/l NO_3^- , s použitím ethanolu bylo odstraněno 430,22 mg/l NO_3^- a s použitím glukózy 422,14 mg/l NO_3^- . Nejlepších výsledků bylo dosaženo tedy s použitím ethanolu, nicméně rozdíly mezi těmito látkami nebyly zásadní. U zbylých dvou systémů byly rozdíly mezi použitými substráty řádově 10 mg/l při odstraňování NO_3^- . To, jak bude daný aktivovaný kal na substrát v systému reagovat, závisí především na počátečním složení přitékající OV. Při výběru substrátu je také limitujícím faktorem cena substrátu. Z experimentu vyplývá, že s rostoucím množstvím organického substrátu roste i dosažitelná hodnota účinku čištění OV a čím vyšší je zatížení AK, tím je i vyšší produkce biomasy.

4 Materiál a metody

4.1. Sledování a kontrola

Míra znečištění OV se kontroluje a hodnotí na základě plnění limitů určených rozhodnutím vodohospodářského orgánů (VH). Limitní hodnoty pro vypouštění OV, stanovuje příslušný vodoprávní úřad individuálně v povolení pro danou ČOV. Předlohou pro tyto limity je kombinace příloh č.1 a č.7, jež jsou uvedené v Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. (aktuální znění Předpis č. 401/ 2015 Sb.).

V tabulkách limitních hodnot VH rozhodnutí, jež jsou uvedeny u všech zmíněných ČOV, jsou pro jednotlivé ukazatele stanoveny 2 hodnoty (limit „p“ a limit „m“). Příпустné koncentrace „p“ mohou být překročeny v kalendářním roce v povolené míře podle hodnot uvedených v příloze č. 5 k NV 61/2003. Příпустné koncentrace „m“, nesmí být překročeny. V případě překročení hrozí pokuta od ČIŽP, nebo vodoprávního úřadu.

U celkového dusíku (N_c), celkového fosforu (P_c) a N-amon jsou uvedeny aritmetické průměry koncentrací za kalendářní rok (r.p). Tyto hodnoty nesmí být překročeny. Druhá hodnota je příпустná koncentrace „m“, jež nesmí být překročena. Hodnoty uvedené na druhém řádku jsou maximální příпустné koncentrace pro bilanční hodnoty.

Míra znečištění v ukazatelích neuvedených v rozhodnutí je hodnocena provozovatelem podle konkrétních potřeb technologie provozu. Počet možných nevyhovujících vzorků na odtoku z čistírny odpadních vod do recipientu (překročení hodnoty "p" - příпустná hodnota koncentrací pro rozbor směsných vzorků vypouštěných odpadních vod) a minimální počet odebraných vzorků, je uveden v přílohách k Nařízení vlády č.61/2003 Sb. v aktuálním znění. Roční výsledky míry znečištění OV provádí provozovatel dle hodnocení:

dodržení limitních koncentrací určených dle Nařízení č. 61/2003 Sb.

počtu nevyhovujících rozborů na odtoku ČOV

bilančních hodnot na přítoku a odtoku ČOV

4.2. Vybrané čistírny odpadních vod

V rámci praktické části této práce je hlavní pozornost zaměřena na čistírny odpadních vod, které se nachází v okrese Tábor, jejichž správcem je společnost Čevak a.s.

Společnost Čevak a.s. se zabývá provozováním vodohospodářské infrastruktury, úpravou pitné vody, vodovodních a kanalizačních sítí a čistíren odpadních vod. Pro více než

půl milion obyvatel Jihočeského kraje a části krajů Plzeňského a Vysočiny dodává pitnou vodu a odvádí odpadní vody. V její správě je 191 ČOV a 156 zařízení pro úpravu vod. Mezi ČOV sledované v rámci této práce patří:

Obecní čistírna odpadních vod Choustník

Čistírna odpadních vod Veselí nad Lužnicí

Čistírna odpadních vod Tábor Klokoty

Průmyslová čistírna odpadních vod Intersnack a.s. Choustník

4.2.1. Průmyslová čistírna odpadních vod Intersnack a.s. Choustník a obecní čistírna odpadních vod Choustník

Průmyslová čistírna odpadních vod (PČOV) byla vybudována podnikem Intersnack a.s., jež se zabývá výrobou smažených bramborových lupínků. Vysoce zatížené odpadní vody vznikají při praní, škrábání, řezání brambor a jejich dalších úprav. Výsledné zatížení ČOV znečištěním je velice proměnlivé, závisí na množství a kvalitě zpracovávané suroviny a úrovni předčištění ve výrobním procesu. Takto předčištěná OV se přečerpává do obecní ČOV, kde je společně s komunálními OV vyčištěna a poté vypouštěna do recipientu.

Schéma této PČOV znázorňuje obrázek č. 3.

Odpadní vody přitékající z podniku na PČOV jsou z hlediska množství a obsahu znečišťujících látek velice různorodé. Tyto OV obsahují vysoké koncentrace organického znečištění, dusíkatých látek i fosforu. Egalizační nádrž zde slouží především pro vyrovnaní množství a vyrovnaní kvality přitékající odpadní vody. Do flotační jednotky se dávkuje flokulant a síran železitý $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, který odstraňuje fosfor z OV. Jedná se zde o tzv. předřazené srážení. Odpadní vody z této PČOV jsou odváděny spolu se splaškovými vodami z obce, do obecní ČOV Choustník.

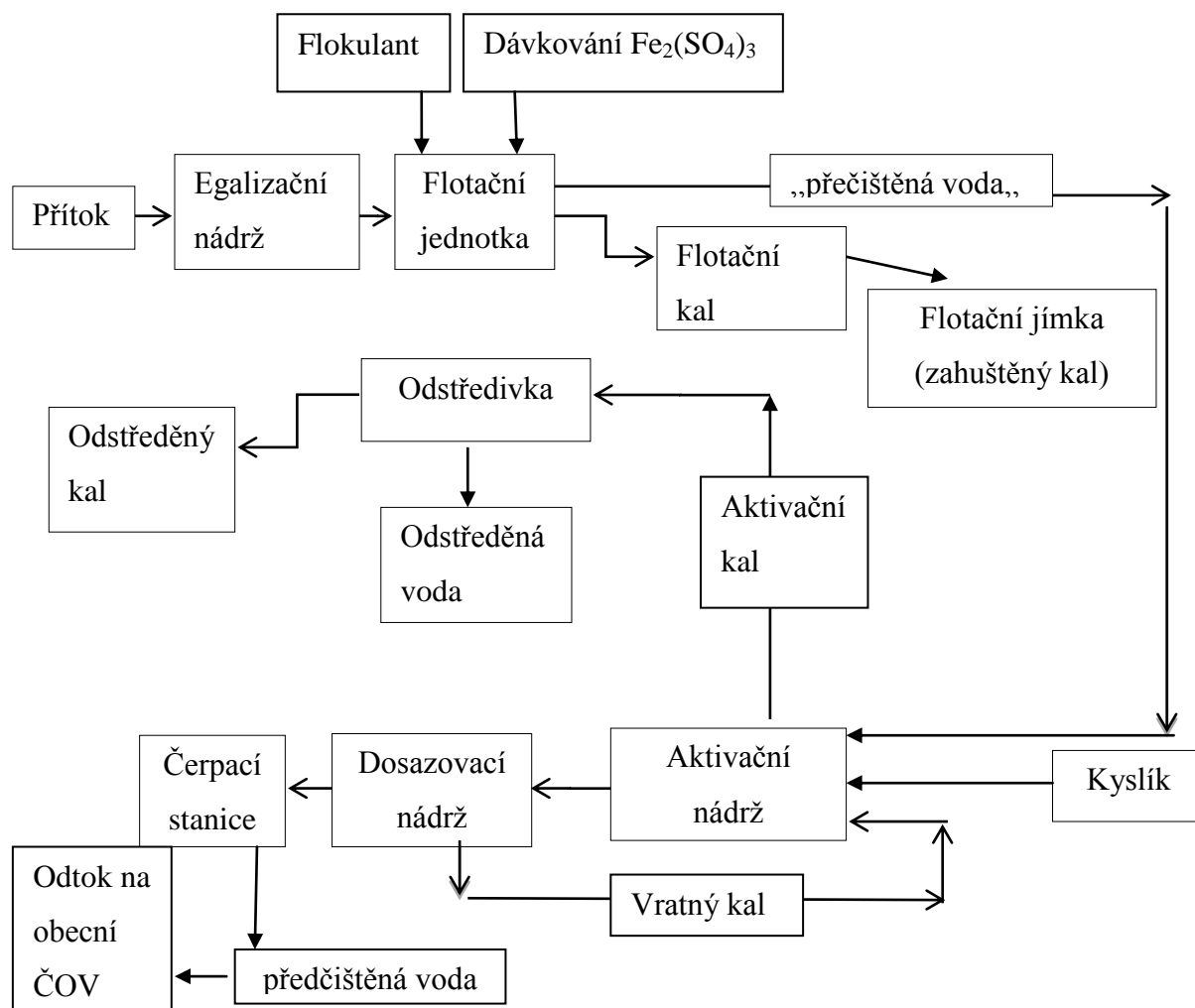
Schéma obecní ČOV znázorňuje Příloha č. 2. Pokud je hodnota pH přiváděných OV (po smíchání obou přítoků) příliš nízká, dávkuje se dle potřeby vodný roztok vápenného hydrátu do oblasti za hrubým předčištěním. U této ČOV stojí za zmínku také zóna alternativní anoxicko/oxické nádrže mezi denitrifikací a nitrifikací. Způsob využití těchto nádrží záleží na potřebách technologického procesu čištění s cílem dosáhnout maximální účinnosti odstraňování N-amon a N_c v průběhu roku. V letních měsících, kdy teplota aktivační směsi není limitujícím faktorem pro nitrifikaci, je tato zóna provozována jako anoxická za účelem účinného odstraňování celkového N z OV. V chladnějším období roku, kdy v důsledku

poklesu teploty aktivační směsi až o 10 °C klesá aktivita nitrifikačních bakterií a hrozí částečná nebo úplná inhibice, je tato zóna provozována jako oxická.

Za účelem zvýšeného odstraňování znečišťujících látek z OV, kdy se může stát P vlivem dominantního podílu předčištěných průmyslových vod ve výsledné směsi odpadních vod deficitní, je na obecní ČOV prováděno dávkování kyseliny fosforečné ve formě 75% vodného roztoku dle provozní potřeby. Nízký obsah fosforu v přiváděných OV negativně ovlivňuje kvalitu aktivovaného kalu a jeho fyzikální a sedimentační vlastnosti. Kyselina fosforečná se dávkuje ve formě 75% vodného roztoku ze zásobní nádrže do koncové části nádrže regenerace kalu.

V některých případech může být koncentrace P na odtoku z obecní ČOV vysoká. Odstranění fosforu z OV je zajištěno simultánním chemickým srážením pomocí síranu železitého (ve formě 41% vodného roztoku). Ten je dávkován do výtlačného potrubí vratného kalu z dosazovacích nádrží do nádrže regenerace kalu.

Obrázek č. 3: Technologické schéma PČOV Intersnack a.s. Choustník

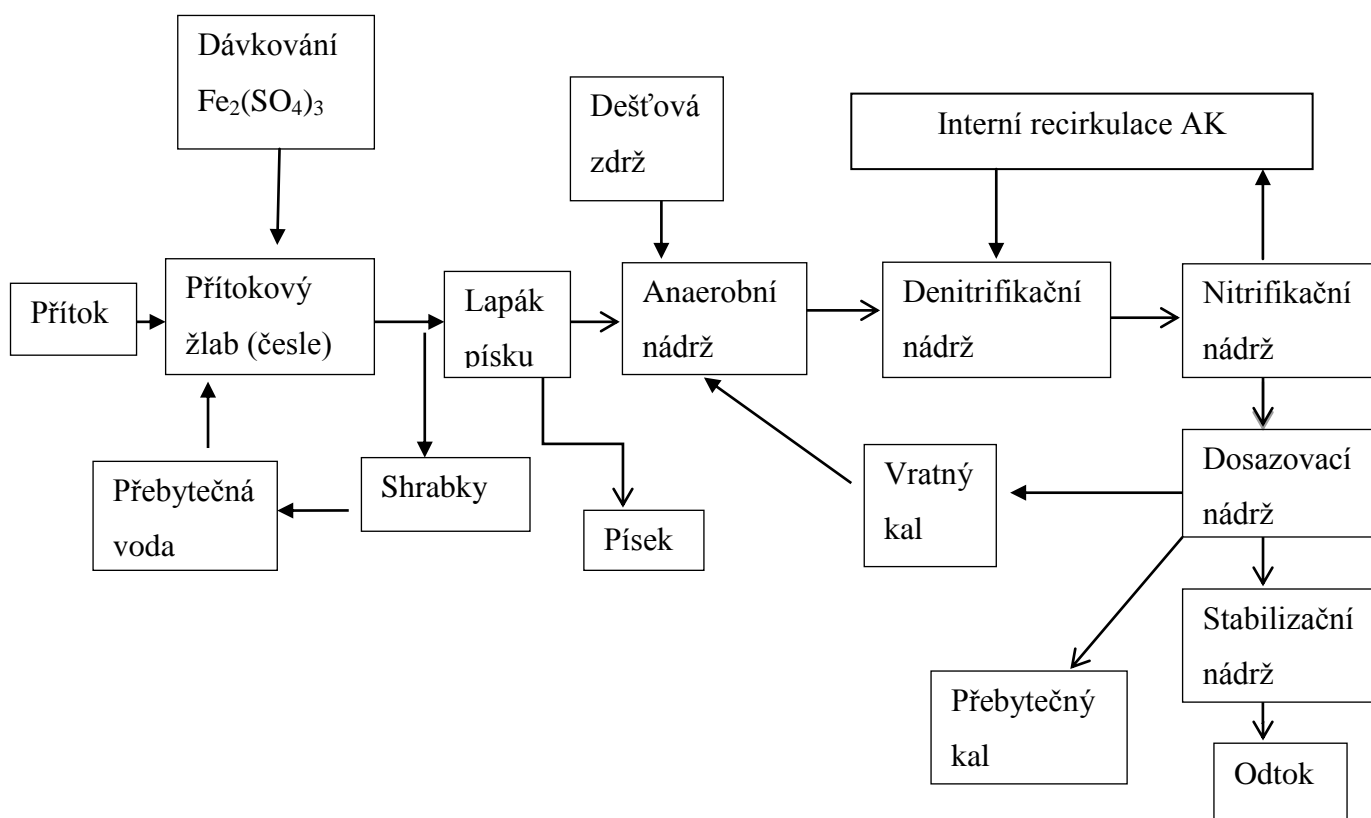


4.2.2. Čistírna odpadních vod Veselí nad Lužnicí

U této ČOV se jedná se o společné čištění splaškových a průmyslových odpadních vod, přičemž průmyslové OV pochází z podniků Madeta a.s., Efko CZ s.r.o. a dalších provozoven (Pet Food CZ s.r.o., Fonteá a.s., atd.) V této práci jsou zmíněny OV z Efka, Madety a z města. Efko CZ s.r.o. se zabývá výrobou sterilované zeleniny. Madeta a.s. se zabývá zpracováním mléka a výrobou mléčných produktů. Z celkového ročního průtoku přitékajícího znečištění na ČOV zaujímají OV z města 84 %, OV z Madety 8 % a OV z Efka 8 %.

Schéma této ČOV znázorňuje obrázek č. 4.

Obrázek č. 4: Technologické schéma ČOV Veselí nad Lužnicí



Fosfor se z OV odstraňuje v předřazeném srážení pomocí $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Shrabky, které se oddělují jako odpadní produkt za česlemi, se dále lisují. Přebytečná znečištěná voda z lisu vtéká zpět do přítokového žlabu. Anaerobní nádrž je zde umístěna především ke zvýšenému biologickému odstraňování P. V této nádrži se část organicky vázaného P uvolní a přemění na anorganické formy P (fosforečnany), které jsou pak lépe biologicky odbouratelné. Uspořádání systému denitrifikace, nitrifikace s interní recirkulací (IR) aktivovaného kalu je výhodné.

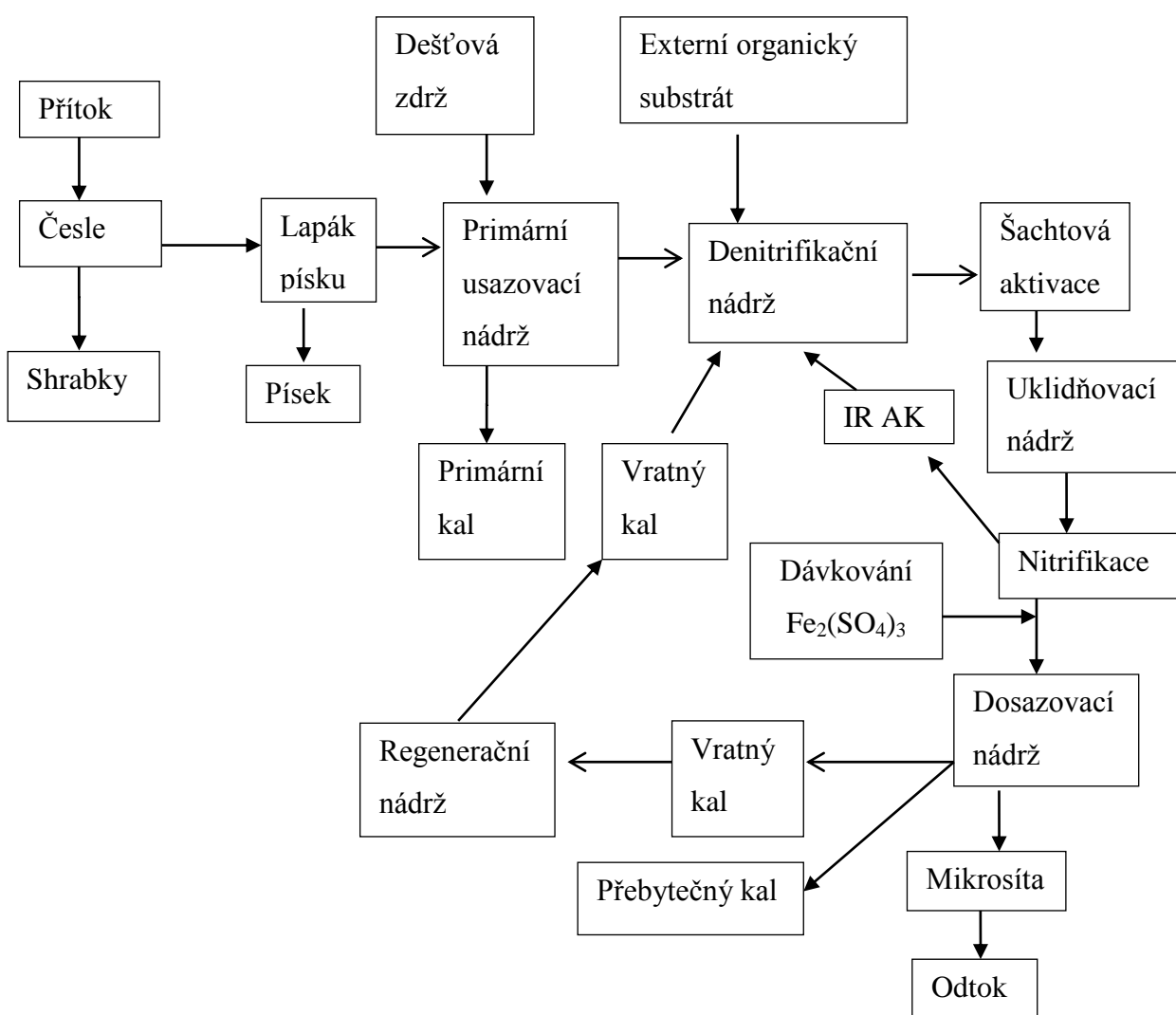
Dochází k lepšímu využití dusičnanů k oxidaci organických látek a snižuje se množství potřebného kyslíku při nitrifikaci.

4.2.3. Čistírna odpadních vod Tábor Klokoty

Tato ČOV zpracovává OV přitékající z města. Hlavní podíl tvoří tedy splaškové OV, nejsou zde žádné vody z průmyslových závodů.

Schéma této ČOV znázorňuje obrázek č. 5.

Obrázek č. 5: Technologické schéma ČOV Tábor Klokoty



V denitrifikační nádrži se mísí OV s vratným kalem z dosazovací nádrže a s částí směsi AK z nitrifikační nádrže (též nazýváno IR AK). Další nádrží je tzv. Deep Shaft - neboli sachtová aktivace. Je to hluboká nádrž, která je intenzivně provzdušňovaná. Směs kalu a

odpadní vody projde několikrát šachtou dolů a nahoru, aby došlo k nasycení OV kyslíkem a tím se nastartovaly podmínky pro nitrifikaci. Z této nádrže odtéká voda do ukliďovací nádrže, kde dochází k ustálení hladiny recirkulované vody. Následuje odplyňovací nádrž, v které dojde k úniku přebytečného vzduchu, jež neumožní správnou sedimentaci kalu. V této nádrži probíhá také nitrifikace. V poslední čtvrtině odplyňovací nádrže je do směsi dávkován síran železitý pro srážení fosforu. Jedná se o tzv. simultánní srážení fosforu.

U této ČOV je nežádoucí poměr živin (nižší podíl organických látek), proto je tato ČOV vybavena dávkovacím zařízením externího substrát umístěným v denitrifikační nádrži. Jako zdroj externího organického substrátu se u této ČOV byla zvolena látka pod názvem **KEM – DN 7**, jež vyrábí firma KEMIFLOC a.s. Přerov. Podle bezpečnostního listu se jedná o směs látek, které obsahují především glycerol. Je to kapalina nažloutlé či hnědé barvy s charakteristickým zápachem. Hustota je 1150 kg/m^3 a pH se pohybuje v rozmezí 6 - 8. Koncentrace CHSK_{Cr} je u této látky 806340 mg/l . Poměr BSK/CHSK je roven 0,65. Pro provoz na ČOV Klokoty je použit tento druh externího organického substrátu, jež byl testován pro aktivovaný kal z městské čistírny odpadních vod nezávislou akreditovanou laboratoří. Výsledky testu použití KEM – DN 7 jsou uvedeny v Příloha č. 4.

5 Výsledky

Všechny výsledky, které jsou uvedeny v tabulkách, byly naměřeny v průběhu roku 2014. Průměrné hodnoty jednotlivých ukazatelů vyjadřují průměr za všechny měření v jednotlivých měsících v daném roce. Bilanční hodnoty se vyjadřují jako násobek průměrné koncentrace daného parametru příslušným objemem vody. V případě ročních bilancí se jedná o celoroční průtok čistírnou, vyjádřené v tunách za rok. Měření prováděla obsluha linky v počtu minimálních odběrů vzorků, jež je stanoveno legislativou v Nařízení č.61/2003 Sb. v aktuálním znění. Některé ukazatele jsou měřeny dle potřeby v různém počtu.

5.1. Výsledky sledování provozu průmyslové a obecní čistírny odpadních vod Choustník

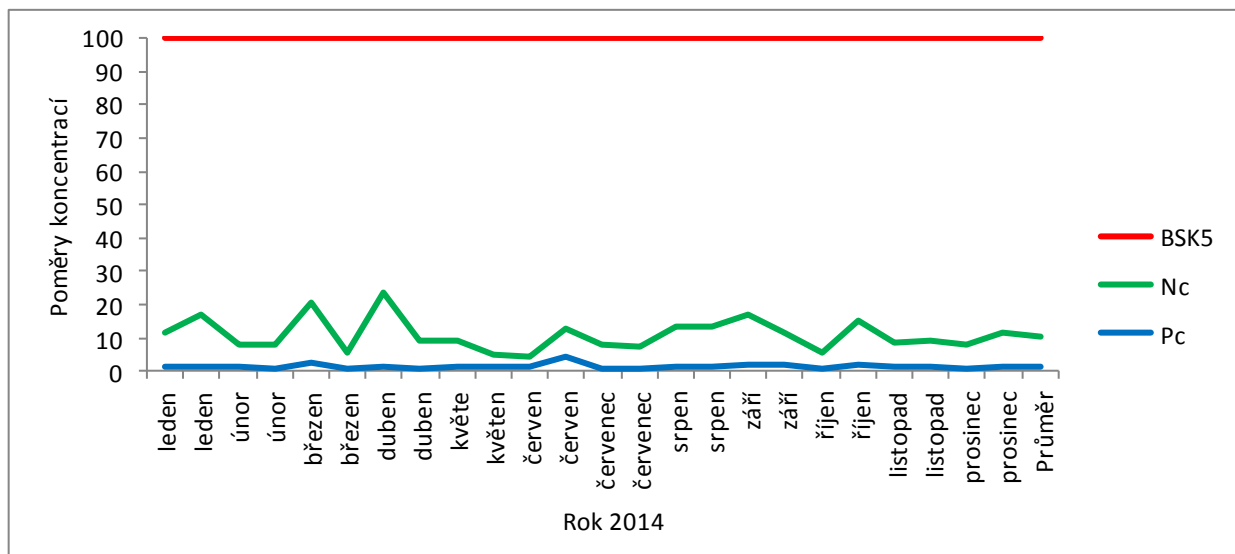
5.1.1. Průmyslová čistírna odpadních vod Intersnack a.s. Choustník

Tabulka č. 2: Průměrné a bilanční hodnoty na přítoku u PČOV Choustník v roce 2014.

Přítok na PČOV 2014													
Dimenzovaná kapacita ČOV (EO)	29000			Reálné zatížení ČOV (EO)	24077				Celkový průtok ČOV (m ³ /rok)	188035			
	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg	
Počet vzorků (rok)	24	24	24	24	24	0	24	24	0	0	0	0	
Průměr (mg/l)	5,8	5251,3	2804,2	1631,7	68,2	-	283,8	35,8	-	-	-	-	
Bilance (t/rok)		987,4	527,3	306,8	12,8	-	53,4	6,7	-	-	-	-	

Poměr BSK₅:N_{celk}:P_{celk} na přítoku do ČOV je v průměru 100:10:1. Tento poměr je velice proměnlivý a závisí na koncentraci látek v přítékající odpadní vodě. Rozmezí tohoto poměru se během roku pohybuje od 100:5:1 do 100:23:1 a je znázorněno v následujícím grafu č. 1.

Graf č. 1: Poměr koncentrací BSK₅:N_{celk}:P_{celk} na přítoku u PČOV Choustník v roce 2014



Organické látky jsou zde ve vysokých koncentracích. Vzhledem k vysokým koncentracím CHSK_{Cr}, BSK₅, N_{celk}, P_{celk} na odtoku je nutné další čištění na obecní ČOV. Koncentrace RAS, AOX, Cd, Hg se na přítoku neměří. Koncentrace NO₂⁻ a NO₃⁻ na přítoku jsou téměř nulové, tudíž se nestanovují a nejsou zahrnuty v N_{anorg}. Koncentrace N-amon se stanovuje samostatně.

Tabulka č. 3: Průměrné a bilanční hodnoty na odtoku u PČOV Choustník v roce 2014.

Odtok z PČOV 2014												
Datum odběru	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _c	P _c	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků (rok)	24	12	12	16	24	0	23	22	12	0	0	0
Průměr (mg/l)	7,2	801,3	361,2	222,6	82,8	-	121,0	3,15	1512,5	-	-	-
Bilance (t/rok)		150,7	67,9	41,85	15,6	-	22,8	0,59	284,4	-	-	-
Účinnost odstraňování (%)		84,7	87,1	86,4	-	-	49	91,2	-	-	-	-

Koncentrace veškerých organických látek, vyjádřená ukazatelem CHSK, na odtoku se snížila z 5251 mg/l na 801,3 mg/l. Účinnost odstranění organického znečištění dosahovala téměř 85 %. U této ČOV se jedná pouze o předčištění OV. Prioritou je snížit obsah organických látek nikoliv N látek. Další čištění OV probíhá na obecní ČOV spolu se splaškovými vodami z obce. U této ČOV nejsou stanoveny žádné limitní hodnoty pro vypouštění OV do kanalizační sítě. Tyto hodnoty jsou z pohledu zatížení koncové obecní ČOV bezpečné. Vzhledem k tomu, že provozovatelem obou čistíren je jedna společnost, tak jsou důležité především hodnoty na odtoku u obecní ČOV.

5.1.2. Obecní čistírna odpadních vod Choustník

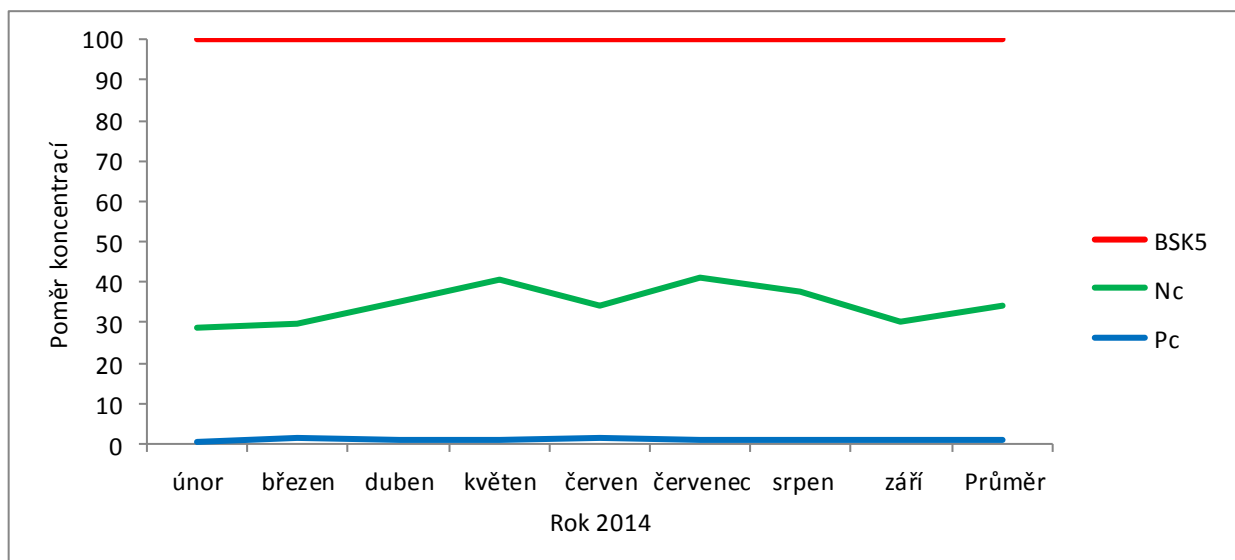
Na této ČOV dochází ke smíchání OV z PČOV a splaškových vod z obce. Největší část přitékajícího znečištění je z PČOV (3102 EO), s celkovým průtokem 188 035 m³/rok. Odpadní vody z obce zaujímají minoritní část (236 EO s celkovým průtokem 29253 m³/rok.

Tabulka č. 4: Průměrné a bilanční hodnoty na přítoku u obecní ČOV Choustník v roce 2014.

Přítok 2014 (PČOV + přítok z obce)												
Dimenzovaná kapacita ČOV (EO)	3337			Reálné zatížení ČOV (EO)	2657			Celkový průtok ČOV (m ³ /rok)	219700			
	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	12	8	8	8	8	0	8	8	8	0	0	0
Průměr (mg/l)	7,4	743,0	332,7	187,4	77,1	-	113,7	3,4	1150,4	-	-	-
Bilance (t/rok)		163,23	73,09	41,17	16,95	-	24,98	0,75	252,75	-	-	-

Poměr BSK₅:N_{celk}:P_{celk} na přítoku do ČOV je v průměru 100:34:1. Rozmezí se v průběhu jednotlivých měření pohybovalo od 100:29:1 do 100:41:1 a je vyjádřeno na grafu č. 2.

Graf č. 2: Poměr koncentrací $BSK_5:N_{celk}:P_{celk}$ na přítoku u obecní ČOV Choustník v roce 2014

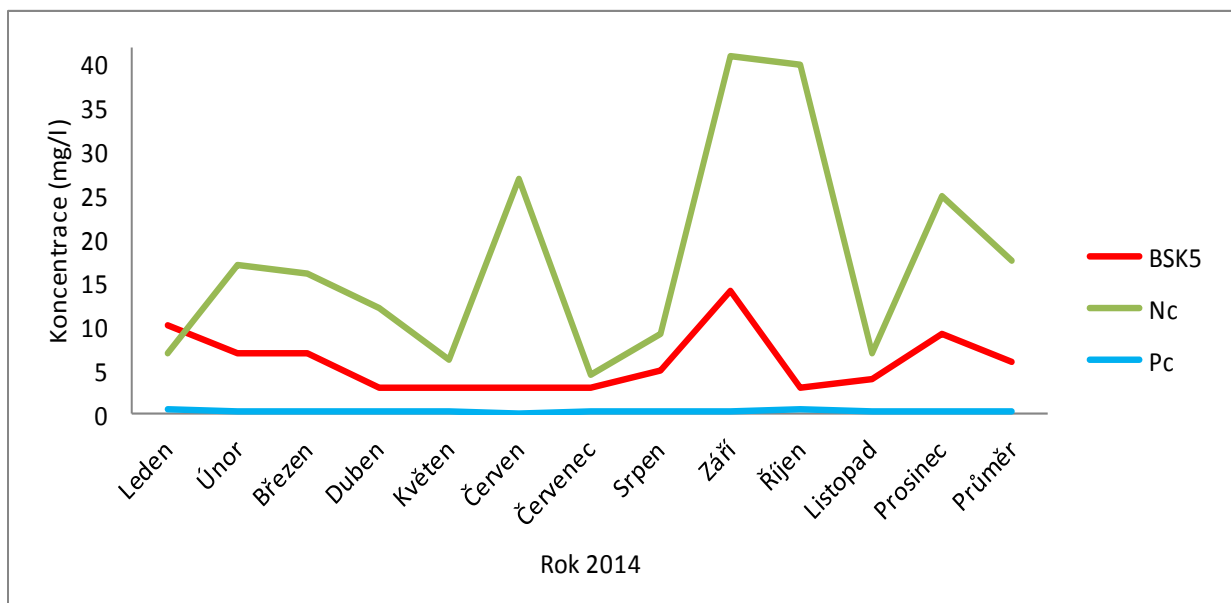


Po smíchání obou přítoků, došlo k naředění OV z PČOV. Díky vysokým koncentracím dusíkatých látek z PČOV, je zde obsah N velice vysoký, což může negativně ovlivnit hodnoty na odtoku. Graf č. 3 znázorňuje koncentrace vybraných ukazatelů na odtoku z obecní ČOV do recipientu.

Tabulka č. 5.: Průměrné a bilanční hodnoty na odtoku u obecní ČOV Choustník v roce 2014.

Odtok z obecní ČOV 2014												
Datum odběru	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _c	P _c	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	0	0
Průměr (mg/l)	8,0	39,0	5,9	8,1	4,6	15,5	17,6	0,2	1168,3	-	-	-
Bilance (t/rok)		8,56	1,30	1,77	1,01	3,40	3,87	0,04	256,68	-	-	-
Účinnost odtraňování (%)		94,8	98,2	95,7	94,0	-	84,5	94,2	-	-	-	-

Graf č. 3: Koncentrace vybraných ukazatelů na odtoku u obecní ČOV Choustník do recipientu v roce 2014.



Tabulka č. 6.: Limitní hodnoty stanovené příslušným vodohospodářským orgánem (VH) pro ČOV Choustník.

Limitní hodnoty VH rozhodnutí												
Q	pH	CHSK _{Cr} (p/m)	BSK ₅ (p/m)	NL (p/m)	N-amon (r.p/m)	N _{anorg}	N _c (r.p./m)	P _c (r.p./m)	RAS	AOX	Cd	Hg
m ³ /rok; m ³ /měsíc		mg/l; t/rok	mg/l; t/rok	mg/l; t/rok	mg/l; t/rok			mg/l; t/rok				
250 000	-	120/170	25/40	30/60	8/15	-	-	2/5	-	-	-	-
25000	-	19	3,8	3,8	2	-	-	0,5	-	-	-	-

Stanovení limitních hodnot a jednotlivé vysvětlivky jsou uvedeny v kapitole 4.1.

5.2. Výsledky sledování provozu čistírny odpadních vod Veselí nad Lužnicí

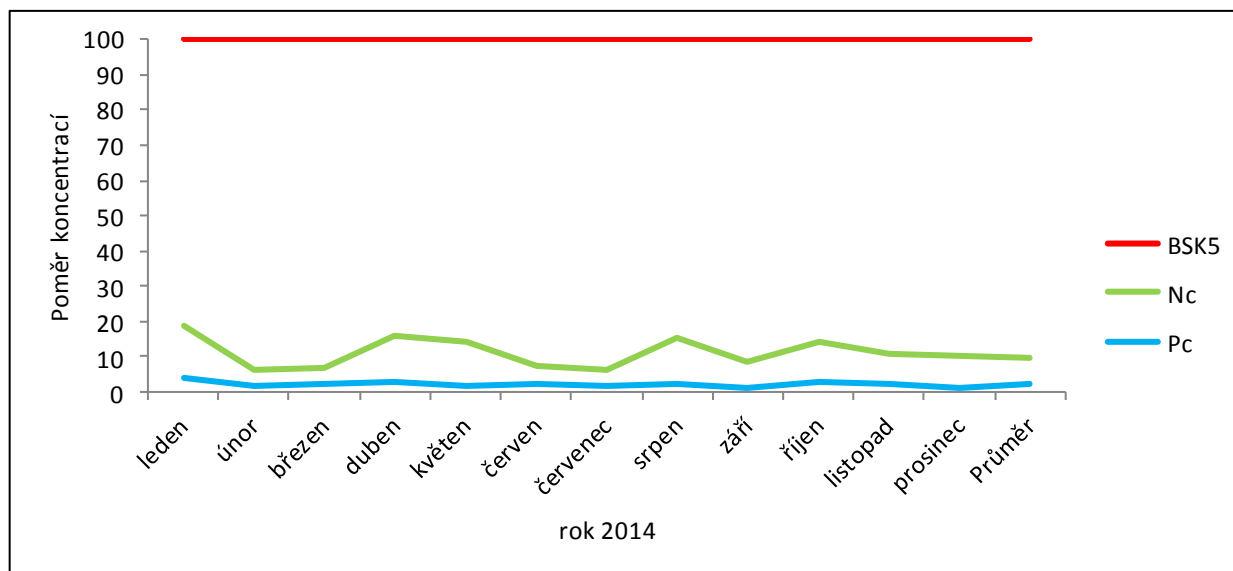
Hodnoty koncentrací sledovaných parametrů přítoků OV z města a z obou podniků jsou uvedeny v tabulkách v Příloha č. 3.

Tabulka č. 7.: Průměrné a bilanční hodnoty na přítoku u ČOV Veselí nad Lužnicí v roce 2014.

Přítok na ČOV 2014 (Město + Madeta + Efko)												
Dimenzovaná kapacita ČOV (EO)	15000			Reálné zatížení ČOV (EO)	15770			Celkový průtok ČOV (m ³ /rok)	617315			
	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _c	P _c	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	12	12	12	12	12	0	12	12	0	0	0	0
Průměr (mg/l)	6,9	1010,8	559,5	295,6	23,2	-	55,2	10,9	-	-	-	-
Bilance (t/rok)		624,0	345,4	182,5	14,4	-	34,0	6,7	-	-	-	-

Poměr BSK₅:N_{celk}:P_{celk} na přítoku do ČOV je v průměru je v průměru 100:10:2. Jednotlivé poměry koncentrací se v průběhu roku pohybovaly v rozmezí od 100:6:2 do 100:19:4, jež znázorňuje graf č. 4.

Graf č. 4: Poměr koncentrací BSK₅:N_{celk}:P_{celk} na přítoku u ČOV Veselí nad Lužnicí v roce 2014



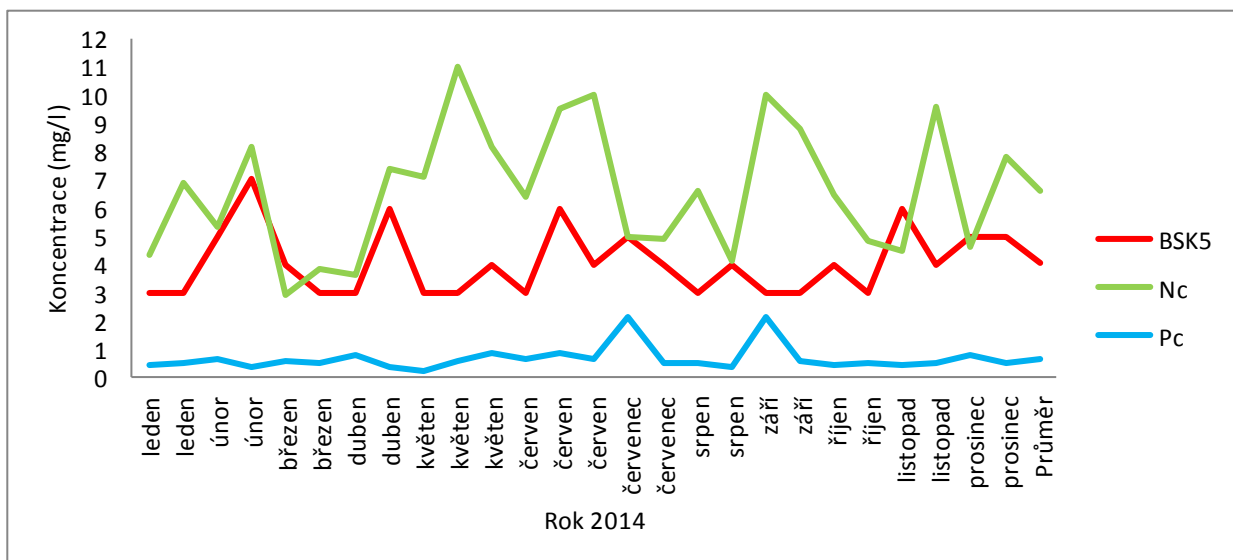
Všechny tři výše uvedené přítoky na ČOV vykazují odlišné koncentrace nutrientů, nicméně po smíchání těchto OV dochází k vyrovnání poměrů C:N:P. U této ČOV není nutné dávkovat žádné externí látky díky příznivému poměru živin na přítoku a účinnému

odstraňování polutantů z OV. Graf č. 5 znázorňuje koncentrace vybraných ukazatelů na odtoku z ČOV do recipientu.

Tabulka č. 8.: Průměrné a bilanční hodnoty na odtoku u ČOV Veselí nad Lužnicí v roce 2014.

Odtok z ČOV 2014												
Datum odběru	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	25	26	26	26	25	11	26	26	12	12	4	4
Průměr (mg/l)	7,43	34,2	4,1	7,7	0,69	4,51	6,61	0,65	501,67	0,11	0,001	0,0001
Bilance (t/rok)		21,1	2,6	4,7	0,4	2,8	4,1	0,4	309,7	0,07	0,0006	0,00006
Účinnost odstraňování (%)		96,6	99,3	97,4	97,0	-	88,1	96,0	-	-	-	-

Graf č. 5: Koncentrace vybraných ukazatelů na odtoku z ČOV Veselí nad Lužnicí do recipientu v roce 2014.



Tabulka č. 9.: Limitní hodnoty stanovené příslušným vodohospodářským úřadem (VH) pro ČOV Veselí nad Lužnicí.

Limitní hodnoty VH rozhodnutí												
Q	pH	CHSK _{Cr} (p/m)	BSK ₅ (p/m)	NL (p/m)	N-NH ₄ ⁺ (p/m)	N _{anorg}	N _C (r.p./m)	P _C (r.p./m)	RAS	AOX	Cd	Hg
m ³ /rok; m ³ /měsíc		mg/l; t/rok	mg/l; t/rok	mg/l; t/rok	mg/l; t/rok		mg/l; t/rok	mg/l; t/rok				
800 000		70/ 110	14/ 20	22/ 35	-	-	15/30	1,5/3	-	-	-	-
80 000		41,6	6,5	10,4	-	-	12	1,2	-	-	-	-

Stanovení limitních hodnot a jednotlivé vysvětlivky jsou uvedeny v kapitole Sledování a kontrola 4.1.

5.3. Výsledky sledování provozu čistírny odpadních vod Tábor Klokoty

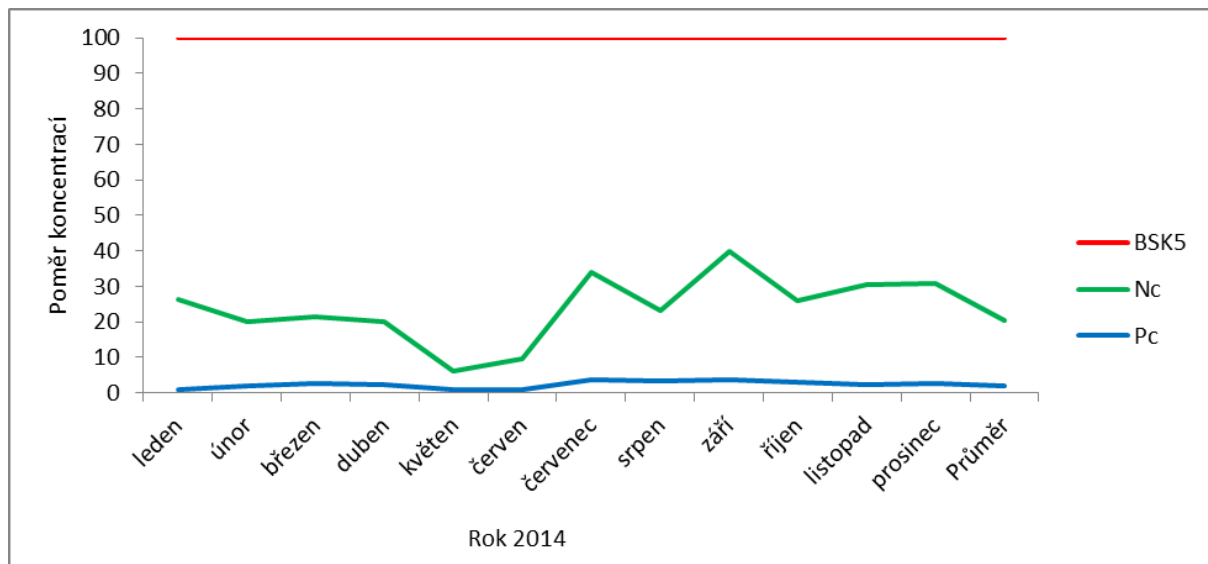
Tabulka č. 10.: Průměrné a bilanční hodnoty na přítoku u ČOV Tábor Klokoty v roce 2014.

Přítok na ČOV 2014												
Dimenzovaná kapacita ČOV (EO)	30000			Reálné zatížení ČOV (EO)	19943			Celkový průtok ČOV (m ³ /rok)	1333597			
	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	12	12	12	12	12	11	12	12	12	0	0	0
Průměr (mg/l)	7,5	548,7	327,5	210,0	58,3	60,3	66,4	6,7	450,8	-	-	-
Bilance (t/rok)		731,7	436,8	280,1	77,7	80,4	88,6	8,9	601,2	-	-	-

Poměr BSK₅:N_{celk}:P_{celk} na přítoku do ČOV je v průměru je v průměru 100:21:3. Jednotlivé poměry se v průběhu roku pohybovaly v rozmezí od 100:6:1 do 100:40:4 a jsou

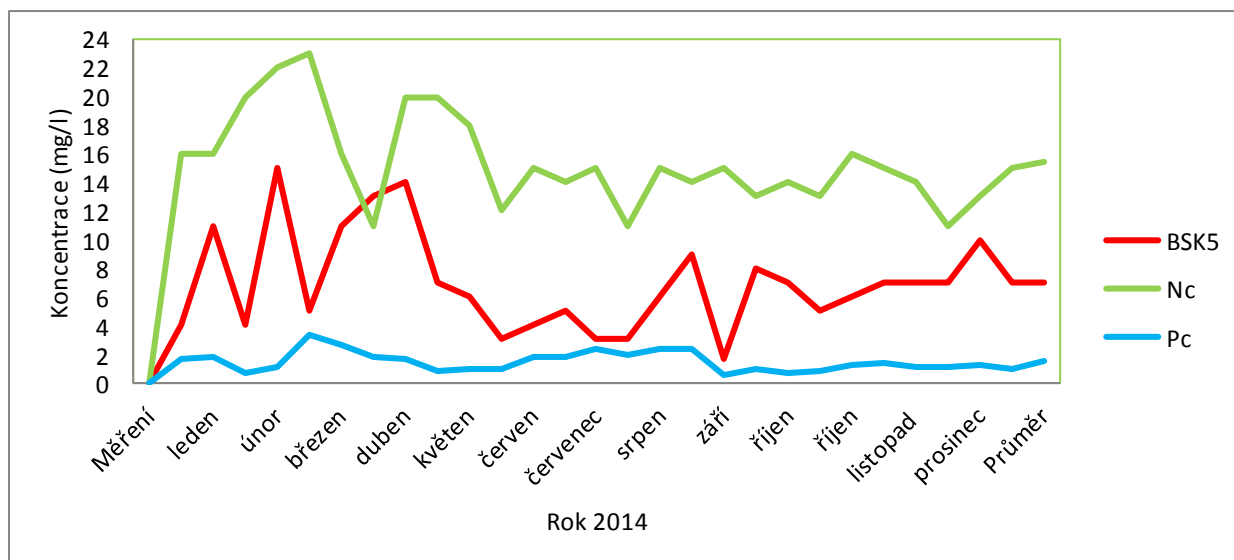
znázorněny v grafu č. 6. Nedostatek organických látek pro správný průběh denitrifikace je zde řešen dávkováním externího organického substrátu.

Graf č. 6: Poměr koncentrací BSK₅:N_{celk}:P_{celk} na přítoku u ČOV Tábor Klokoty v roce 2014



V grafu č. 7 jsou znázorněny koncentrace vybraných ukazatelů na odtoku z ČOV do recipientu.

Graf č. 7: Koncentrace vybraných ukazatelů na odtoku z ČOV Tábor Klokoty do recipientu v roce 2014.



Tabulka č. 11.: Průměrné a bilanční hodnoty na odtoku u ČOV Tábor Klokoty v roce 2014.

Odtok z ČOV 2014												
Datum odběru	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	25	27	27	27	27	26	27	27	14	12	6	6
Průměr (mg/l)	7,1	27,5	6,9	9,4	0,5	10,4	15,4	1,45	416,4	0,118	0,001	0,0001
Bilance (t/rok)		36,6	9,3	12,5	0,7	13,9	20,6	1,9	555,3	0,16	0,0013	0,0001 3
Účinnost odstraňování (%)		95,0	97,9	95,5	99,1	82,8	76,8	78,3	-	-	-	-

Tabulka č. 12.: Limitní hodnoty stanovené příslušným vodohospodářským úřadem (VH) pro ČOV Tábor Klokoty

Limitní hodnoty VH rozhodnutí												
Q	pH	CHSK _{Cr} (p/m)	BSK ₅ (p/m)	NL (p/m)	N-NH ₄ ⁺ (p/m)	N _{anorg}	N _C (r.p./m)	P _C (r.p./m)	RAS	AOX	Cd	Hg
m ³ /rok; m ³ /měsíc		mg/l; t/rok	mg/l; t/rok	mg/l; t/rok	mg/l; t/rok		mg/l; t/rok	mg/l; t/rok				
3059000		50/ 100	15/ 30	20/ 30	-	-	15/30	1,5/3	-	-	-	-
251000		155	37,5	50	-	-	37,5	3,8	-	-	-	-

Stanovení limitních hodnot a jednotlivé vysvětlivky jsou uvedeny v kapitole Sledování a kontrola 4.1.

6 Diskuze

6.1 Průmyslová čistírna odpadních vod Intersnack a.s. Choustník a obecní ČOV Choustník

Vliv pH

Hodnota pH na přítoku do PČOV je v průměru 5,8. Ta je o něco nižší, než dolní hranice akceptovatelného rozsahu pro růst denitrifikačních bakterií, kterou prezentují Chudoba et al., (1991) a Cheremisinoff (1996) ve svých publikacích. Tento rozsah hodnot pH je 6 – 9. Optimální rozsah hodnot uvádí Gerardi (2002) mezi 7 – 7,5. Toto pH na přítoku není ani v akceptovatelném rozsahu hodnot pH pro růst nitrifikačních bakterií. Gerardi (2002) uvádí rozsah pH 7 – 8,5. Nicméně v experimentu Fumasoli et al. (2015) byly potvrzeny hodnoty růstu nitrifikačních bakterií již při hodnotě pH 5,4.

Poměr nutrientů v přitékající odpadní vodě

Poměrné zastoupení koncentrací při biologickém odstraňování nutrientů (vyjádřené jako $BSK_5: N_{celk}: P_{celk}$) se v průběhu roku pohybuje v rozmezí od 100:5:1 až 100:23:1 (průměr činí 100:10:1) Podle Pittera (2009) by měl být optimální poměr pro biologické čištění 100:5:1. Vzhledem k variabilnímu složení OV v průběhu roku je uváděný poměr splněn pouze pro jeden vzorek, a to vzorek odebraný v květnu.

Odstranění organického znečištění z OV

Značná část organického znečištění; kvantifikovaného parametrem $CHSK_{Cr}$, je odstraněná v primárním stupni čištění ve flotační jednotce, kde je po přidavku anorganického koagulantu a polymerního flokulantu tlakovzdušnou flotací odstraněna většina nerozpuštěných látek a tuků. Koncentrace $CHSK$ se snížila z počáteční hodnoty 5251,30 mg/l na 801,30 mg/l. Tyto hodnoty představují průměry za celkové měření v jednotlivých měsících. Organické látky byly sníženy díky růstu MO AK a syntéze nové biomasy v aktivační nádrži. Koncentrace BSK_5 klesla z počátečních 2804,200 mg/l na 361,20 mg/l.

Odstranění dusíkatých látek z OV

Vzhledem k nízké době zdržení OV v aktivační nádrži a s tím souvisí nízké stáří kalu, nedochází v této ČOV k odstranění N látek biologickými postupy. U této ČOV není nádrž s anoxickými podmínkami, v které by došlo k odstranění anorganických forem dusíku.

Podle Gradyho et al. (2011), je-li koncentrace dusíku, jež je zahrnuta v organickém znečištění, vyšší než je potřeba na syntézu nové biomasy, MO tedy přednostně syntetizují organicky vázané formy N a přeměňují je na anorganicky vázané formy. Proto tedy patrně dochází k navýšení koncentrace N-amon na odtoku z průměrné hodnoty 68,2 mg/l na 82,83 mg/l.

Pokles koncentrace celkového dusíku v průběhu čištění z hodnoty N_c na přítoku 283,84 mg/l na hodnotu 121, 0 mg/l je dán tedy využitím N látek na syntézu nových buněk. Část N látek byla patrně odstraněna i mechanickým předčištěním.

Odstranění fosforu z OV

Odstranění P zde probíhá s vysokou účinností (91,2 %) tzv. předřazeným srážením a také částečným využitím P mikroorganismy. Síran železitý je spolu s flokulantem dávkován do flotační jednotky. Průměrné koncentrace P_{celk} poklesly z 35,8 mg/l na přítoku až na 3,15 mg/l na odtoku, což je vyšší hodnota, než uvádí ve svých publikacích Valsami-Jones (2004) a Groda et al. (2007). Uváděné rozmezí konečné koncentrace P na odtoku je od 1,5 do 2,5 mg/l. Nicméně vzhledem k tomu, že zde nejsou stanoveny žádné závazné limitní hodnoty, je koncentrace regulovaná přidavkem síranu železitého, aby nedocházelo k navýšování nákladů na provoz PČOV. Pokud by se koncentrace P ještě snížila, mohlo by dojít k deficitnímu množství P na obecní ČOV Choustník.

6.2 Obecní čistírna odpadních vod Choustník

Vliv pH

Vstupní hodnota pH na přítoku do obecní ČOV je 7,4. Tato hodnota se nachází v rozmezí optimálních hodnot pro růst nitrifikačních bakterií, jež uvádějí ve svých publikacích Chudoba et al. (1991) a Kotlar et al. (1996). Optimální rozmezí pH je od 7,2 do 7,6. Pro růst denitrifikačních bakterií, jež podle Chudoby et al. (1991) a Kotlára et al. (1996), je rozsah akceptovatelných hodnot pH mezi 6 – 9. Hodnota pH 7,4 se nachází v optimálním rozsahu hodnot pH, jež uvádí Gerardi (2002) mezi 7 – 7,5.

Poměr nutrientů v přítékající odpadní vodě

U této ČOV jsou nevyvážené poměry koncentrací znečišťujících látek v průběhu roku. Vyšší koncentrace celkového N na odtoku z PČOV se projeví v poměru nutrientů v přítékající OV. Poměr koncentrací $BSK_5:N_c:P_c$ na přítoku do PČOV se pohybuje v rozmezí od 100:29:1 do 100:41:1. Aby zde byl zajištěn dostatečný obsah organických látek pro denitrifikaci, je do této ČOV přiváděna část surové OV z PČOV s vysokým organickým znečištěním.

Odstranění dusíkatých látek z OV

Vyšší koncentrace dusíkatých látek na odtoku z PČOV ($N_c = 121,0$ mg/l) se projeví také na přítoku do obecné ČOV, kde dochází ještě k naředění těchto vod s OV z obce ($N_c = 113,7$ mg/l). Nevhodný poměr na přítoku může ovlivnit koncentraci N látek na odtoku z ČOV. Stáří kalu se zde pohybuje od 10 do 15 dnů, proto zde probíhá nitrifikace a denitrifikace a odstranění N-amon probíhá s účinností 84,5 %, což je podle Nařízení 61/2003 Sb. v platném znění dostačující.

Odstranění fosforu z OV

Po smíchání splaškových OV z obce a předčištěných OV z PČOV je celková koncentrace P na přítoku 3,4 mg/l. Tato hodnota je nižší, než uvádí Henze et Comeau (2008), kde hodnota P_c činí 6 mg/l. Podle Winklera (2013) je koncentrace P v OV limitující. Po vyčerpání veškerého P z OV, jež potřebují mikroorganismy AK pro růst a syntézu nové biomasy, může dojít k inhibici v procesu čištění. Nedostatek P na obecní ČOV může nastat v případech, kdy dojde k naředění OV při deštivém počasí. Proto je v některých extrémních případech nutné přidávat P do OV ve formě kyseliny fosforečné.

6.3 Čistírna odpadních vod Veselí nad Lužnicí

Vliv pH

Hodnoty pH těchto OV jsou u jednotlivých přítoků odlišné. Průměrná hodnota pH na přítoku z EFKA je 4,5, což je způsobeno přítomností kyselin v OV. Průměrné hodnoty pH z Madety jsou 9,3. Hodnoty OV z města vykazují pH 6,8. Po smíchání všech těchto 3 přítoků je výsledné pH 6,9. Akceptovatelný rozsah hodnot pH pro růst denitrifikačních bakterií je podle Chudoby et al. (1991) a Cheremisinoffa (1996) 6 – 9. Pro růst nitrifikačních bakterií je tato hodnota nízká, oproti akceptovatelnému rozsahu uvedenému Chudobou et al. (1991).

Toto rozmezí činí 7,2 – 8,2. Rychlost růstu nitrifikačních bakterií se podle Gerardiho (2002) zvyšuje od hodnoty pH 6,7, do 8,2

Poměr nutrientů v přítékající odpadní vodě

Poměr koncentrací znečišťujících látek na přítoku do ČOV, vyjádřený jako $BSK_5:N_c:P_c$, se pohybuje v rozsahu hodnot od 100:6:2 do 100:19:4 (průměr je stanoven na 100:10:2). To není ve shodě s tvrzením Pittera (2009), jež udává ideální poměr 100:5:1. naopak podle Winklera (2013), jež udává rozsah 100:10:1 – 100:5:1 je koncentrace znečišťujících látek v OV na horní hranici uvedeného poměru pro správný průběh biologického čištění.

Odstranění dusíkatých látek z OV

Vzhledem k celkem vyváženému poměru živin na přítoku, dochází k biologickému odstraňování dusíkatých látek s vysokou účinností. Při nitrifikaci je N -amon odstraňován s 97% účinností, koncentrace se snížila z 23,2 mg/l na 0,69 mg/l. Účinnost odstraňování N_c je 88,1%. Přítomnost kyselin v OV přítékajících z Efka, jež se zabývá konzervováním ovoce a zeleniny, působí jako vhodný organický substrát pro přítomné MO v AK při denitrifikaci.

Odstranění fosforu z OV

Vyšší koncentrace celkového P (10,9 mg/l) na přítoku jsou patrně způsobeny OV vypouštěnou z Madety, kde dochází ke zpracování mléka a výrobě mlékárenských produktů. P se odstraňuje z OV předřazeným srážením. Pro zvýšení efektivity biologického odstraňování P je u této ČOV zařazena anaerobní nádrž. Část organického P se uvolní a přemění na anorganické formy fosforečnanů, které jsou již snadněji biologicky odbouratelné.

6.4 Čistírna odpadních vod Tábor Klokoč

Vliv pH

Hodnoty pH těchto OV se v průměru pohybují okolo 7,5. Podle Chudoby et al. (1991) a Cheremisinoffa (1996) se tato hodnota nachází v akceptovatelném rozmezí pH 6 – 9 pro růst denitrifikačních bakterií. Tato hodnota se nachází na horní hranici optimálního rozsahu hodnot pH, jež uvádí Gerardi (2002) mezi 7 – 7,5. Podle Chudoby et al. (1991) a Kotlara et al. (1996) se nachází také v optimálním rozmezí pH pro růst nitrifikačních bakterií. Toto rozmezí je od 7,2 do 7,6.

Poměr nutrientů v přítékající odpadní vodě

Poměr koncentrací znečišťujících látek na přítoku do ČOV, vyjádřený jako $BSK_5:N_{\text{celk}}:P_{\text{celk}}$ se pohybuje v rozsahu od 100:6:1 do 100:40:4 (průměrné hodnoty činí 100:21:3). To není podle Pittera (2009) ideální poměr, který by měl být 100:5:1.

Dávkování externího organického substrátu

Koncentrace organických látek na přítoku má vliv na správný průběh denitrifikace. Dávkováním externího substrátu dochází ke zlepšení účinnosti odstraňování celkové dusíku na odtoku, důležitá je také dostatečná doba zdržení OV v denitrifikační nádrži.

Jako zdroj externího organického substrátu je použita látka KEM DN - 7 od firmy KEMIFLOC a.s. Přerov. Výsledky testu zkoumané nezávislou akreditovanou laboratoří jsou uvedeny v Příloha č. 4. Dávkování potřebného množství KEM DN – 7 bylo stanoveno firmou, jež dodává substrát, na základě poskytnutých údajů od provozovatelů ČOV Tábor Klokoty.

Před dávkováním této látky byla průměrná koncentrace celkového N na odtoku z ČOV 23 mg/l. Limitní hodnota, stanovená VH rozhodnutím byla 15 mg/l. Podle Chudoby et al. (1991) je potřeba mít na odstranění 1 kg N_c k dispozici 4 kg $CHSK_{Cr}$. Z OV je potřeba tedy odstranit min 8 mg/l N. Při celkovém průtoku OV 4 238 m³/den to činí 34 kg celkového N za den. Na toto množství je potřeba mít k dispozici 4080 kg za měsíc $CHSK_{Cr}$. Potřebná dávka KEM DN – 7 byla vypočtena na 4,9 t/měsíc. Po aplikaci externího organického substrátu byla koncentrace na odtoku (vyjádřená jako roční průměr) $N_c = 15,4$ mg/l. Limitní hodnota, stanovená jako roční průměr, $N_c = 15$ mg/l. Koncentrace nepřekročitelného ukazatele „m“ je stanovena VH rozhodnutím na 30 mg/l. Jak je z výsledků patrné, tak došlo ke zlepšení odstraňování celkového dusíku z OV. Nicméně tento externí organický substrát zvyšuje náklady na provoz ČOV. Cena tohoto substrátu, zahrnující i dopravu v kontejnerech, činí 12880 Kč, tedy při potřebném množství 4,9 tun za měsíc je cena 63 112 Kč/měsíc. Aplikací KEM DN7 jsou náklady na odstranění 1kg N = 61,9 Kč.

Mezi další možné externí organické substráty, jež uvádí Lee et al. (2013) ve své studii, patří methanol, kyselina octová nebo kyselina citronová. Zmíněné kyseliny jsou obsaženy především v OV z potravinářských podniků nacházejících se v Táboře, ale bohužel jsou svedeny do jiné ČOV. Použití methanolu je o to problematictější, jelikož se jedná o nebezpečnou chemickou látku. Podle Erbanové et al. (2013) je použití ethanolu pro většinu ČOV zase mnohem více nákladné.

Z pohledu nejvhodnějšího zdroje uhlíku pro účinnou denitrifikaci, jež uvádí Srinandan et al. (2012), by mohlo být použití acetátu, popřípadě glukózy.

Na trhu je několik firem, které nabízejí externí substráty pro zlepšení denitrifikace. Např. firma Andone s.r.o. nabízí jako zdroj externích substrátů látky uvedené pod názvem DEXS basic, DEXS antifreeze, glycerinové vody, G – fáze. Firma Kemifloc a.s. nabízí externí organické substráty pod názvem KEM DN. Volba vhodného substrátu a jeho potřebného množství, je sestavená cenovou nabídkou příslušné firmy. Tuto nabídku sestavují firmy individuálně na základě poskytnutých údajů o ČOV. Proto zde nejsou uvedeny konkrétní cenové bilance.

7 Závěr

Z výsledků je patrné, že pro správný průběh biologického čištění odpadních vod je vhodné rozmezí koncentrací znečišťujících látek na přítoku do ČOV, vyjádřené poměrem $BSK_5:N_{celk}:P_{celk}$, od 100:6:2 do 100:19:4. Toto rozmezí vstupních koncentrací je na ČOV ve Veselí nad Lužnicí, kde dochází k odstraňování nutrientů s vysokou účinností (CHSK = 97 %, BSK_5 = 99 %, N-amon = 97 %, N_c = 88 % a P_c = 96 %). Není zde nutné přidávat žádné externí zdroje živin.

Specifickou ČOV je průmyslová čistírna OV Intersnack a.s. Choustník. Díky velkému množství OV a také vysokým koncentracím organického znečištění slouží tato ČOV jako stupeň předčištění, kde dochází především ke snížení vysokých koncentrací organických látek. Neprobíhá zde biologický stupeň odstraňování znečišťujících látek. Následné čištění probíhá spolu se splaškovými OV na obecní ČOV Choustník. Hlavní problém u PČOV jsou vysoké koncentrace celkového dusíku a to jak na přítoku, tak i na odtoku. To může negativně ovlivnit odstraňování N látek na obecní ČOV, což může mít dopad na obtížné dodržení limitních koncentrací N-amon na odtoku do recipientu. Dalším problémem na obecní ČOV, který by mohl nastat, jsou nízké koncentrace P_c na přítoku (v průměru 3, 4 mg/l), proto může docházet k brzkému vyčerpání tohoto prvku z OV a k zastavení procesu čištění. Pro tento případ je zde nainstalován dávkovač vodního roztoku kyseliny fosforečné, jejíž dávkování je podle potřeby a aktuálních výsledků rozborů vzorků.

V případě ČOV Klokoty spočívá hlavní problém v nedostatku organického substrátu pro účinnou denitrifikaci (respektive snížení celkového N na odtoku). Zvoleným zdrojem externího organického uhlíku, zde byla zvolena látka prodávaná pod názvem KEM DN – 7. Na snížení celkového N o 8 mg/l je potřeba měsíčně dávkovat 4,9 tun externího organického substrátu, což zvyšuje také provozní náklady ČOV. Volba vhodného substrátu je ovlivněna především cenou.

Nedostatek, ale i přebytek nutrientů má negativní vliv na správný průběh biologické čištění odpadních vod. Tato hypotéza byla potvrzena.

8 Seznam literatury

Ambrožová, J. 2003. Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vysoká škola chemicko-technologická. Praha. 226 s. ISBN 8070805218.

Ambrožová, J. 2004. Mikrobiologie v technologii vod. Vysoká škola chemicko-technologická. Praha. 224 s. ISBN 807080534X.

Bindzar, J., Janda, V., Jeníček, P., Růžičková, I., Strnadová, N. 2009. Základy úpravy a čištění vod. Vysoká škola chemicko-technologická. Praha. 251 s. ISBN: 9788070807293.

BOYJOO, Y., Vishnu, K. P., MING, A. 2013. A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science*. 67 (7). 1403 – 1424.

Caffaz, S., Caretti, C., Morelli, M., Lubello, C., Azzari, E. 2007. Olive mill wastewater biological treatment by fungi biomass. *Water Science and Technology*. 55 (10). 89-97.

Cabello, P., Roldán, M. D., Vivián, C. M. Nitrate reduction and the nitrogen cycle in archaea. *Microbiology*. [online]. 150. 3527–3546. [cit. 2016-03-03]. Dostupné z <<http://www.microbiologyresearch.org/docserver/fulltext/micro/150/11/3527.pdf?expires=1457180109&id=id&accname=guest&checksum=B5117C82A874BB87D66DF39CD75F4F4D>>.

Erbanová, E., Vlačihová, J., Palarčík, J., Slezák, M., Mikulášek, P. Univerzita Pardubice. 2013. Vliv organického substrátu na průběh odstraňování dusičnanů z průmyslových odpadních vod. [online]. [cit. 2016-02-20]. Dostupné z <http://www.ekomonitor.eu/sites/default/files/soubory/2013/erbanova_ft.pdf>.

Fernández, F. J., Castro, M. C., Villaseñor, J., Rodríguez, L. 2011. Agro-food wastewaters as external carbon source to enhance biological phosphorus removal. *Chemical Engineering Journal*. 166 (2). 559–567.

Fumasoli, A., Morgenroth, E., Udert, K. M. 2015. Modeling the low pH limit of *Nitrosomonas europaea* in high-strength nitrogen wastewaters. *Water Research*. 83. 161 – 170.

Gerardi, M. H. 2002. Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process. John Wiley and Sons, Inc. Canada. p. 187. ISBN: 0471065080

Grady, C. P., Daigger, J. G., Love, N. G., Filipe, C. D. M. 2011. Biologiccal Wastewater Treatment. 3rd ed. CRC Press. USA. p. 1022. ISBN: 9780849396793.

Groda, B., Vítěz, T., Machala, M., Foller, J., Surýnek, D., Musil, J. Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově [online]. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. Brno. 2007. [2015-11-25]. <Dostupné z http://eagri.cz/public/web/file/26962/cistení_odpadnich_vod.pdf.>

Haygarth, P., Jarvis, S. 2002. Agriculture, Hydrology and Water Quality. CABI Publishing. UK. p. 514. ISBN: 9780851995458

Henze, M., Comeau, Y. 2008. Wastewater characterization. In: Henze, M., Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., Brdjanovic, D. Biological Wastewater Treatment: Principles Modeling and Design. IWA Publishing. London. p. 33 - 52. ISBN: 9781843391883

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

Chen, H., Wang, D., Li, X., Yang, Q., Luo, K., Zeng, G., Tang, M. 2014. Effects of Cd (II) on wastewater biological nitrogen and phosphorus removal. Chemosphere. 117. 27 – 32.

Cheremisinoff, N. P. 1996. Biotechnology for waste and wastewater treatment. Noyes Publications. New Jersey. p. 225. ISBN: 0815514093

Chudoba, J., Dohányos, M., Wanner, J. 1991. Biologické čištění odpadních vod. SNTL-Nakladatelství technické literatury. Praha. 468 s.

Kitanović, R. N., Šušteršič, V. M. Wastewater treatment. *Vojnotehnicki Glasnik* [online]. 2013. 61 (3). 122-140 [cit. 2015-10-21]. Dostupné z <<http://content.ebscohost.com.ezproxy.techlib.cz/ContentServer.asp?T=P&P=AN&K=9156>>.

Kodíček, M. Koloběh síry. *Biochemické pojmy: výkladový slovník* [online]. Praha. VŠCHT. 2007 [cit. 2016-02-11]. Dostupné z www: <http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-002/ebook.html?p=kolobeh_siry>.

Kotlar, E., Tartakovsky, B., Argaman, Y., Sheintuch, M. 1996. The nature of interaction between immobilized nitrification and denitrification bacteria. *Journal of Biotechnology*. 51 (3). 252-258.

Lee, S. I., Weon, S. Y., Lee, C. W., Koopman, B. 2003. Removal of nitrogen and phosphate from wastewater by addition of bittern. *Chemosphere* 51. 265 – 271.

Lee, S., Moon, T., Park, S., Choi, M., Kim, CH. 2013. Evaluation of industrial organic waste as an alternative external carbon source for denitrification in the biological nutrient removal proces. *Korean Journal of Chemical Engineering*. 30 (10). 1911 – 1917.

Lens, P. N. L., Visser, A., Janssen, A. J. H., Pol, L. W. H., Lettinga, G. 1998. Biotechnological treatment of sulfate- rich wastewaters. *Critical reviews in environmental science and technology*. 28 (1). 41 – 88.

Madoni, P., Davoli, D., Gibin, G. 2000. Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming activated-sludge plants in Italy. *Water Research*. 34 (6). 1767 – 1772.

Mielcark, A., Rodziewicz, J., Janczukowicz, W., Thornton, A. 2015. The feasibility of citric acid as external carbon source for biological phosphorus removal in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR). *Biochemical Engineering Journal*. 93. 102 – 107.

Minnis, P. 2009. *Sources of Nutrients in Wastewater*. Pace University.

More, T. T., Yan, S., Tyagi, R. D., Surampalli, R. Y. 2010. Potential use of filamentous fungi for wastewater sludge treatment. *Bioresource Technology*. 101 (20). 7691 - 7700.

Nguyen, T. A., Juang, R. S. 2013. Treatment of Treatment of waters and wastewaters containing sulfur dyes: A review. *Chemical Engineering Journal*. 219. 109 – 117.

Parades, D., Kusch, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Müller, R. A., Köser, H. 2007. New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. *Engineering in Life Sciences*. 7 (1). 13 – 25.

Pitter, P. 2009. *Hydrochemie. VŠCHT. Praha*. 4. vydání. 568 s. ISBN:9788070807019

Sørensen, B. H., Jørgensen, S. E. 1993. Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater. *Studies in Environmental Science*. Elsevier Science Publishers. The Netherlands. p. 457. ISBN: 9780444891525

Sojka, Jan. 2013. *Čistírny odpadních vod pro rodinné domy*. Grada Publishing, a.s. Praha. 96 s. ISBN: 9788024785028

Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J. G., Jetten, M. S. M., Strous, M. 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*. 27. 481 – 492.

Sophonsiri, CH., Morgenroth, E. 2004. Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere* 55. 691 – 703.

Srinandan C. S., et al. 2012. Carbon sources influence the nitrate removal activity, community structure and biofilm architecture. *Bioresource Technology* 117, pp. 292–299.

Srinivas, T. 2008. *Environmental Biotechnology*. New Age International. p. 130. ISBN: 9788122425444

Švehla P., Tlustoš, P., Balík, J. 2007. Odpadní vody. ČZU. Praha. 107 s.

Švehla, P., Jeníček, P., Habart, J., Hanč, A., Balík, J. 2010. Testování vlivu vybraných faktorů na průběh nitrifikace kalové vody. Chemické listy. 104. 343 – 348.

Thomaidi, V. S., Stasinakis, A. S., Borova, V. L., Thomaidis, N. S. 2015. Is there a risk for the aquatic environment due to the existence of emerging organic contaminants in treated domestic wastewater? Greece as a case-study. Journal of Hazardous Materials. 283 (11). 740 – 747.

Valsami-Jones, E. 2004. Phosphorous in Environmental Technologies: Principles and Applications. IWA Publishing. UK. p. 656. ISBN:1843390019.

Winkler, M. Optimální poměry nutrientů při čištění odpadních vod [online]. 2013. Aplikační zpráva. [cit. 2015-10-22]. Dostupné z <<http://cz.hach.com/>>.

Zábranská, J. 2002. Sirné sloučeniny ve vodohospodářské praxi a v ochraně prostředí. SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací. 11 (9). 4 – 7.

Zheng, X., Sun, P., Han, J., Song, Y., Hu, Z., Fa, H., Lv, S. Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) – A mini-review. 2014. Process Biochemistry. 49. 2207 – 2213.

Legislativní dokumenty

Česko. Vláda. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. ze dne 28. února 2003 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů. In: Sbírka zákonů České republiky. 2003. částka 24. s. 898 - 952. Dostupné z <http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/A9176464A5CC8D28C1257D9600473FD0/%24file/NV%2061_2003.pdf>

Česko. Vláda. Zákon č. 254/2001 Sb. ze dne 28. června 2001 o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). In: Sbírka zákonů České republiky. 2001. částka 98. s. 5614 - 5692. Dostupné z <<http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/20F9C15060CAD3AEC1256AE30038D05C/%24file/z%C3%A1kon%20%C4%8D.%20254-2001%20Sb.pdf>>

Česko. Vláda. Zákon č. 274/2001 Sb. ze dne 10. července 2001 o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích). In: Sbírka zákonů České republiky. 2001. částka 104. s. 6465 – 6482. Dostupné z <http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/SearchResult.aspx?q=274/2001&typeLaw=zakon&what=Cislo_zakona_smlouvy>

9 Samostatné přílohy

9.1. Příloha č. 1.

Příloha č. 1 k předpisu č. 61/2003 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech v aktuálním znění.

Tabulka č. 1: Emisní standardy ukazatelů přípustného znečištění splaškových odpadních vod

Kategorie ČOV (EO)	CHSK _{Cr}		BSK ₅		NL		N-NH ₄ ⁺		N _{celk} ^{2),8)}		P _{celk.}	
	p ³⁾	m ⁴⁾	p ³⁾	m ⁴⁾	p ³⁾	m ⁴⁾	průměr ⁵⁾	m ^{4),6)}	průměr ⁵⁾	m ^{4),6)}	průměr ⁵⁾	m ⁴⁾
< 500 ¹¹⁾	150	220	40	80	50	80	-	-	-	-	-	-
500- 2000	125	180	30	60	40	70	20	40	-	-	-	-
2001- 10 000	120	170	25	50	30	60	15	30	-	-	3	8
10001- 100 000	90	130	20	40	25	50	-	-	15	30	2	6
>100 000	75	125	15	30	20	40	-	-	10	20	1	3

2) Celkový dusík je ukazatel, který zahrnuje všechny formy dusíku.

3) Uváděné přípustné koncentrace „p“ nejsou aritmetické průměry za kalendářní rok a mohou být překročeny v povolené míře

4) Uváděné maximální koncentrace „m“ jsou nepřekročitelné.

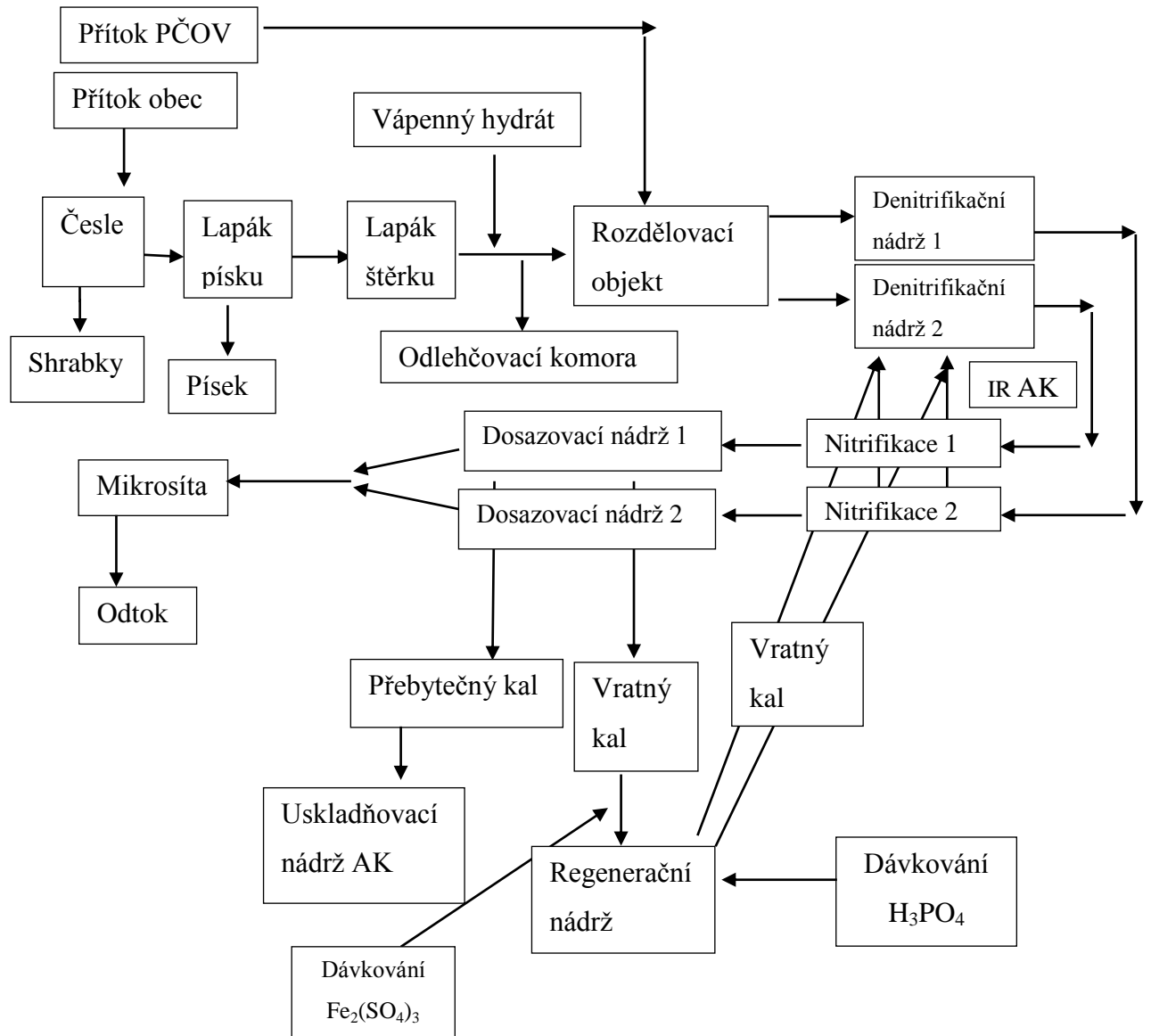
5) Uváděné hodnoty jsou aritmetické průměry koncentrací za kalendářní rok a nesmí být překročeny.

6) Hodnota platí pro období, ve kterém je teplota odpadní vody na odtoku z biologického stupně vyšší než 12°C.

8) Požadavky na dusík je možno kontrolovat pomocí denních průměrů. Je-li stejná úroveň ochrany vod, denní průměr nesmí přesáhnout 20 mg/l celkového dusíku, jestliže je teplota na odtoku biologického stupně čistírny odpadních vod je vyšší nebo rovná 12°C. Je-li teplota nižší než 12 °C stanoví hodnoty vodoprávní úřad.

9.2. Příloha č. 2

Obrázek č. 1: Technologické schéma obecní čistírny odpadních vod Choustník



9.3. Příloha č. 3.

Tabulky přítoků na ČOV Veselí nad Lužnicí z města, Efka, Madety

A) Přítok- Město

Tabulka č. 1.: Průměrné a bilanční hodnoty na přítoku u ČOV Veselí nad Lužnicí- Město v roce 2014.

Přítok na ČOV 2014 Město												
Přitékající znečištění na ČOV (EO)		9099		Celkový průtok (m ³ /rok)		523428						
	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	24	14	14	24	24	0	12	24	0	0	0	0
Průměr (mg/l)	6,8	731,6	380,7	257,1	26,6	-	53,3	9,3	-	-	-	-
Bilance (t/rok)		383,0	199,3	134,6	13,9	-	27,9	4,9	-	-	-	-

B) Přítok- Efko

Tabulka č. 2.: Průměrné a bilanční hodnoty na přítoku u ČOV Veselí nad Lužnicí- Efko v roce 2014.

Přítok na ČOV 2014 Efko												
Přitékající znečištění na ČOV (EO)		2522		Celkový průtok (m ³ /rok)		43852						
	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	24	22	22	24	12	0	12	12	0	0	0	0
Průměr (mg/l)	4,5	2101,0	1259,5	422,9	5,7	-	38,8	8,1	-	-	-	-
Bilance (t/rok)		92,1	55,2	18,5	0,2	-	1,7	0,4	-	-	-	-

C) Přítok- Madeta

Tabulka č. 3.: Průměrné a bilanční hodnoty na přítoku ČOV Veselí nad Lužnicí- Madeta v roce 2014

Přítok na ČOV 2014 Madeta												
Přitékající znečištění na ČOV (EO)		4149		Celkový průtok (m ³ /rok)		50035						
	pH	CHSK _{Cr}	BSK ₅	NL	N-amon	N _{anorg}	N _C	P _C	RAS	AOX	Cd	Hg
Počet vzorků	24	22	22	24	12	0	12	12	0	0	0	0
Průměr (mg/l)	9,3	2975,9	1815,9	586,4	3,6	-	88,5	29,8	-	-	-	-
Bilance (t/rok)		148,9	90,9	29,3	0,2	-	4,4	1,5	-	-	-	-

9.4. Příloha č. 4

Testování denitrifikačního substrátu KEM DN7 pro aktivovaný kal z městské ČOV nezávislou akreditovanou laboratoří AQUA-CONTACT Praha v.o.s., vodohospodářská laboratoř akreditovaná ASLAB

Metodika denitrifikačního testu v anoxickém prostředí

Základním výsledkem denitrifikačních testů je všeobecně údaj o rychlosti denitrifikace, tj. rychlost redukce dusičnanového dusíku na dusík plyný prostřednictvím biochemického děje.

Vzorek **KEM DN7** vykazuje vysokou koncentrační hodnotu CHSK. Oproti jiným komerčním substrátům je tato hodnota sice nižší, ale již se blíží koncentraci 1 mil. mg/l-1 CHSK, což nároky na přepravu a skladování činí přiměřenými. Poměr BSK₅/CHSK je 0,65.

Denitrifikační test byl proveden s kalem bez adaptace. Naměřené křivky poklesu N_{NO3} v čase ukazují (Obrázek č. 2), že plynule docházelo ke snižování koncentrace dusičnanového dusíku v prostředí až do bodu zlomu (exogenní denitrifikace), za kterým již nastala fáze denitrifikace endogenní.

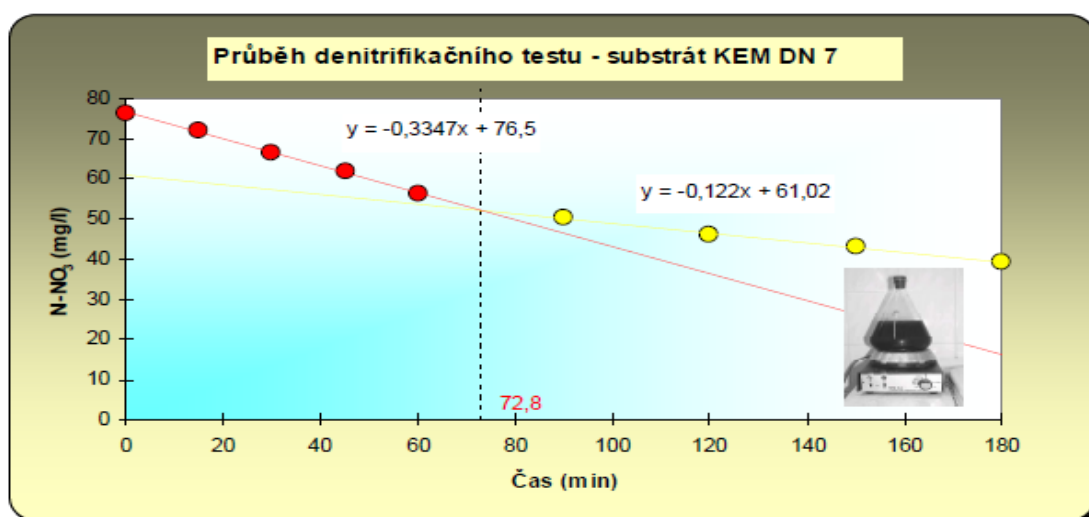
U substrátu KEM DN7 probíhala denitrifikace vyšší rychlostí i v druhé fázi testu po bodu zlomu. Pro denitrifikaci při vyšší rychlosti 1. fáze je využitelných cca 40 % organického

znečištění. Denitrifikace však probíhala i nadále a do konce testu v čase 180 min. bylo odstraněno cca 95 % znečištění. Využitelnost substrátu pro biologickou denitrifikaci je v tomto případě vhodná, avšak nižší denitrifikační rychlosti podílu cca 60 % organického znečištění budou vyžadovat delší doby kontaktu v denitrifikačních zónách. Lze očekávat, že adaptací kalu na daný typ substrátu může denitrifikační rychlost vzrůst až o 50 % oproti rychlosti naměřené s neadaptovaným kalu. Na základě provedených testů se pro biologickou denitrifikaci jeví KEM DN7 jako vhodný substrát.

Obrázek č. 2: Průběh denitrifikačního testu se substrátem

Závěr

1. Provedené denitrifikační testy ukazují, že je pro účely biologické denitrifikace



vhodný substrát KEM DN7.

2. U substrátu KEM DN7 lze i bez adaptace předpokládat vysokou využitelnost substrátu pro biologickou denitrifikaci. Vzhledem ke skutečnosti, že druhá fáze denitrifikační rychlosti je pomalejší, je nutno kalkulovat s delšími dobami kontaktu v anoxických denitrifikačních reaktorech. Nicméně dlouhodobější aplikací lze předpokládat adaptaci kalu na tento typ substrátu a zvýšení denitrifikačních rychlostí.

3. Vliv substrátu na případné složení biocenózy aktivovaného kalu v biologickém procesu testován nebyl a z jednorázového testu nelze tuto informaci získat. Za tímto účelem vždy doporučujeme realizovat provozní zkoušku na období zahrnující časovou periodu minimálně 3× stáří kalu.

10 Seznam samostatných příloh

Příloha č. 1.:

Příloha č. 1 k předpisu č. 61/2003 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech v aktuálním znění. Emisní standardy ukazatelů přípustného znečištění městských odpadních vod.

Příloha č. 2:

Obrázek č. 1: Technologické schéma obecní čistírny odpadních vod Choustník

Příloha č. 3:

Tabulky přítoků na ČOV Veselí nad Lužnicí z města, Efka, Madety

Příloha č. 4:

Testování denitrifikačního substrátu KEM DN7 pro aktivovaný kal z městské ČOV nezávislou akreditovanou laboratoří AQUA-CONTACT Praha v.o.s., vodohospodářská laboratoř akreditovaná ASLAB