

Univerzita Palackého v Olomouci  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



# **Hodnocení účinnosti denitrifikace v čistírně odpadních vod**

**Markéta Žaludková**

Bakalářská práce  
předložená  
na Katedře ekologie a životního prostředí  
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci  
jako součást požadavků  
na získání titulu Bc. v oboru  
Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: RNDr. Petr Hekera, Ph.D.

Olomouc 2014



Žaludková M. (2014): Hodnocení účinnosti denitrifikace v čistírně odpadních vod. Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc, 40 s., v češtině.

## **Abstrakt**

Denitrifikace je proces, jenž napomáhá odstranit sloučeniny dusíku z odpadních vod. Cílem této práce bylo zhodnotit účinnost denitrifikačních procesů v závislosti na několika faktorech. Mezi tyto faktory byla zařazena teplota, chemická spotřeba kyslíku, velikost průtoku, pH a stáří kalu. Výzkum probíhal v komunální čistírně odpadních vod města Olomouc. Bylo prokázáno, že účinnost denitrifikačních procesů klesá se stoupajícím průtokem. Se zvětšujícím se CHSK a vyšší teplotou naopak účinnost denitrifikace stoupá. Při hodnocení vlivu stáří kalu na účinnost denitrifikace byla naměřena největší účinnost v rozmezí od 22. do 50. dne starého kalu a při pH vyšším než 6,2. Účinnost denitrifikace se pohybovala okolo 80 % a největší byla naměřena v letních a zimních měsících. Zároveň jsem porovnávala dvě různé metody na stanovení dusičnanů v odpadních vodách s hodnotami na online sondě. Jako nevhodná metoda pro odpadní vody se ukázala použitá spektrofotometrická metoda. Výzkum prokázal, že olomoucká čistírna splňuje limity (40 mg/l) s velkou rezervou (do 11 mg/l) a čistírenské procesy na mechanickém i biologickém stupni jsou na vysoké úrovni.

**Klíčová slova:** denitrifikační proces, čistírna odpadních vod, účinnost čistírny odpadních vod, komunální odpadní vody

Žaludková M. (2014): Evaluating the effectiveness of denitrification in the wastewater treatment plant. Bachelor's thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, 40 pp., in Czech.

## **Abstract**

Denitrification is process, that helps to remove compounds of nitrogen from waste water. The aim of this thesis was to evaluate the effectiveness of denitrification processes depending on several factors. Between factors was implemented temperature, chemical oxygen demand, size of flow, pH and age of sludges. The research was conducted in the communal wastewater treatment plant of Olomouc. It was found that the efficiency of denitrification processes decreases with increasing flow rate. With increasing COD and conversely higher temperatures increases the efficiency of denitrification. During the evaluation of the influence of sludge age on denitrification efficiency was measured at the greatest efficiency in the range from 22–50 day with pH higher than 6,2. The efficiency of denitrification was around 80 % and the highest was recorded in the summer and winter months. I also compared two different methods for the determination of nitrate in wastewater with the values of the online probe. It was shown that the spectrophotometric method is unsuitable for waste water. Research has shown that wastewater treatment plant in Olomouc comply with the limits (40 mg/l) with a large margin (up to 11 mg/l) and mechanical and biological waste treatment processes are at a high level.

**Key words:** denitrification proces, wastewater treatment, efficiency of wastewater treatment plants, communal wastewater

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Petra Hekery, Ph.D. s použitím citované literatury.

V Olomouci 25. dubna 2014

Podpis:

## Obsah

Obsah.....	vi
Seznam tabulek .....	vii
Seznam obrázků .....	viii
Seznam příloh.....	x
Seznam zkratk .....	xi
1 ÚVOD .....	13
1.1 Sloučeniny dusíku ve vodě .....	13
1.2 Nitrifikace.....	14
1.3 Denitrifikace .....	15
1.4 Historie čištění odpadních vod .....	16
2 CÍLE PRÁCE .....	17
3 METODY A MATERIÁLY .....	18
3.1 Princip chodu čistírny.....	18
3.1.1 Mechanický stupeň.....	18
3.1.2 Biologický stupeň.....	22
3.1.3 Biocenóza aktivovaného kalu .....	24
3.2 Popis lokality .....	25
3.3 Postup odběru a laboratorní analýzy vzorků .....	27
3.4 Analýza dat.....	30
4 VÝSLEDKY .....	31
4.1 Účinnost denitrifikace v závislosti na průtoku. ....	31
4.2 Účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu.....	35
4.3 Účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK.....	37
4.4 Účinnost denitrifikace měnící se během jednotlivých měsíců a let .....	39
4.5 Srovnání metod pro stanovení dusičnanů.....	41
5 DISKUZE.....	43
5.1 Vliv jednotlivých faktorů na účinnost denitrifikace.....	43
5.2 Srovnání metod.....	44
5.3 Další možná řešení .....	45
6 ZÁVĚR .....	47
7 LITERATURA .....	48
8 PŘÍLOHY .....	53

## Seznam tabulek

<b>Tabulka 1:</b> Hodnoty účinnosti denitrifikace a průtoku za rok 2010.....	31
<b>Tabulka 2:</b> Hodnoty účinnosti denitrifikace a průtoku za rok 2011.....	32
<b>Tabulka 3:</b> Hodnoty účinnosti denitrifikace a průtoku za rok 2012.....	33
<b>Tabulka 4:</b> Hodnoty obsahu dusičnanového dusíku analyzovaného kapilární elektroforézou, online sondou a spektrofotometrem.....	42
<b>Tabulka 5:</b> Bilance celkového dusíku za rok 2010 a měsíční průměry ostatních parametrů.....	53
<b>Tabulka 6:</b> Bilance celkového dusíku za rok 2011 a měsíční průměry ostatních parametrů.....	53
<b>Tabulka 7:</b> Bilance celkového dusíku za rok 2012 a měsíční průměry ostatních parametrů.....	54

## Seznam obrázků

<b>Obrázek 1:</b> Lapák šterku, boční průřez .....	18
<b>Obrázek 2:</b> Hrubé česle, 3D pohled .....	19
<b>Obrázek 3:</b> Jemné česle, bokorys .....	20
<b>Obrázek 4:</b> Lapák písku, bokorys .....	20
<b>Obrázek 5:</b> Pračka písku, bokorys .....	21
<b>Obrázek 6:</b> Lapák tuku, půdorys .....	21
<b>Obrázek 7:</b> Schéma proudění vody v aktivaci .....	23
<b>Obrázek 8:</b> Dosazovací nádrž, půdorys .....	24
<b>Obrázek 9:</b> Přibližná mapka umístění čistírny, pohled z ptačí perspektivy .....	26
<b>Obrázek 10:</b> Zakreslení odběru vzorků ve schématu čistírny .....	27
<b>Obrázek 11:</b> Schéma principu kapilární elektroforézy .....	29
<b>Obrázek 12:</b> Model regresní přímky znázorňující účinnost denitrifikace v závislosti na velikosti průtoku v roce 2010 .....	33
<b>Obrázek 13:</b> Model regresní přímky znázorňující účinnost denitrifikace v závislosti na velikosti průtoku v roce 2011 .....	34
<b>Obrázek 14:</b> Model regresní přímky znázorňující účinnost denitrifikace v závislosti na velikosti průtoku v roce 2012 .....	34
<b>Obrázek 15:</b> Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu v roce 2010 .....	35
<b>Obrázek 16:</b> Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu v roce 2011 .....	36
<b>Obrázek 17:</b> Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu v roce 2012 .....	36
<b>Obrázek 18:</b> Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK v roce 2010 .....	37
<b>Obrázek 19:</b> Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK v roce 2011 .....	38
<b>Obrázek 20:</b> Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK v roce 2012 .....	38
<b>Obrázek 21:</b> Graf znázorňující hodnoty účinnost denitrifikačních procesů 2010 .....	39
<b>Obrázek 22:</b> Graf znázorňující hodnoty účinnost denitrifikačních procesů 2011 .....	40
<b>Obrázek 23:</b> Graf znázorňující hodnoty účinnost denitrifikačních procesů 2012 .....	41



<b>Obrázek 24:</b> Tardigrada (želvuška) v aktivovaném kalu .....	55
<b>Obrázek 25:</b> Opercularia coarctata (pohárenka jarní) ve vločkách aktivovaného kalu ..	55
<b>Obrázek 26:</b> Celkový pohled na aktivační nádrže .....	55
<b>Obrázek 27:</b> Přítok mechanicky předčištěné vody na proces aktivace.....	56
<b>Obrázek 28:</b> Nitrifikační nádrž, kde právě probíhá areace .....	56
<b>Obrázek 29:</b> Dávkování síranu železitého a metanolu do denitrifikační nádrže .....	56
<b>Obrázek 30:</b> Zásobníky na metanol a síran železitý .....	57
<b>Obrázek 31:</b> Odběr vzorků vody z denitrifikační nádrže.....	57
<b>Obrázek 32:</b> Dekantace a filtrace vzorků.....	58
<b>Obrázek 33:</b> Laboratorní analýza vzorku (spektrofotometrie) .....	58
<b>Obrázek 34:</b> Spektrofotometr.....	58

## Seznam příloh

<b>Příloha 1:</b> Tabulky .....	53
<b>Příloha 2:</b> Fotodokumentace .....	55

## Seznam zkratek

ANOVA – analysis of variance

BSK – biochemická spotřeba kyslíku

BSK<sub>5</sub> – biochemická spotřeba kyslíku po pěti dnech

ČOV – čistírna odpadních vod

ČHMÚ – český hydrometeorologický ústav

DN – denitrifikace

DS – dosazovací nádrž

EO – ekvivalentní obyvatel

CHSK – chemická spotřeba kyslíku

KČOV – kořenová čistírna odpadních vod

KEŽP – katedra ekologie a životního prostředí

MRK – model lineární regrese a korelace

N – nitrifikace

NOX – oxidy dusíku

OV – odpadní voda

P – postdenitrifikační nádrž

PA – postaerační nádrž

PVC – polyvinylchlorid

R – regenerační nádrž

UV – ultrafialové

## **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat svému vedoucímu práce RNDr. Petru Hekerovi za rady, konzultace při psaní mé bakalářské práce a pomoc při laboratorních analýzách. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Martě Urbánkové za ochotu, konzultace při zpracování dat a pomoc při odběrech vzorků. Také bych chtěla velmi poděkovat společnosti VEOLIA (vodárenská společnost) za poskytnutí potřebných dat důležitých při mé práci. A v neposlední řadě samozřejmě své rodině a přátelům za jejich morální podporu

# 1 ÚVOD

Vypouštění odpadních vod do recipientu řek je v ČR řízeno zákonem o vodách č. 254/2001 Sb. a zákonem o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu č. 274/2001 Sb. Tyto zákony určují mezní limity látek, které mohou být do řek vypouštěny. Aby nedocházelo k vypouštění odpadních vod přímo do řek, byly vybudovány čistírny odpadních vod. Jsou to zařízení, kde dochází k vyčištění odpadních vod od hrubých nečistot a odstranění anorganických a organických nežádoucích látek. Může se jednat at' už o odpadní vody z průmyslu, ze zemědělství, nebo o vody komunální splaškové. Tyto odpadní vody jsou různorodého složení a neexistuje univerzální proces, kterým by šly tyto látky z vod odstranit. Proto je čistírenská technologie založena na několika principiálně různých procesech jdoucích za sebou (Bindzar et al. 2009). Problémem však zůstává, že i přes vyspělou technologii, účinnost čistíren není nikdy stoprocentní. Potíže mohou způsobovat například antibiotika, nebo estrogény z antikoncepce, které se při čistících procesech odstraní jen částečně (Henrik et al. 2003). Účinnost těchto procesů se během roku mění v závislosti na nejrůznějších faktorech. Může to být teplota, srážky, množství odpadních vod nebo například některé havárie průmyslových podniků. Proto je velmi důležité neustále kontrolovat, hodnotit a zdokonalovat čistírenské procesy, aby účinnost odstranění znečišťujících látek dosahovala co nejvyšších hodnot.

## 1.1 Sloučeniny dusíku ve vodě

Dusík se ve vodě vyskytuje v různých formách organických i anorganických sloučenin. Jsou to převážně dusičnany  $\text{NO}_3^-$ , dusitany  $\text{NO}_2$ , amoniakální dusík v podobě  $\text{NH}_3$  nebo  $\text{NH}_4^+$  a sloučeniny obsahující organicky vázaný volný dusík, jako jsou bílkoviny, močovina, nebo nukleové kyseliny (Horáková et al. 2007).

Tyto sloučeniny se do vod dostávají ze statkových hnojiv vlivem smyvu z půdy a průsaku, rozkladem organické hmoty v půdě, činností mikroorganismů, z domácností, průmyslových odpadních vod a v neposlední řadě také ze spalování fosilních paliv. Emise těchto fosilních paliv se v ovzduší vyskytují ve formě oxidu dusíku (NOX). Oxidy dusíku reagují s atmosférickými plyny a spolu s dešťovou vodou se vrací zpět na zemský povrch v podobě dusičnanů. Obsah dusičnanů ve vodách se zpravidla uvádí jako hmotnostní koncentrace  $\text{NO}_3^-$  nebo  $\text{N}-(\text{NO}_3^-)$  v  $\text{mg/l}^{-1}$  (Ambrožová 2003).

Dusíkaté sloučeniny jsou ve vodách málo stabilní. Podléhají biochemickým

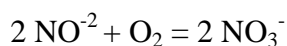
přeměnam v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu, hodnotě pH a také na činnosti bakterií a dalších mikroorganismů (Pitter 1999). Jedním z cílů čištění odpadních vod je tyto sloučeniny alespoň zčásti odstranit a zabránit tak nežádoucím procesům, mezi které patří například nejznámější eutrofizace vod. Jde o proces, kdy se vlivem nadměrného obsahu biogenních látek, převážně tedy dusíku a fosforu rozvíjí velké množství řas a sinic (Lellák & Kubíček 1991). Tento fytoplankton způsobuje zhoršování hydrochemického a kyslíkového režimu ve vodních nádržích. Může také způsobovat zápach, nebo nadměrný zákal vody. Některé sinice mohou dokonce produkovat toxiny a alergeny. Vlivem všech těchto faktorů pak může dojít k následnému úhynu živočichů (Ambrožová 2003). Množství dusíkatých sloučenin ve vodách je důležité i při úpravě pitné vody, která musí splňovat limity na obsah dusičnanů [50 mg/l] (vyhláška č. 252/2004 Sb.).

## 1.2 Nitrifikace

Jedná se o proces, při němž probíhá biochemická oxidace amoniakálního dusíku na dusitany až dusičnany v aerobních podmínkách – za přístupu vzduchu (Pitter 1999). Na těchto přeměnách dusíku se podílí bakterie, převážně z rodu *Nitrosomonas* a *Nitrosobacter*. Nejprve dochází k oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany:



a následně k oxidaci dusitanů na dusičnany:

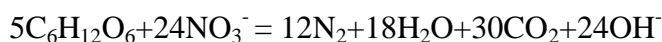


Rychlost nitrifikace je závislá především na teplotě a obsahu kyslíku. Nejrychleji probíhá v teplotním rozmezí od 20 do 30 °C, kde se spotřebuje přibližně 4,33 g kyslíku na 1 g amoniakálního dusíku (Pitter 1999).

Nitrifikace závisí i na obsahu organických látek. Ty jsou využívány bakteriemi jako zdroj energie a uhlíku pro tvorbu vlastní biomasy. Obsah těchto organických látek se zjišťuje metodou biochemické spotřeby kyslíku (BSK). Určuje se po 5 dnech (BSK5). Je definována jako hmotnostní koncentrace rozpuštěného kyslíku spotřebovaného při biochemické oxidaci organických látek. Vyjadřuje se v mg.l<sup>-1</sup>. BSK v podstatě určuje míru biologicky rozložitelných organických látek ve vodě (Horáková et al. 2007).

### 1.3 Denitrifikace

Denitrifikací se rozumí redukce dusičnanů a dusitanů na elementární dusík, který se uvolňuje do ovzduší (Uhlmann 1975). Denitrifikace probíhá v anoxickém prostředí, tedy bez přístupu kyslíku. Spolu s nitrifikací jsou tyto procesy součástí biologického stupně čištění odpadních vod. Denitrifikaci lze popsat dvěma rovnicemi (Pitter 1999):



Bylo prokázáno, že spolu s odstraňováním dusičnanů a dusitanů, dochází také k odstranění železitých iontů. Tento proces probíhá reoxidací dvojmocného železa na železo trojmocné a účinnost této oxidace je závislá na obsahu dusičnanů (Nielsen L. & Nielsen H. 1998).

Procesu denitrifikace se účastní bakterie, ať už striktně anaerobní nebo fakultativně anaerobní (tzn. do  $0,5 \text{ mg}^{-1}$  obsahu kyslíku). Tyto bakterie potřebují k přeměně dusičnanů organický substrát, kterým se živí (Lellák & Kubíček 1991). Díky tomu se denitrifikace používá zejména při čištění splaškových odpadních vod a vod ze zemědělské výroby, kde je množství těchto organických látek větší.

Účinnost denitrifikace je závislá na obsahu organických látek vyjádřených jako chemická spotřeba kyslíku (CHSK). Ta je definována jako hmotnostní koncentrace kyslíku a vypovídá o celkovém obsahu organických (oxidovatelných) látek ve vodě, tedy o organickém znečištění vody (Horáková et al. 2007). Čím méně kyslíku ve vodě je, tím je denitrifikační proces rychlejší, neboť denitrifikační bakterie pracují nejlépe v anaerobním prostředí. Denitrifikace nejrychleji probíhá v rozmezí pH od 6 do 9. Bylo prokázáno, že některé denitrifikační bakterie, jako například *Halomans*, mají největší účinnost při 10% salinitě (Yoshie et al. 2006). V neposlední řadě účinnost denitrifikace závisí na množství srážek v daném období, na teplotě a na velikosti průtoku (Baeza et al. 2003). Z toho vyplývá, že v létě při nižší bilanci srážek probíhá redukce dusičnanů rychleji, protože při vyšší teplotě jsou denitrifikační bakterie aktivnější. Naopak v roce, kdy republiku zasáhly povodně, byla účinnost menší, jelikož se do vody spolu s deštěm dostalo i více kyslíku. Dále bylo prokázáno, že účinnost denitrifikačních procesů je závislá na obsahu chloridů. Čím více chloridů v odpadní vodě je (například OV z koželužen), tím menší je účinnost denitrifikačních procesů (Orhon et al. 2000).

## **1.4 Historie čištění odpadních vod**

První kanalizační systémy na odvádění odpadních a fekálních vod jsou známy už přibližně z roku 2500 př.nl. z Mezopotámie. Primitivní hliněné potrubí tehdy vedlo od každého domu. Potrubí mělo prudký spád, aby voda mohla rychle odtékat do hlavních stok. Hlavní stoka byla odváděna buď přímo do velkých řek, nebo do sběrných jam či rybníků (Broncová 2002). V ČR se podzemní kanalizační sítě začaly rozvíjet až v 18. století. Čištění odpadních vod u nás začíná na konci 19. století. Výstavba první české čistírny byla započata roku 1901 v Praze Bubenči. Tato čistírna měla ale pouze mechanický stupeň. Vůbec první způsob čištění odpadních vod na mechanicko-biologickém principu byl použit v Manchesteru v roce 1913. V roce 1953 u nás vznikla Ústřední správa vodního hospodářství a začátkem 70. let se po celé ČR začali rozvíjet výstavby čistíren průmyslových a komunálních odpadních vod. Tyto čistírny ovšem nebyly přizpůsobené k takovému množství vody a nedokázaly odpadní vodu čistit v celém rozsahu. V ČR došlo k velkému rozšíření inovací čistíren koncem 20. století. V tu dobu bylo vydáno nařízení vlády č. 82/1999 Sb., kterým se stanovovali ukazatele a hodnoty přípustného stupně znečištění vod. Po roce 2007, kdy ČR vstoupila do EU, musela být splněna nová evropská legislativa a tak došlo k dalším rekonstrukcím a intenzifikaci čistíren. Dnes už existuje několik typů čistíren, které jsou přizpůsobeny na různé druhy a objemové průtoky odpadních vod. V současné době je u nás v provozu zhruba 1100 komunálních ČOV (Broncová 2002). Do řek se dnes dostává téměř vyčištěná voda s malým obsahem nežádoucích organických a anorganických látek.



## 2 CÍLE PRÁCE

1. Seznámit se s chodem čistírny odpadních vod, a to především s procesem odstranění dusíkatých sloučenin.
2. Vyhodnotit účinnost denitrifikačních procesů v letech 2010–2012 v závislosti na jednotlivých faktorech:
  - Obsah kyslíku v odpadní vodě
  - Roční období
  - Množství srážek během jednotlivých let
  - CHSK
  - Stáří kalu
  - Velikost průtoku
  - Teplota
  - pH

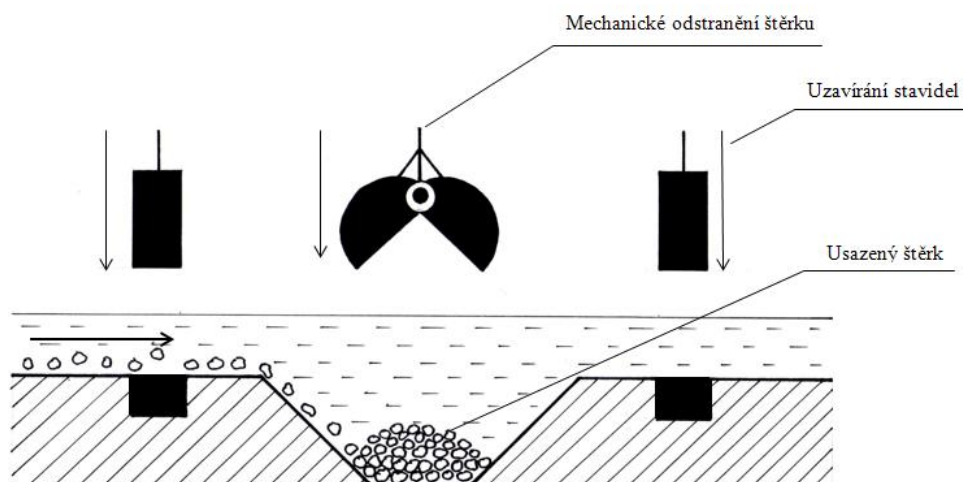
## 3 METODY A MATERIÁLY

### 3.1 Princip chodu čistírny

V ČOV prochází odpadní voda většinou třemi stupni čištění. Mechanickým (primárním) stupněm, kde se voda čistí od hrubých nečistot a různých splavenin. Biologický (sekundární) stupeň slouží k odstranění organických sloučenin, dusíkatých sloučenin a těžkých kovů. Posledním stupněm je terciární čištění. Zde dochází k dočištění vod od sloučenin fosforu, nerozpuštěných látek a případnému odstranění patogenů chlorací nebo UV zářením (Adámek et al. 2010). Někdy se terciární stupeň neuvádí a dočištění vod od nerozpustných látek bývá součástí biologického stupně.

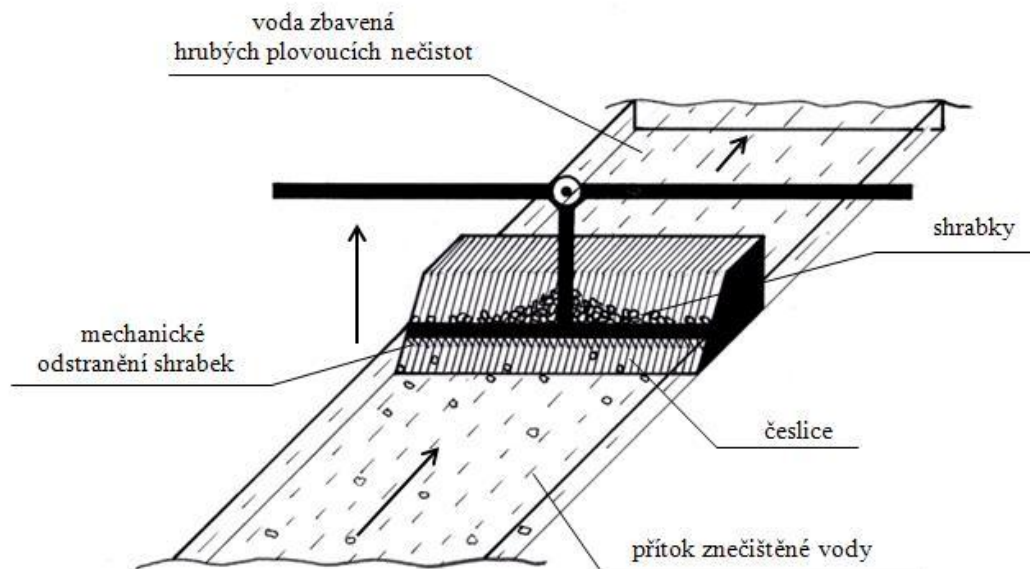
#### 3.1.1 Mechanický stupeň

Veškeré odpadní vody (splaškové, komunální, fekální, odpadní vody z průmyslu i voda srážková) jsou svedeny do přívodní stoky a následně do přívodního žlabu, který je již součástí mechanického stupně ČOV. Z přívodního žlabu voda proudí přes lapák štěrku a hrubé česle. Lapák štěrku je zařízení zachycující hrubé nečistoty, které mají větší hustotu než voda. Tyto nečistoty jsou unášeny po dně. Jedná se převážně o štěrk, úlomky cihel, dlažební kostky nebo kousky betonu, které by mohly poškodit strojní zařízení čistírny. Lapák štěrku je v podstatě koryto s prohloubeným dnem. Voda při zavření stavidel zpomalí tok a těžké částice se usadí na dně. Usazené částice jsou pak mechanicky odstraněny. Avšak toto zařízení se vyskytuje většinou jen ve velkých čistírnách s rozsáhlou stokovou sítí (Bindzar a kol 2009).



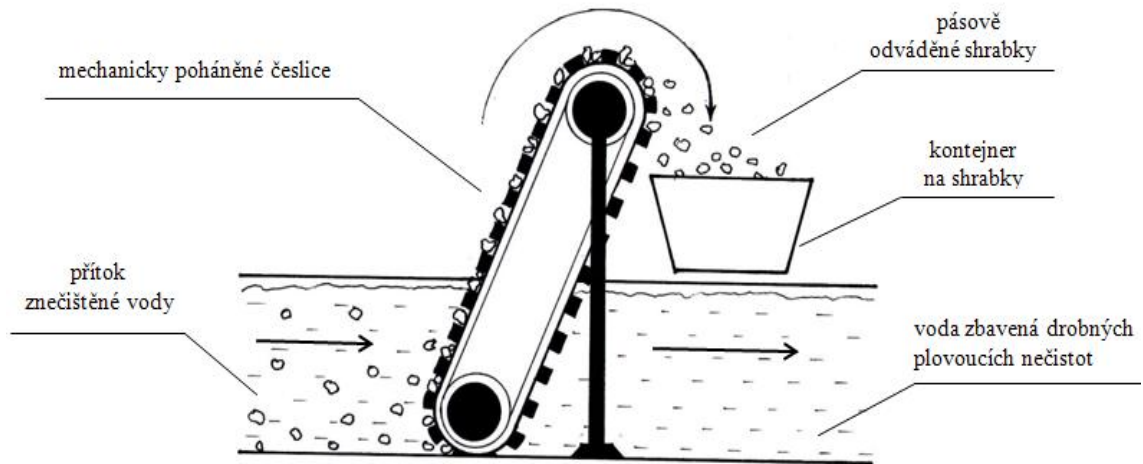
Obrázek 1: Lapák štěrku, bokorys

Voda vyčištěná od štěrků a ostatních splavenin proudí dál přes hrubé česle. Jde o železné pláty tzv. česlice, které mohou mít průliny (rozcely mezi česlicemi) v rozmezí od 40 do 200 mm. Česlice zachycují plovoucí nečistoty nebo nečistoty unášené pod hladinou. Jedná se například o spadlé listy, plastové láhve, plovoucí kusy dřeva apod. Tyto plaveniny, které se zachycují na hrubých česlích, nazýváme shrabky. Z česlic jsou shrabky mechanicky stírány. Je to stroj, který připomíná velké železné hrábě a shrabky zachycené na česlích vyzvedává nad hladinu k dalšímu zpracování (Bulíček et al. 1962). Likvidace těchto shrabek probíhá tak, že jsou nejdříve odvodněny pomocí lisů a odvezeny k následnému spálení, nebo uloženy na skládku (Hlavínek & Hlaváček 2000).



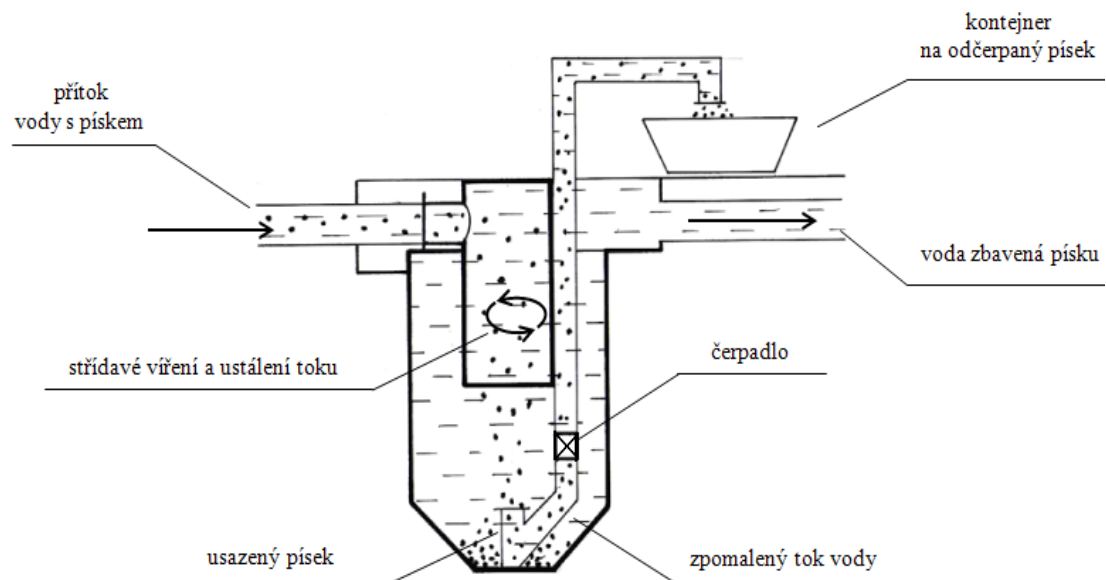
**Obrázek 2:** Hrubé česle, 3D pohled

Od hrubých česlí voda proudí dál přes jemné česle. Ty pracují na podobném principu jako předchozí, ovšem s jistými rozdíly. Česlice mají mezi sebou menší průliny (6 mm), jsou mechanicky poháněny a odvádí shrabky pásově. Tyto česle jsou částečně zanořené v betonovém korytu, kudy protéká voda (Hlavínek & Hlaváček 2000).

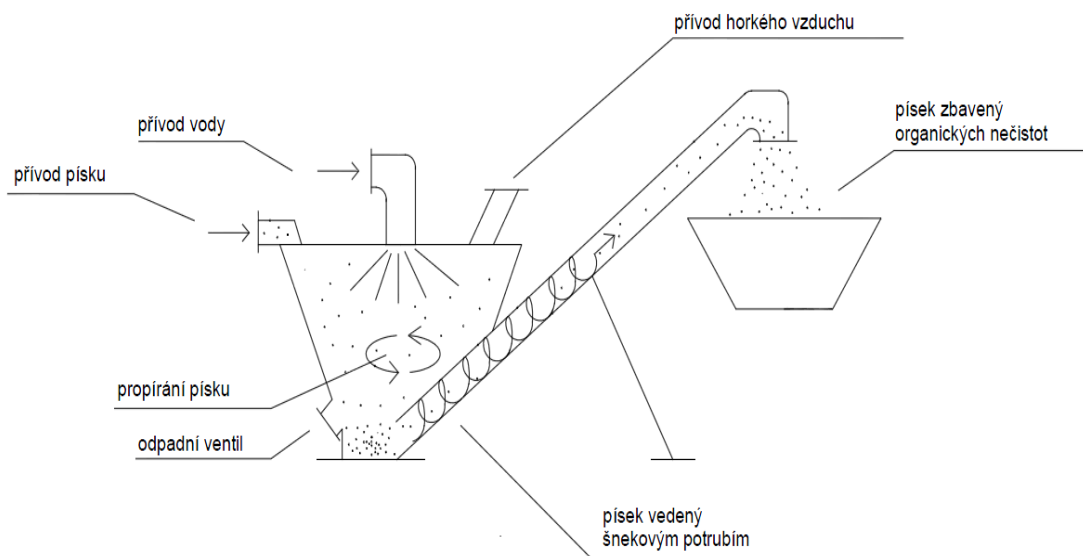


**Obrázek 3:** Jenné česle, bokorys

Po česlích následuje lapák písku, který pracuje na obdobném principu jako lapák štěrku. Nádrže na odstranění písku mají trychtýřovitý tvar a využívají rozdílné hustoty látek při zpomalení toku. Písek padá na dno trychtýřovité nádrže odkud je čerpadlem odváděn k dalšímu zpracování (pračka písku). Pračka písku je zařízení, kde dochází k intenzivnímu propírání a následné dehydrataci materiálu. Účelem tohoto zařízení je zbavit písek co největšího množství organických látek, aby mohl být využit pro další zpracování např. ve stavebnictví (ústní sdělení Urbánková M).

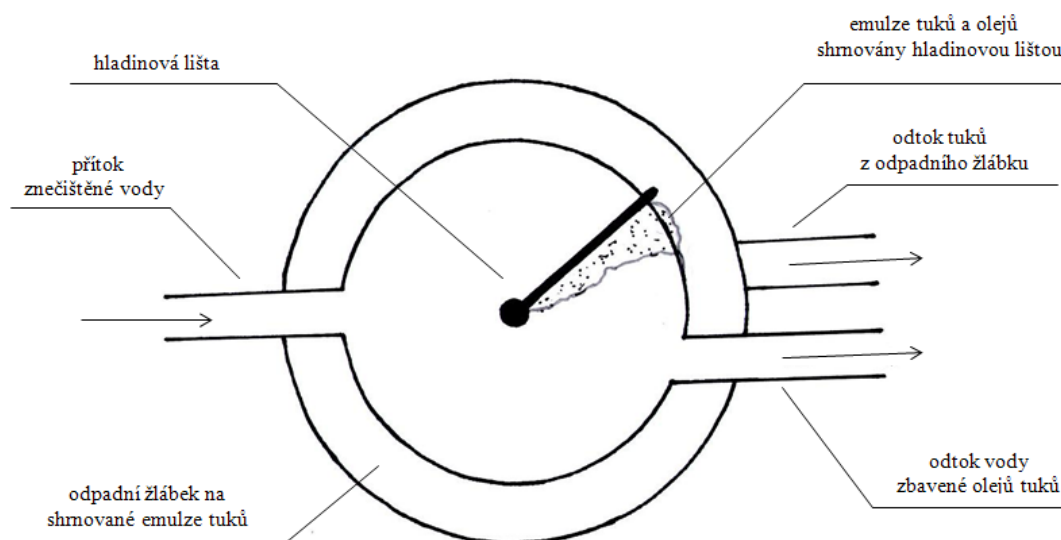


**Obrázek 4:** Lapák písku, bokorys



**Obrázek 5:** Pračka písku, bokorys

Při zpomalení průtoku v lapáku písku se na hladině zčásti usadí i tuky, které jsou z hladiny sbírány tzv. hladinovou lištou. Tuky jsou shrnovány do žlabu a odtud dále vedeny do kalového hospodářství (Ambrožová 2003). Lapák tuku bývá na některých čistírnách vybudován i jako samostatné mechanické zařízení, zejména tam, kde jsou odpadní vody zatíženy velkým množstvím odpadů z potravinářského průmyslu. Jedná se o nádrž kruhového tvaru, kde je tok vody zpomalen a zároveň dostatečně provzdušňován. Jelikož tuky a oleje mají menší hustotu než voda, tak tyto emulze plavou na hladině, odkud jsou sbírány mechanicky poháněnou lištou. Ta směřuje od středu nádrže až k okrajům. Voda zbavená písku a tuků je odváděna potrubím k dalšímu procesu čištění (homen.vsb.cz)[online].



**Obrázek 6:** Lapák tuku, půdorys

Posledním procesem spadajícím pod mechanické čištění odpadních vod, je zpracování surového kalu, tzv. kalové hospodářství. Po odstranění hrubých nečistot voda vtéká do dvou usazovacích nádrží. Díky pomalé sedimentaci a dlouhému zdržení vody se v těchto nádržích usadí i nejmenší suspendované částice. Po určité době (rozmezí dvou až tří měsíců) v usazovacích nádržích vzniká tzv. surový kal, který je odváděn do zahušťovacích nádrží. Zahuštěný kal dále putuje do vyhnívacích nádrží a následným vyhníváním kalu vzniká bioplyn. Bioplyn je složen převážně z metanu a oxidu uhličitého (Adámek et al. 2010). Skladuje se ve dvou uskladňovacích nádržích a později je využíván do kogeneračních jednotek. V těchto spalovacích zařízeních vzniká elektrická energie a teplo, které jsou zpětně spotřebovány na chod čistírny. Jedná se převážně o chod čerpadel a dmychadel a veškeré elektricky poháněné přístroje, jako jsou například mechanicky stírané česle (Výroční správa ČOV Olomouc 2011). Odvodněný kal lze posléze využít jako dodatkové hnojivo, které ovšem musí splňovat limity na obsahy těžkých kovů a polycyklických aromatických uhlovodíků (vyhláška č. 382/2001 Sb.).

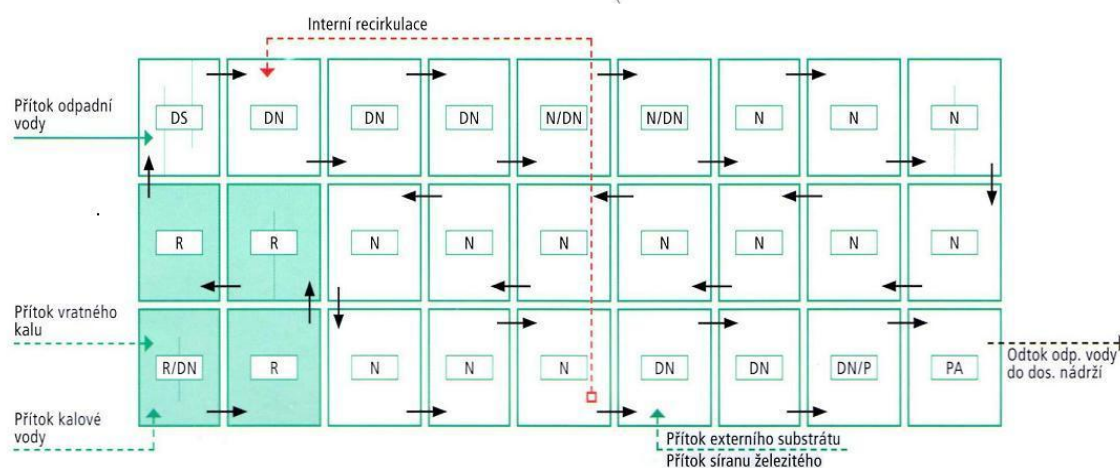
### 3.1.2 Biologický stupeň

Tento stupeň slouží k odstranění značného množství organických látek, sloučenin dusíku a fosforu. Odbourání těchto látek probíhá ve dvou zónách a to v anaerobních nádržích (denitrifikační sekce) a v nádržích se stálým přísunem kyslíku (nitrifikační sekce). Princip odstranění těchto nežádoucích organických sloučenin je označován jako proces aktivace. Aktivační systémy jsou založeny na růstu a aktivitě organismů ve směsné kultuře vody tzv. v aktivovaném kalu. Samotný čistící proces v aktivaci je výsledkem činností mikroorganismů, které buď přímo enzymaticky rozkládají nežádoucí organické látky nebo pohlcují drobné částice včetně bakterií (Adámek et al. 2010).

V olomoucké ČOV mechanicky předčištěná odpadní voda vtéká do dvou linek. Na první linku je vedena voda z kanalizací. Na linku č. 2 přitéká voda z kanalizací, odpadní voda navezená auty a splašky vznikající přímo na ČOV. Obě linky jsou složeny z 27 sekcí. První tři sekce jsou denitrifikační a jsou promíchávány dmýchadly. Do těchto denitrifikačních nádrží se ještě přivádí kalová voda z regeneračních nádrží.

Jedná se o čtyři sekce, do nichž vtéká část vratného aktivovaného kalu z dosazovacích nádrží a čerstvě naočkovaná kalová voda. Směs kalové vody a vratného kalu se v regeneračních nádržích zdrží zhruba 2–4 hodiny za intenzivního provzdušňování. Důvodem zdržení a provzdušnění této směsi je obnova adsorpční schopnosti kalu a zvýšení jeho akumulární kapacity (Hlavínek & Hlaváček 2000). Dojde tedy k přírůstku aktivovaného kalu a k úbytku rozložitelných organických látek (Adámek et al. 2010).

Na denitrifikační nádrže navazují další dvě sekce, které jsou podle potřeby využívány buď jako denitrifikační, nebo jako nitrifikační. Nitrifikačních sekcí je dvanáct a jsou opatřeny míchadly a také jemnobublinnou aerací, neboť nitrifikace nejlépe probíhá při dostatečném přísunu kyslíku. Z poslední nitrifikační nádrže je čerpadly odváděna část aktivační směsi zpět do první denitrifikační nádrže. Důvodem této recirkulace je vrátit zpět část organismů, které se již denitrifikačních procesů účastnily, a tak budou schopny rychleji se rozmnožovat a redukovat dusíkaté sloučeniny.



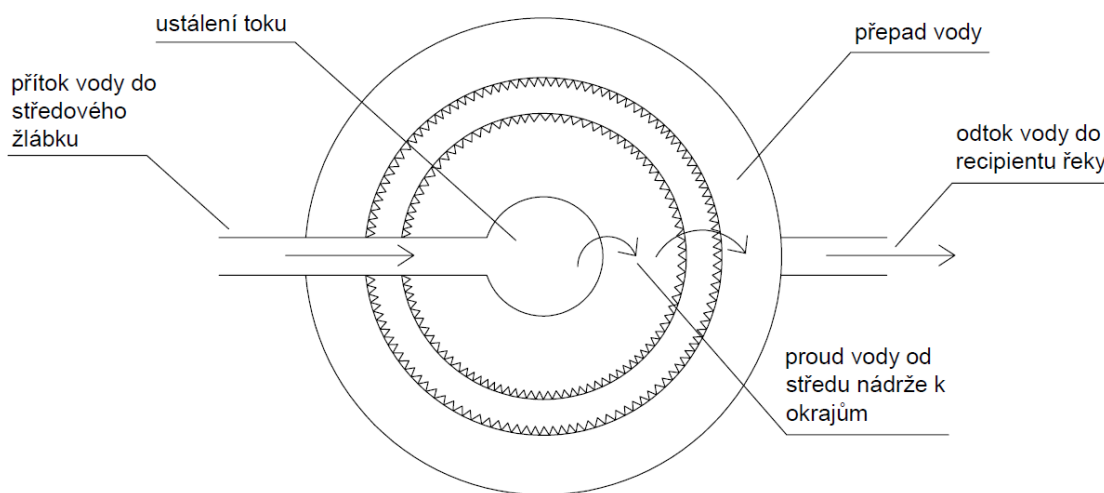
**Obrázek 7:** Schéma proudění vody v aktivaci

Pozn. 1.: DS = dosazovací nádrž, DN - denitrifikační nádrže, N - nitrifikační nádrže, R - regenerační nádrže, P - postdenitrifikační nádrž, PA - postaerační nádrž

Poslední sekce tvoří postdenitrifikační a postaerační nádrže, kde se dávkuje síran železitý spolu s organickým substrátem a metanolem. Síran železitý reaguje s fosforečnými ionty, které se vysráží na nerozpustný fosforečnan železitý, a ten se pak stává součástí aktivovaného kalu ( $\text{Fe}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{FePO}_4$ ). Vysrážený fosforečnan železitý je později odstraněn v dosazovacích nádržích. Metanol pomáhá snížit obsah

zbytkového dusíku. Dusičnany reagují s metanolem za vzniku oxidu uhličitého  $\text{CO}_2$ , vody  $\text{H}_2\text{O}$  a volného dusíku  $\text{N}_2$ , který se následně uvolní do ovzduší  $\text{NO}_3^- + \text{CH}_3\text{OH}^- \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{N}_2$  (Adámek et al. 2010). V olomoucké čistírně se metanol naposledy dávkoval v červnu 2011. Od té doby se metanol nedávkuje, protože je dost organického znečištění při vstupu na ČOV, a tak není nutné dodávat další zdroj organických látek (ústní sdělení Urbánková 2012).

V poslední postdenitrifikační nádrži je měřen obsah dusičnanů online sondou. Voda nádržemi proudí meandrovitě a je průběžně kontrolována její teplota, obsah kyslíku a obsah amoniaku. Z aktivačního stupně voda odtéká do dalších čtyř dosazovacích nádrží. V těchto nádržích dochází k odstranění přebytečného kalu, který putuje do zahušťovacích a vyhnívacích komor. Princip odstranění přebytečného kalu probíhá tak, že voda přitéká do středového žlábků dosazovacích nádrží. Ve středovém žlábků je zpomalen tok vody a dochází k usazování kalu. Voda částečně zbavená kalu je odčerpávána směrem k okrajům nádrže. Okraje nádrže jsou ozubené a zachytávají zbylý kal. Voda následně přepadá do odpadního žlabu, který odvádí vyčištěnou vodu do recipientu řeky.



Obrázek 8: Dosazovací nádrž, půdorys

### 3.1.3 Biocenóza aktivovaného kalu

Aktivovaný kal je v podstatě směs vody a mikroorganismů, které se účastní nitrifikačních a denitrifikačních procesů. Tato směs je tvořena volně rozptýlenými organismy a vločkami, což jsou shluky bakterií obklopené polymerickými látkami (Ambrožová 2003). Pojem aktivovaný kal se používá většinou jen v čistírenské



terminologii. Součástí této biocenózy jsou převážně bakterie, které se účastní rozkladu dusíkatých sloučenin. Nejprve se tyto sloučeniny rozkládají na amoniak ( $\text{NH}_3$ ) bakteriemi rodu *Proteus* a *Micrococcus*. Procesu nitrifikace se účastní bakterie rodu *Nitrosomonas*, *Nitrospira* a například *Nocardia*. Při tomto procesu vznikají dusitany a ty jsou nadále oxidovány na dusičnany bakteriemi rodu *Nitrobacter*, *Nitrococcus* a *Nitrospina*. Vzniklé dusičnany jsou rozkládány v anaerobním prostředí pomocí bakterií *Pseudomonas* a *Bacillus* (Ambrožová 2003).

V aktivovaném kalu vybrané čistírny jsou přítomny konkrétně tyto organismy. Z nitrifikantů to jsou: lezenka vícežebrá, *Aspodicca costta* (Dujardin, 1842); *Chilodonolle cucululus* (Ehrenberg, 1833); štěrbinovka džbánovitá, *Amphileptus claparedei* (Stein, 1867). Z přisedlých: vířenka konvalinková, *Vorticella convallaria* (Linnaeus, 1758); keřenka obecná, *Cerchesium polypinum* (Linnaeus, 1758); pohárenka jarní, *Opercularia coarctata* (Claparede & Lachmann, 1858). Mezi plovoucími se vyskytují: pancířík soudečkovitý, *Coleps hirtus* (Mueller, 1786); treпка zelená, *Paramecium bursaria* (Kudo, 1966) a další viřníci a hlístice. V době, kdy kal přesahuje stáří 30 dnů, jsou dominantními organismy *Testacea* – kryténky. V letních měsících se často vyskytují perloočky – *Cladocera* v dosazovacích nádržích a ve větším množství způsobují dojem červeně zbarvených nádrží.

Tato biocenóza aktivovaného kalu se v průběhu let výrazně nemění a organismy se vyskytují v určitém ročním období v závislosti na teplotě a počasí. V letních měsících byla zjištěna přítomnost organismů rodu *Tardigrada* – želvušky. To můžeme považovat za velkou zvláštnost, jelikož nejsou typickým organismem aktivovaného kalu a vyskytují se především v čistých mezosaprobních vodách (Výroční správa ČOV 2011).

### **3.2 Popis lokality**

Olomoucká čistírna leží na jihovýchodním okraji statutárního města. Je situována v těsné blízkosti řeky Moravy, do které se vypouští voda prošlá čistírenským procesem. Olomouc spadá pod západokarpatskou subprovincii. Jedná se o teplou klimatickou oblast, pro kterou je charakteristické dlouhé teplé léto a krátká mírná zima. Průměrný úhrn srážek za rok se v této oblasti pohybuje okolo 500 mm.

V současné době je do této čistírny přiváděna odpadní voda (komunální, splašková, odpadní voda z průmyslu a voda z fekálních vozů) z celého města a několika průmyslových objektů. Jedná se například o Farmak, Olma, Nestlé, PENAM, Globus nebo Masonava, které patří mezi největší znečišťovatele. Od roku 2014 je připojen i nově postavený obchodní komplex Šantovka. V ČOV Olomouc proběhlo od roku 1990 několik rozsáhlých rekonstrukcí a po intenzifikaci a zkušebním provozu byla uvedena 30. 6. 2003 do neomezeného provozu. Tato komunální čistírna je mechanicko-biologická, s možností použití dávkování organického substrátu (metanolu). Kalové hospodářství je řešeno s anaerobní stabilizací ve vyhnívacích nádržích a s následným strojním odvodňováním kalů. Čistírna je nyní konstruována až pro 259 500 EO na den, jelikož počítá s možným rozvojem města. Současnému dennímu znečištění pak odpovídá přibližně jen 140 000 EO. Každým rokem je zaznamenáno větší množství přiváděných odpadních vod, což souvisí s připojením dalších místních částí na odpadní kanalizace města Olomouc. Ročně je zde přiváděno a likvidováno zhruba 14 500 000 m<sup>3</sup> odpadních vod. Z kalového plynu se zde průměrně vyrobí 2 000 000 kWh energie za rok a je odtud odvezeno zhruba 8 000 tun kalu ke kompostování. Pod kompetenci ČOV Olomouc spadají ještě další přilehlé čistírny (výroční správa ČOV 2011).

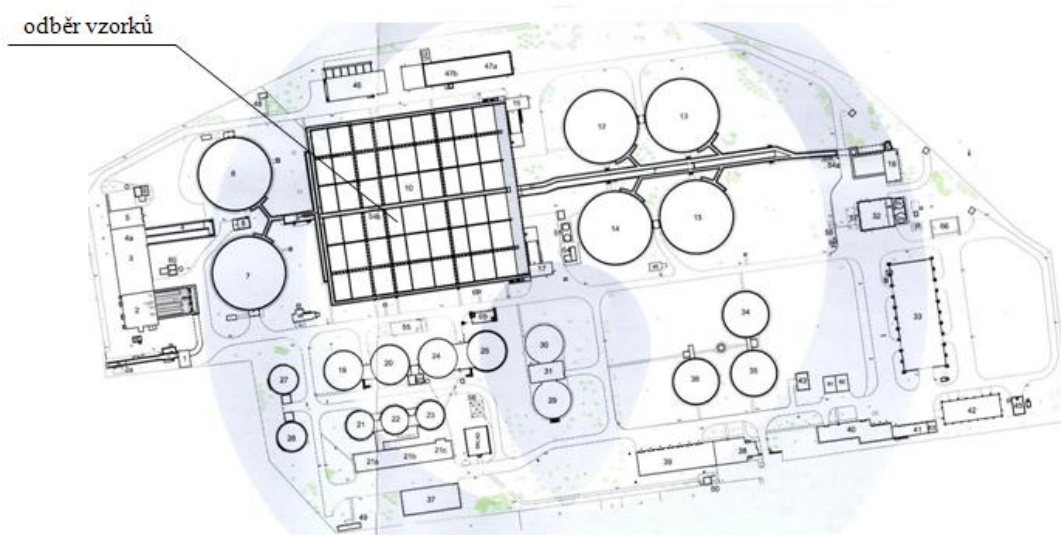


**Obrázek 9:** Přibližná mapka umístění čistírny, pohled z ptačí perspektivy [www.mapy.cz]

### 3.3 Postup odběru a laboratorní analýzy vzorků

Stanovení dusičnanů ve vodách se provádí mnoha různými metodami, ale ne každá je vhodná pro odpadní vody. Proto jsem provedla odběr vzorků, na které byly použity dvě odlišné metody analýz. Výsledné hodnoty jsem následně porovnávala mezi sebou a mezi hodnotami, které naměřila online sonda.

Vzorky vody jsem odebírala na lince č. 1 v postdenitrifikační sekci číslo 26, kde je umístěna online dusičnanová sonda. Tato sonda pracuje na principu iontové selektivních elektrod. Měří napětí mezi referenční elektrodou na bázi Ag/AgCl a snímací elektrodou, která obsahuje membránu z PVC. Membrána je propustná pro dusičnanové anionty, ale ne pro vodu. Jak se mění množství dusičnanových iontů, které procházejí membránou ke snímací elektrodě, tak se mění i měřené napětí. Na základě toho vypočítává připojené rozhraní koncentraci iontů v roztoku. Tato sonda má velký rozsah užití. Funguje v rozpětí pH 2,5–11, při teplotě od 0 až do 50 °C a citlivost, se kterou tato sonda měří je od 0,10 mg/l až do 14000 mg/l ([www.vernier.cz](http://www.vernier.cz))[online]. Díky tomuto rozsahu měření, lze sondu použít jak pro vody pitné, minerální a povrchové, tak samozřejmě i pro vody odpadní.



**Obrázek 10:** Zakreslení odběru vzorků ve schématu čistírny [výroční správa ČOV Olomouc]

Odběr vzorků pro spektrofotometrickou metodu probíhal následovně. Nerezový válec o objemu 0,5 l jsem několikrát spustila do nádrže a následně vytáhla se vzorky vody. Obsah válce byl vyléván do sběrné nádoby. Tento postup jsem prováděla několikrát za sebou, tak aby po usazení kalu zůstalo na hladině sběrné nádoby alespoň

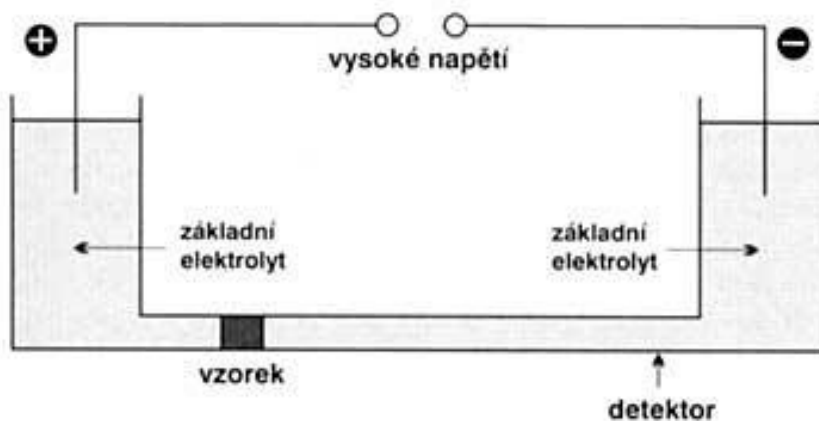
půl litru vody. Následně jsem vodu přelila do plastové nádoby, pokud možno s co nejmenším množstvím kalu. Dekantovanou vodu jsem filtrovala přes papírový filtr s velikostí pórů 0,45 $\mu$ m. Přefiltrovanou vodu jsem posléze přelila do čisté plastové láhve. Tento postup jsem opakovala ještě pětkrát v půlhodinových intervalech. Vzorky v plastových lahvích jsem řádně označila číslem a hodinou odběru. Zároveň jsem při každém odběru zapsala obsah dusičnanového dusíku na online sondě.

Spektrofotometrická metoda je vhodná spíše pro přírodní povrchové vody, tudíž obsah dusičnanů nemusí být přesný. V odpadních vodách jsou totiž přítomny látky ve větším množství než ve vodách přírodních. Jedná se například o chloridy, dusitany a vápenaté ionty, které mohou při spektrofotometrické metodě ovlivnit výsledné hodnoty dusičnanů a ty pak nemusí být vždy porovnatelné.

Analýzu vzorků spektrofotometrickou metodou jsem prováděla v laboratoři KEŽP. Vzhledem k vyšší koncentraci N-NO<sub>3</sub> jsem každý vzorek musela ředit 10 $\times$ . Z každého vzorku jsem odměřila 10 ml vody a dolila je do 100 ml deionizovanou vodou. Tento naředěný vzorek jsem řádně promíchala. Pomocí pipety jsem z těchto naředěných vzorků odměřila 25 ml vody a přelila do kyvety. Stejný postup jsem opakovala u všech vzorků. Jelikož je nutné pro spektrofotometrickou metodu použít jeden vzorek k porovnání, tak jsem do sedmé kyvety odměřila 25 ml deionizované vody (BLANK). Každou kyvetu jsem řádně označila a do každé z nich jsem přidala jedno balení činidla NitraVer6 (reagencie HACH). Jedná se o kadmiové redukční činidlo, které redukuje dusičnany na dusitany v prostředí diazoniové soli. Všechny vzorky jsem po přidání činidla řádně promíchala a přidala další činidlo, tentokrát NitraVer3 (reagencie HACH). Tato reagencie obsahuje kyselinu 4,5-dihydroxynaftalen-2,7-disulfonovou, jež po reakci s diazoniovou solí způsobuje červené zbarvení vzorku (Horáková et al. 2007). Znovu jsem každý vzorek promíchala, dokud se reagencie nerozpustily. Přibližně po 5 minutách jsem vzorky začala měřit na spektrofotometru (DR 2800 HACH). Nejprve jsem přístroj uvedla do chodu dle návodu a nastavila vlnovou délku 507 nm, metoda číslo 351. Jako první jsem měřila vzorek deionizované vody s reagenty a následně vynulovala přístroj. Podobným způsobem jsem pokračovala u všech vzorků z čistírny. Na displeji se ukázal přímo obsah N-NO<sub>3</sub> v mg/l. Výsledné hodnoty jsem násobila deseti (ředící faktor).

V laboratoři ČOV pro stanovení dusičnanů byla použita separační metoda, která byla srovnána s výsledky z online sondy a ze spektrofotometrické metody. Pro tuto

analýzu se použily stejné vzorky vody jako pro spektrofotometrickou metodu. Uváděná separační metoda se nazývá kapilární elektroforéza a je založená na rozdílné pohyblivosti nabitých částic v elektrickém poli. Tato metoda je vhodná jak pro stanovení dusičnanů, tak i chloridů a síranů v pitné, teplé, podzemní, povrchové a odpadní vodě. U této metody nevádí přítomnost dalších iontů, jelikož se oddělí na kapiláře, a tak nejsou výsledné hodnoty dusičnanů ovlivňovány přítomností jiných sloučenin. Princip této metody spočívá v tom, že kapilára naplněna elektrolytem propojuje dvě nádoby, do nichž je ponořen zdroj elektrického napětí. Kapilára je většinou z taveného křemene a má průměr řádově v desítkách až stovkách mikrometrů. Do základního elektrolytu se ponoří elektrody (kladná a záporná), které jsou připojené na vnější zdroj napětí. Jeden konec kapiláry se namočí do analyzovaného vzorku a pak zpět do elektrolytu. Tím dojde k vniknutí malé části analyzovaného vzorku do kapiláry. Poté se zapne elektrické napětí. V elektrickém poli se některé ionty pohybují rychleji a jiné pomaleji, díky tomu dochází k separaci iontů. Na konci kapiláry je detektor, který do grafu zapisuje časový záznam průchodu jednotlivých iontů přes kapiláru (Gaš 2001). Výsledné hodnoty na grafu pak mají stupňovitý charakter, kde výška stupně odpovídá kvalitě separované látky a délka stupně je přímo úměrná její kvantitě (Kašička 1997). V laboratoři ČOV bylo pořízeno měřidlo HP<sup>3D</sup>CE Agilent Technologies.



**Obrázek 11:** Schéma principu kapilární elektroforézy [www.vesmir.cz]

### **3.4 Analýza dat**

Účinnost denitrifikace byla vyhodnocována v závislosti na velikosti průtoku, stáří kalu a CHSK. Všechny tyto hodnoty jsou uváděny jako měsíční průměry za rok 2010, 2011 a 2012. Pro výpočet účinnosti byl použit vzorec:  $(\text{průměr z přítoku 1 a 2} - \text{odtok}) / (\text{průměr z přítoku 1 a 2} / 100)$ . Účinnost je uváděna v procentech, velikost průtoku v litrech za sekundu, stáří kalu je uváděno ve dnech a CHSK v miligramech na litr. Pro analýzu dat byl použit program NCSS 2007. Při porovnání účinnosti v závislosti na třech zmíněných faktorech byla použita analýza lineární regrese a korelace. Měnicí se účinnost v jednotlivých měsících byla vyhodnocována pomocí ANOVY. Tabulky jednotlivých hodnot ze všech tří let jsou uvedeny v příloze.

## 4 VÝSLEDKY

### 4.1 Účinnost denitrifikace v závislosti na průtoku.

V následujících třech tabulkách jsou uvedeny hodnoty účinnosti denitrifikace a velikosti průtoku v letech 2010, 2011 a 2012. Tyto hodnoty jsou vyjádřené jako měsíční průměry a u každého roku je uvedena minimální a maximální hodnota faktoru. Velikost průtoku závisí především na ročním období a na množství srážek. Největší průtok by tedy podle předpokladu měl být zaznamenán v jarních měsících, kdy dochází k tání sněhu. Dále také v letních měsících, kdy bývají zaznamenány časté povodně.

V roce 2010 byla minimální účinnost denitrifikačních procesů naměřena v květnu. Tento měsíc byla zároveň naměřena i největší hodnota průtoku. Velikost průtoku v měsíci květnu lze vysvětlit tím, že v Olomouckém kraji na tento měsíc připadl největší úhrn srážek, který činil 195 mm (Portál ČHMÚ). Naopak maximální účinnost byla v listopadu, ale nejmenší průtok byl v říjnu. Z těchto údajů tedy nelze definitivně vyvodit, že průtok ovlivňuje účinnost denitrifikace. Problémem ale je, že účinnost je vypočítána jako průměrná hodnota ze dvou přítoků. Může tedy nastat situace, že v jednom přítoku je daleko větší množství organických látek než ve druhém, ale díky zprůměrování hodnot se tyto rozdíly ztratí, a tak účinnost nemusí odpovídat průtoku.

**Tabulka 1:** Hodnoty účinnosti denitrifikace a průtoku za rok 2010

<b>Měsíce</b>	<b>Účinnost [%]</b>	<b>Průtok [l/s]</b>
Leden	79,51	415,77
Únor	76,44	580,58
Březen	72,88	634,56
Duben	69,84	482,10
Květen	65,98	1134,38
Červen	67,94	966,70
Červenec	77,17	451,35
Srpen	70,89	571,10
Září	73,22	621,27
Říjen	79,68	397,17
Listopad	80,44	439,49
Prosinec	77,12	468,29
Minimum	65,98	397,17
Maximum	80,44	1134,38

Rok 2011 naopak velmi zřejmě ukazuje, že maximální hodnota účinnosti koreluje s minimálním průtokem a naopak. Jako u předchozího roku je maximální účinnost v měsíci listopadu. Minimální hodnota účinnosti denitrifikace byla tentokrát v lednu.

**Tabulka 2:** Hodnoty účinnosti denitrifikace a průtoku za rok 2011

<b>Měsíce</b>	<b>Účinnost [%]</b>	<b>Průtok [l/s]</b>
Leden	73,58	587,23
Únor	76,20	400,98
Březen	80,87	397,71
Duben	80,90	410,04
Květen	81,51	445,84
Červen	81,61	465,35
Červenec	81,49	512,40
Srpen	79,44	439,64
Září	79,93	325,08
Říjen	82,90	343,69
Listopad	83,39	286,11
Prosinec	81,57	318,42
Minimum	73,58	286,11
Maximum	83,39	587,23

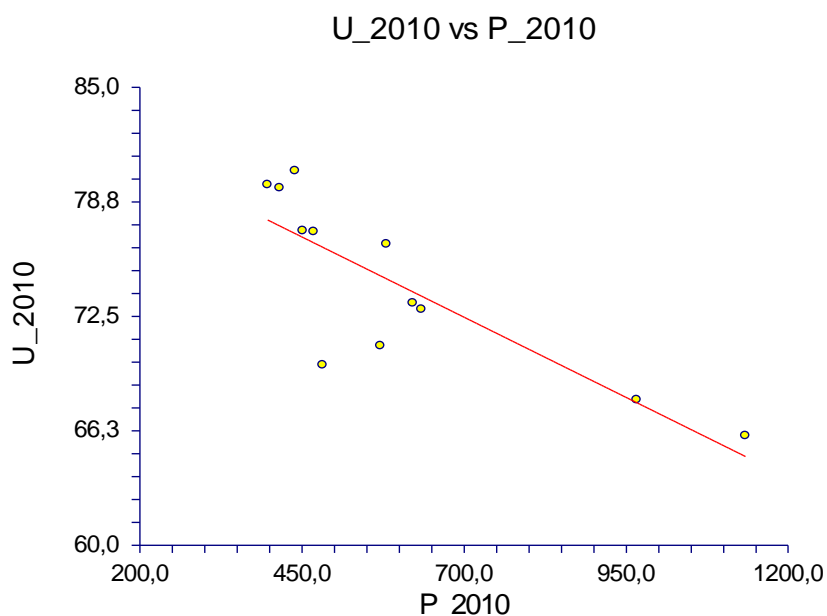
V roce 2012 spadá největší účinnost na měsíc červen. Může to být způsobeno vysokou teplotou, která jak už bylo řečeno, ovlivňuje aktivitu denitrifikačních bakterií. Bohužel, zde je vidět nepřesnost zprůměrovaných hodnot z jednotlivých přítoků, a tak nejmenší průtok nebyl v červnu, ale v srpnu. Maximální průtok byl naměřen v březnu a odpovídá minimální hodnotě účinnosti denitrifikačních procesů.

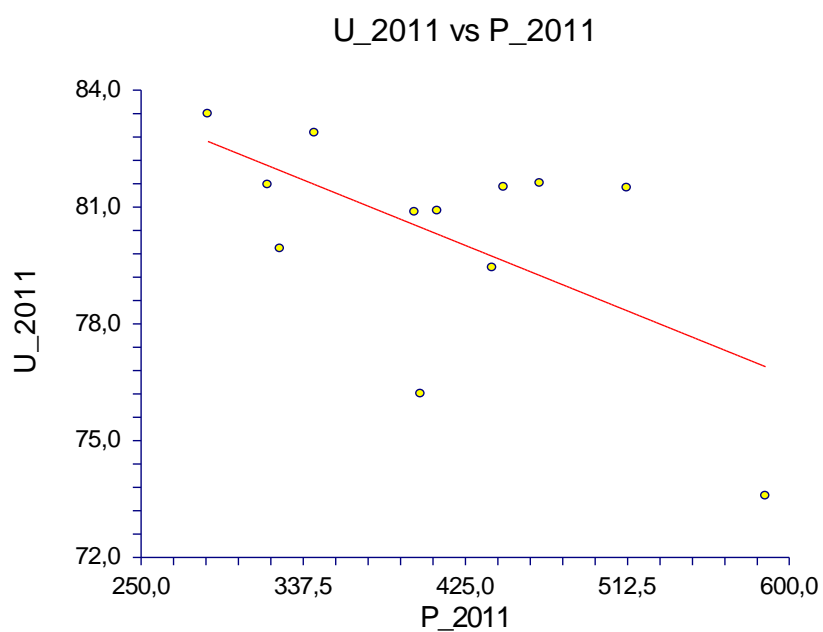


**Tabulka 3:** Hodnoty účinnosti denitrifikace a průtoku za rok 2012

Měsíce	Účinnost [%]	Průtok [l/s]
Leden	78,33	370,37
Únor	79,53	397,46
Březen	78,15	487,40
Duben	84,57	363,20
Květen	83,45	353,72
Červen	85,55	431,78
Červenec	79,95	346,14
Srpen	84,63	317,62
Září	84,69	383,86
Říjen	82,16	384,36
Listopad	81,75	348,71
Prosinec	83,33	333,91
Minimum	78,15	317,62
Maximum	85,55	487,40

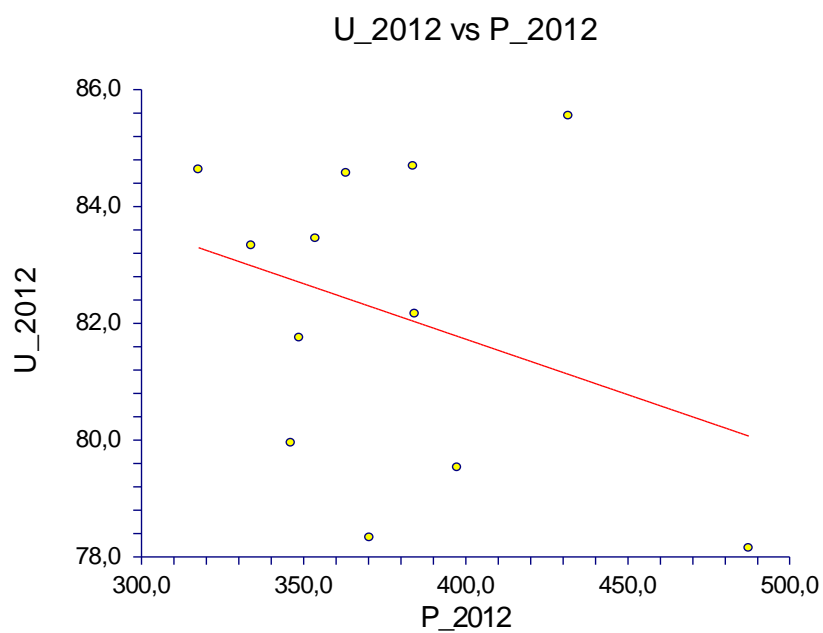
V následujících třech modelech lineární regrese a korelace (MRK) můžeme vidět, že účinnost má klesající tendenci se stoupajícím průtokem. Účinnost tedy silně koreluje s průtokem. Z těchto modelů můžeme tedy vyvodit, že čím více vody je do ČOV přiváděno (například při letních povodních, nebo při jarním tání sněhu), tím je ve vodě méně organického substrátu (voda je více ředěna) a z toho důvodu je účinnost denitrifikačních bakterií menší. Dalším důvodem je i vyšší provzdušnění toku v závislosti na vysokých srážkových úhrnech.

**Obrázek 12:** Model regresní přímky znázorňující účinnost denitrifikace v závislosti na velikosti průtoku v roce 2010



**Obrázek 13:** Model regresní přímky znázorňující účinnost denitrifikace v závislosti na velikosti průtoku v roce 2011

Pozn. 2: U\_2011 = účinnost denitrifikačních procesů v roce 2011  
P\_2011 = velikost průtoku v roce 2011

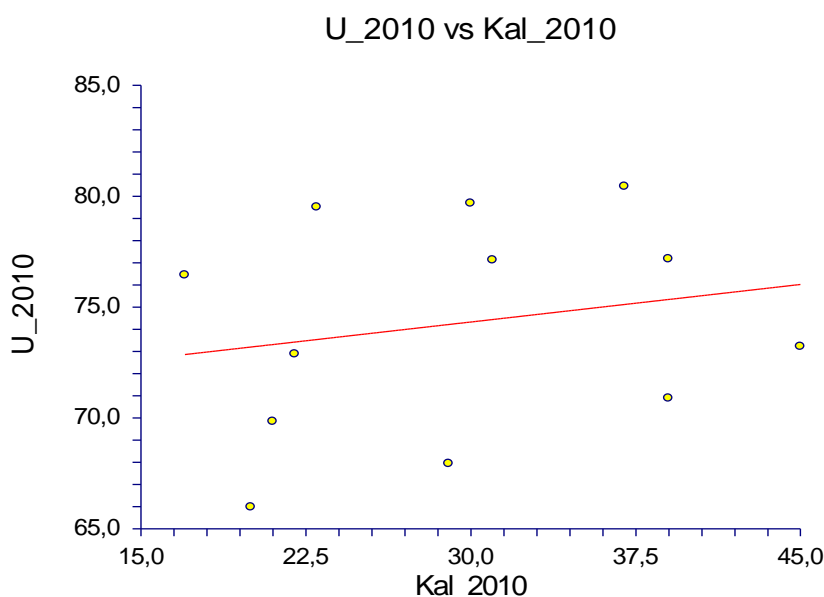


**Obrázek 14:** Model regresní přímky znázorňující účinnost denitrifikace v závislosti na velikosti průtoku v roce 2012

## 4.2 Účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu

Největší účinnost denitrifikace by měla odpovídat stáří kalu 30 dnů. Jak můžeme vidět v následujících modelech lineární regrese a korelace, tak největší účinnost je zhruba od 22. dne do 50. dne stáří kalu. Tento velký rozptyl může být ovlivněn odchylkou při počítání účinnosti průměrných hodnot z přítoku 1 a 2. Účinnost v závislosti na stáří kalu je velmi proměnlivá a nedá se říci, že by tyto hodnoty spolu nějak výrazně korelovaly. Existuje však určité rozmezí hodnot stáří kalu, kde je účinnost denitrifikace největší.

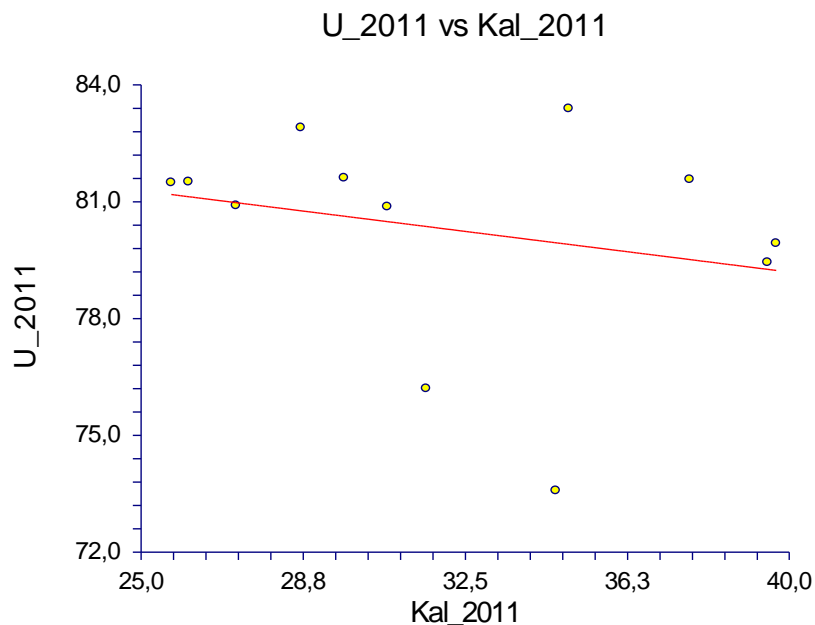
V roce 2010 byla největší účinnost zaznamenána v rozmezí zhruba od 22. dne do 36. dne stáří kalu.



**Obrázek 15:** Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu v roce 2010

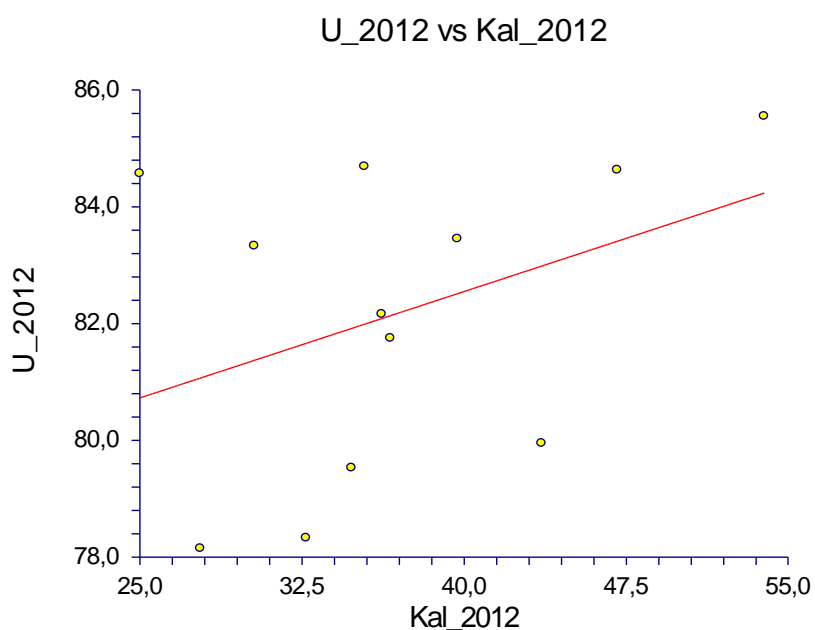
Pozn. 3: U\_2010 = účinnost denitrifikačních procesů v roce 2010  
Kal\_2010 = stáří kalu v roce 2010

Největší účinnost roku 2011 má podobné rozmezí hodnot stáří kalu jako v předchozím roce. Rozmezí se pohybuje od 29. dne do 38. dne stáří kalu. V následujícím modelu je ale patrné, že všechny hodnoty účinnosti jsou poměrně vysoké a kal není mladší než 25 dnů.



**Obrázek 16:** Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu v roce 2011

V roce 2012 můžeme vidět, že regresní přímka má stoupající charakter. Z toho lze odvodit, že se stoupajícím stářím kalu se zvětšuje i účinnost. Pokud si ale všimneme jednotlivých bodů, pak je největší účinnost v rozmezí hodnot zhruba od 28. dne do 55. dne stáří kalu. Na tomto modelu lze vidět, že v roce 2012 je hodnota účinnosti i stáří kalu vyšší v porovnání s předchozími roky.

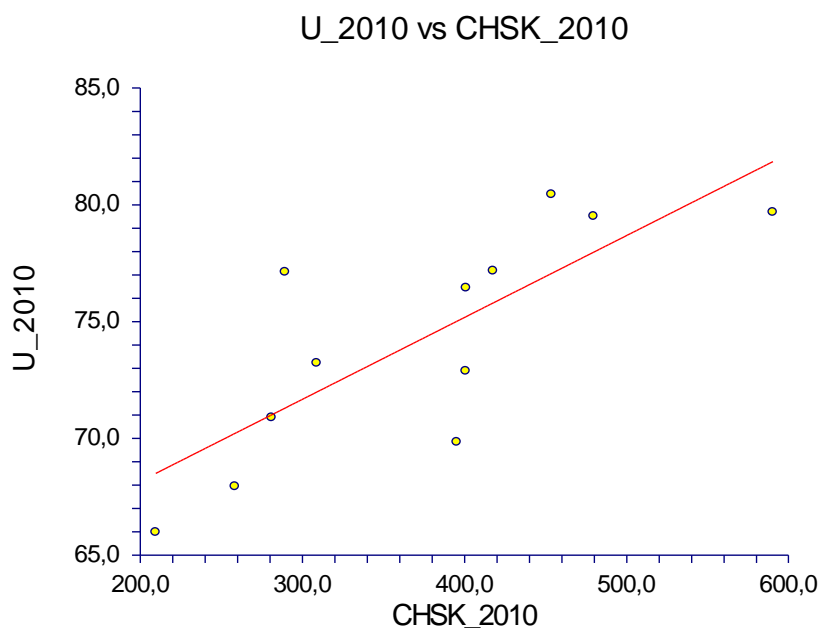


**Obrázek 17:** Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na stáří kalu v roce 2012

### 4.3 Účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK

V následujících modelech MRK je patrné, že účinnost denitrifikace silně koreluje s CHSK. Lze pozorovat, že se stoupající hodnotou CHSK, stoupá i účinnost. Hodnoty CHSK jsou silně proměnlivé a nejsou nijak závislé na ročním období jako například průtok. Je patrné, že od roku 2010 dochází k nárůstu obsahu organických látek (CHSK).

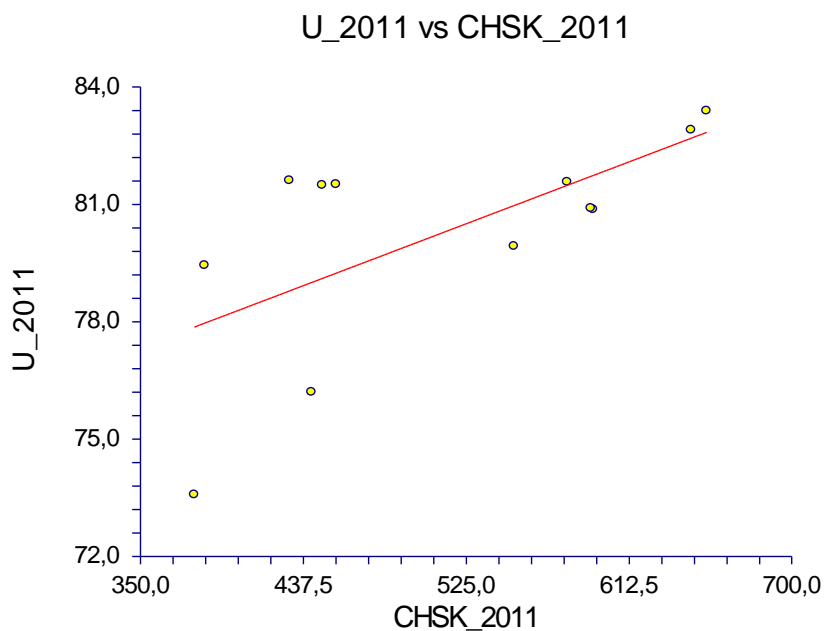
V roce 2010 dosahovala účinnost něco málo přes 80 % a největší hodnota CHSK byla 590 mg/l. Zde opět nastává problém se zprůměrováním hodnot. U CHSK byly hodnoty také zprůměrovány a to z přítoku 1 a 2. Největší účinnost tak nemusí odpovídat největšímu CHSK. To může být ale způsobeno i dalšími faktory, jako je množství průtoku či například teplota.



**Obrázek 18:** Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK v roce 2010

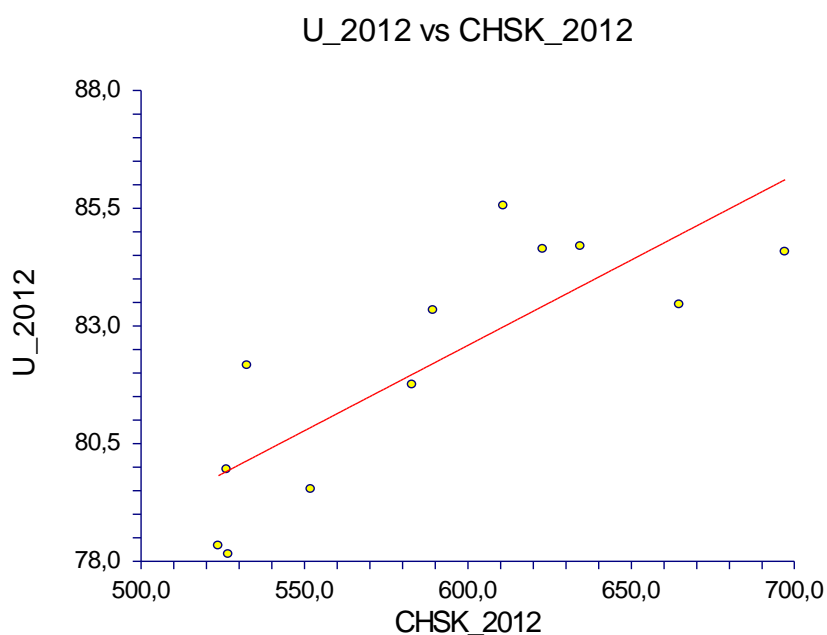
Pozn. 4: U\_2010 = účinnost denitrifikačních procesů v roce 2010  
CHSK\_2010 = CHSK v roce 2010

V roce 2011 dosahuje největší účinnost 83 % a CHSK 654 mg/l, což značně převyšuje předchozí rok. Jak je z MRK patrné, tak CHSK je poměrně velké, a tak nebylo nutné dávkovat organický substrát v podobě metanolu. Poslední dávkování proběhlo v červnu. Zvýšený obsah organických látek může být způsoben připojením dalších znečišťovatelů.



**Obrázek 19:** Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK v roce 2011

Poslední zkoumaný rok dosahuje největších hodnot, ať už se to týče účinnosti 85 %, nebo CHSK 697 mg/l. Z tohoto modelu lze vyčíst, že na přítok ČOV se dostává značné množství organického substrátu. Není tak třeba dodávat metanol a procesy denitrifikace budou fungovat i nadále s poměrně velkou účinností.

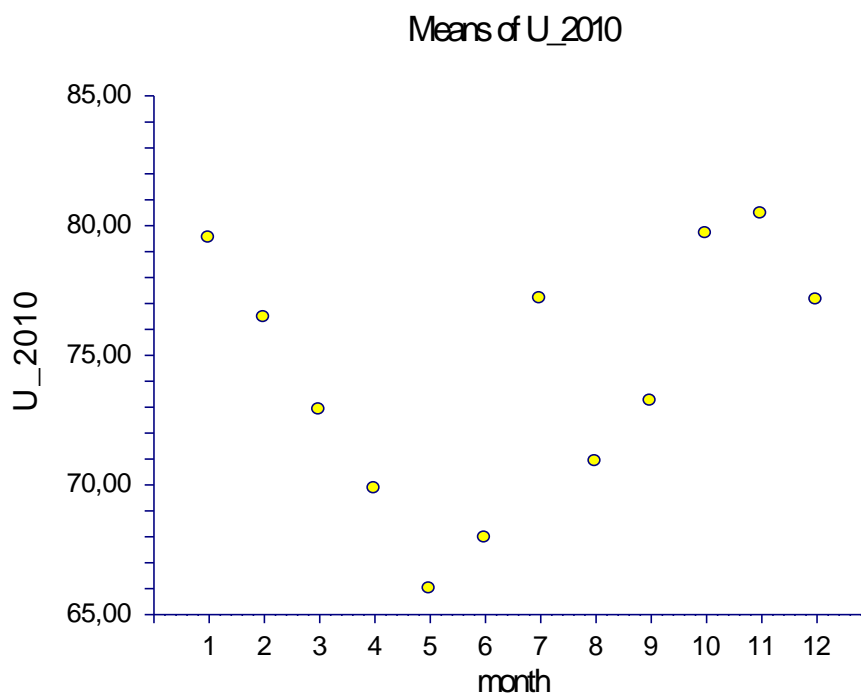


**Obrázek 20:** Model regresní přímky znázorňující měnící se účinnost denitrifikace v závislosti na CHSK v roce 2012

#### 4.4 Účinnost denitrifikace mění se během jednotlivých měsíců a let

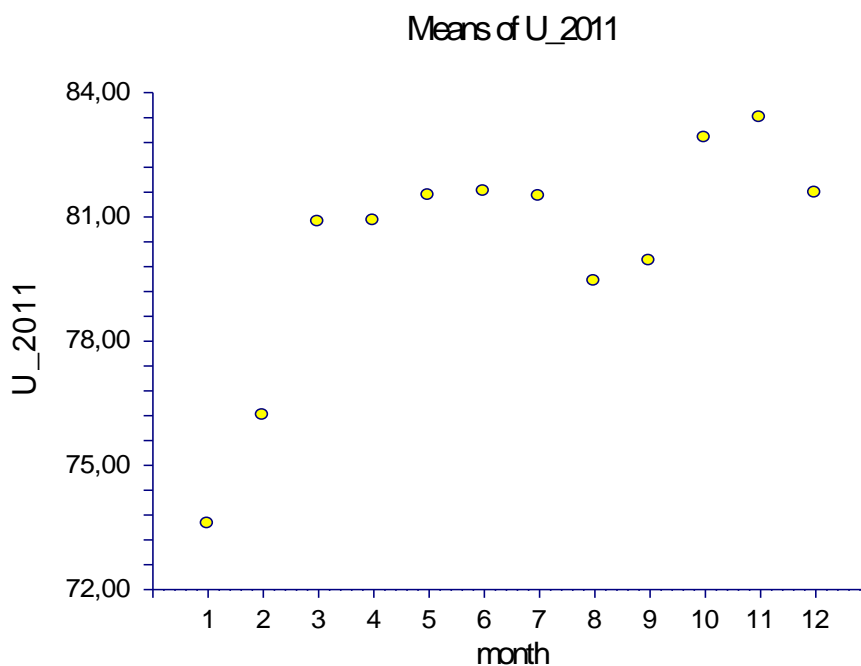
Z teoretického hlediska by účinnost mohla být největší v letních měsících díky vysoké teplotě, která podporuje aktivitu denitrifikačních bakterií. Problémem ale je, že v těchto letních měsících často dochází k častým srážkám a někdy i povodním. Tím pádem dochází k provzdušnění a naředění odpadních vod. V následujících grafech lze pozorovat, že největší účinnost byla naměřena v podzimních a zimních měsících až na pár odchylek. Tyto odchylky mohou být způsobeny rychlými výkyvy počasí nebo přítokem vod s nadměrným obsahem znečišťujících látek. Při porovnání všech tří let byly hodnoty účinnosti denitrifikačních procesů největší v roce 2012.

V roce 2010 můžeme vidět největší pokles účinnosti denitrifikace v měsíci květnu. Tento pokles je způsoben povodněmi, které zasáhly Moravu a Slezsko. Následný nárůst účinnosti je způsoben tím, že po povodních ve vodách zůstalo velké množství organických látek, a tak účinnost denitrifikačních bakterií dosahuje velkých hodnot.



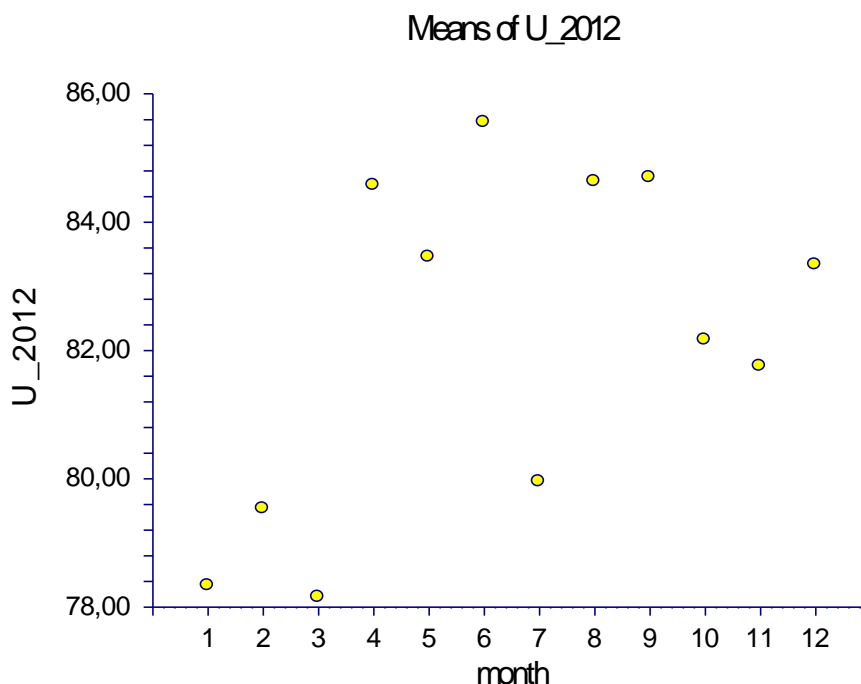
**Obrázek 21:** Graf znázorňující hodnoty účinnosti denitrifikačních procesů za rok 2010

Na následujícím grafu, lze pozorovat, že v roce 2011 jsou jen nepatrné výkyvy v hodnotách účinnosti denitrifikace. Nejmenší hodnoty byly naměřeny v lednu. V tomto měsíci, jak se můžeme přesvědčit na přiložených tabulkách, byl naměřen i největší průtok. Z předchozích modelů MRK je patrné, že se stoupajícím průtokem, klesá účinnost. Množství organických látek bylo v lednu na přítocích velmi malé, a tak tuto vysokou hodnotu průtoku lze vysvětlit pouze zvýšeným množstvím přiváděných balastních vod. Největší účinnost byla naopak naměřena v podzimních měsících. To může být následkem opadaného listí, které se do vod dostává, a tím pádem zajišťuje i více organických látek pro denitrifikační bakterie. Dalším důvodem může být to, že vody přiváděné na ČOV v podzimních měsících měly větší obsah organických látek.



**Obrázek 22:** Graf znázorňující hodnoty účinnosti denitrifikačních procesů za rok 2011





**Obrázek 23:** Graf znázorňující hodnoty účinnosti denitrifikačních procesů za rok 2012

V posledním roce lze pozorovat velké kolísání účinnosti denitrifikačních procesů. Značný pokles je pak vidět v 7. měsíci. Tento pokles lze opět vysvětlit nadměrným úhrnem srážek, které v Olomouckém kraji činil 95 mm. Leden a březen patřily mezi měsíce s nejmenší hodnotou účinnosti. V březnu byl naměřen zároveň i největší průtok, takže účinnost denitrifikačních bakterií klesla. V lednu bylo na přítoku 1 i 2 naměřeno poměrně vysoké množství organických látek a ani průtok neměl hodnotu nijak zdatelně velkou. Pokles účinnosti denitrifikace v lednu, lze tedy vysvětlit poruchou na ČOV a tím pádem omezeným provozem některých zařízení.

#### **4.5 Srovnání metod pro stanovení dusičnanů**

V následující tabulce jsou uvedeny výsledné hodnoty dusičnanů ze dvou vybraných analýz a z online sondy. Jak můžeme v tabulce vidět, tak hodnoty dusičnanů z online sondy a z kapilární elektroforézy jsou si celkem blízké. Naopak hodnoty dusičnanů ze spektrofotometrické metody jsou značně menší. Jak již bylo zmíněno, tak tyto odchylky ve spektrofotometrické metodě mohou být způsobeny přítomností dalších iontů. Z tohoto důvodu můžeme spektrofotometrickou metodu vyloučit jako vhodnou pro stanovení dusičnanů v odpadních vodách. I když hodnoty z online sondy a z kapilární elektroforézy jsou si podobné, pořád jsou zde vidět nepatrné odchylky.

Nepřesnosti na online sondě mohou být způsobeny nepravidelnou kalibrací. U kapilární elektroforézy mohou být tyto odchylky způsobeny tím, že odebrané vzorky vody se neměřily ihned, ale dekantovaly se a filtrovaly od kalu. Pak byly určitou dobu uchovány v plastových lahvích. Dle provozního technika ovšem kalibrace online sondy probíhá v pravidelných intervalech, a tak menší odchylky v hodnotách dusičnanů mohly být způsobeny spíše opožděnou předúpravou vzorků. Z toho je patrné, že v následující tabulce jsou hodnoty z kapilární elektroforézy vždy o něco větší než hodnoty z online sondy.

**Tabulka 4:** Hodnoty obsahu dusičnanového dusíku analyzovaného kapilární elektroforézou, online sondou a spektrofotometrem

Číslo vzorku	Zahájení odběru	N-NO <sub>3</sub> - (mg/l) elektroforéza	N-NO <sub>3</sub> - (mg/l) sonda	N-NO <sub>3</sub> - (mg/l) spektrofotometr
1	8:50	7,93	7,6	1,9
2	9:20	7,10	6,3	1,6
3	9:50	6,12	5,8	1,3
4	10:20	5,09	5,3	1,1
5	10:50	5,42	5,3	0,8
6	11:20	5,33	6,4	1,0
Průměr		6,17	6,1	1,3
Min.		5,09	5,3	0,8
Max.		7,93	7,6	1,9

## 5 DISKUZE

Cílem práce bylo vyhodnotit účinnost denitrifikačních procesů v komunální ČOV v závislosti na různých faktorech jako například: teplota, velikost průtoku, či stáří kalu. Dalším úkolem bylo zhodnotit, jak se v závislosti na již zmíněných faktorech mění účinnost denitrifikace během roku. Dále jsem srovnávala různé metody pro stanovení dusičnanů z odpadních vod.

### 5.1 Vliv jednotlivých faktorů na účinnost denitrifikace

Jedním ze zkoumaných faktorů byla velikost průtoku. Ten ovlivňuje účinnost tak, že při jeho zvýšení dochází k naředění přitékajících vod, a tím ke snížení obsahu organických látek. Na olomouckou čistírnu je totiž kromě odpadní kanalizace napojena i kanalizace s dešťovou vodou. Tak dojde ke smíchání odpadní vody s vodou dešťovou, jejichž výsledná směs se vyznačuje daleko menšími hodnotami organických látek na přítoku (provozní řád ČOV). Čím větší průtok je tedy naměřen, tím menší je účinnost denitrifikačních bakterií, jelikož nemají dostatek organického substrátu, kterým se živí.

Dle mých výsledků bylo prokázáno, že účinnost denitrifikačních procesů závisí na hodnotě CHSK. Baeza (2003) uvádí, že hlavním faktorem ovlivňujícím účinnost odstranění dusíkatých sloučenin je množství organických látek. Toto tvrzení nevyklučuje mé výsledky, jelikož CHSK určuje míru organických látek. Z toho vyplývá, že čím větší hodnota CHSK na přítoku je, tím větší je účinnost denitrifikačních procesů. V roce 2003 byl ve Španělsku prováděn výzkum v čistírně komunálních odpadních vod na mechanicko-biologickém principu. Zkoumala se účinnost denitrifikačních procesů v závislosti na různých koncentracích dusíku na přítoku. Dle výsledků bylo vyhodnoceno, že největší účinnost je při středních koncentracích organických látek, ale pro splnění limitů se toto množství organických látek muselo zvýšit (Baeza et al. 2003). Pro zvýšení množství organických látek je často používán metanol, ten ovšem zvyšuje náklady na provoz ČOV (Kim et al. 2009). V olomoucké čistírně se už metanol dávkuje jen výjimečně, jelikož je na přítoku dostatek organických látek. Provozní náklady tedy nejsou nijak navýšeny.

Dalším zkoumaným faktorem je stáří kalu. Mé výsledky ukazují, že nejvyšší účinnost denitrifikačních procesů je v rozmezí okolo 22. až 50. dne starého kalu. Stáří kalu ovšem nesmí přesáhnout jistou hranici, neboť potom dochází ke snížení pH, které

ovlivňuje činnost denitrifikačních bakterií. Ve starším kalu totiž dochází k hnilobným procesům a z toho důvodu i ke zvyšující se alkalitě (snižuje se poměr C/N). Pokud je pH nižší než 6,2 potom dochází k poklesu množství bakterií a prvoků a tím i k účinnosti denitrifikačních procesů (Hoffmann et al. 2007).

Dále jsem zkoumala měnící se účinnost v jednotlivých letech a během roku. Z výsledků můžeme usuzovat, že účinnost je velmi proměnlivá a nelze jednoznačně určit, zda je největší v letních či zimních měsících. Většina autorů však uvádí, že nejvyšší činnost bakterií je v letních měsících, neboť je i vyšší teplota a maximální účinnosti dosahují denitrifikační bakterie v rozmezí od 20 do 30 °C. Díky těmto podkladům bychom mohli říci, že v létě by účinnost denitrifikačních procesů měla dosahovat největších hodnot. Problémem ale je, že činnost denitrifikačních bakterií je závislá i na dalších faktorech, a tak účinnost nemusí korelovat jen s teplotou. Spolu se střídajícím se ročním obdobím se totiž mění i množství srážek a obsah kyslíku v OV. Při letních měsících často dochází k vysokým srážkovým úhrnům, ty mají za následek větší provzdušnění OV a zvýšení průtoku. Čím více O<sub>2</sub> se do vod dostává, tím více klesá činnost denitrifikačních bakterií. Při zvýšených koncentracích volného molekulárního kyslíku totiž bakterie upřednostňují kyslík před dusitany a dusičnany, jelikož jim přináší více buněčné energie, a tedy i rychlejší buněčný růst (Erbanová et al. 2012).

## **5.2 Srovnání metod**

Existuje opravdu mnoho metod na stanovení dusičnanů ve vodách. Všichni autoři se ale shodují na tom, že stanovení dusičnanu v OV je veliký problém. Je to především způsobeno přítomností dalších iontů (převážně chloridů), které se v odpadních vodách vyskytují ve větším množství než ve vodách pitných. Při porovnání jsme došli k závěru, že kapilární elektroforéza je vhodnější metodou pro stanovení dusičnanů v OV než metoda spektrofotometrická. Existují však autoři, kteří výzkum dusičnanů v OV prováděli také spektrofotometrickou metodou. Jednalo se například o výzkum 9 příměstských částí v oblasti Guyany. Šlo o UV-spektrofotometrickou metodu, kde odběr vzorků vody byl totožný s naším. Jagessar (2011) ale uvádí, že před samotným měřením nejprve přidal kyselinu chlorovodíkovou, která má za úkol zabránit dalším iontům (OH nebo CaCO) rušit samotné měření dusičnanů. Dále provedl odstranění CO<sub>2</sub> zahřátím

vzorků vody a samotné měření probíhalo v jiné vlnové délce 220 nm (Jagessar et al. 2011). Jako další vhodná metoda se jeví například iontová chromatografie. Tato metoda je založená na podobném principu jako kapilární elektroforéza, ale opět zde nastává problém s přítomností chloridů ve větším množství. Z toho důvodu je iontová chromatografie doplněná UV detekcí, která eliminuje vliv dalších iontů, a tak neovlivňují výsledné hodnoty (Pang et al. 2012). Jako další vhodnou metodu můžeme zmínit automatizovanou kolorimetrii. Jde o metodu, která je vhodná pro stanovení dusitanů nebo dusitanů společně s dusičnany a je vhodná jak pro vody podzemní, povrchové, tak i odpadní (W. O'Dell 1993).

Při mých porovnáních s online sondou vyšla nejlépe kapilární elektroforéza. Je to metoda, která je sice vhodná pro všechny typy vod, ale je už poměrně zastaralá. Kapilární elektroforézu nyní nahrazuje izotachoforéza, která pracuje v podstatě na stejném principu, ale s novějšími přístroji (Ústní sdělení Král 2012). V případě mého výzkumu jsem porovnávala pouze dvě metody, jelikož šlo především o to ukázat, zda pracuje online sonda přesně, a že ne všechny metody lze použít pro analýzy odpadní vody.

### **5.3 Další možná řešení**

Jak již bylo zmíněno v úvodu, tak problémem většiny čistíren je to, že nedokáží odstranit všechny nežádoucí látky v plném rozsahu. Mohou to být například antibiotika, či choroboplodné zárodky. Jedním z řešení by pak bylo možné zahrnout do technologického procesu ozonizaci odpadní vody. Jedná se o proces, kde ozon rozpuštěný ve vodě napomáhá díky oxidaci odstranit Fe, Mn a pesticidy. Dále působí jako dezinfekce, tudíž ničí choroboplodné zárodky a dokonce i zápach. Následně pak dojde k jeho uvolnění z vody (Paraskeva, & J. D. Graham 2002). Problémem tohoto procesu jsou ovšem vysoké provozní náklady. Další alternativou pro zvýšení účinnosti je namísto používání metanolu zařadit gama záření. Toto záření totiž narušuje těžce rozložitelné organické látky, které jsou pak bakteriemi snáze oxidovány (Kim 2009). Gama záření zároveň ničí i patogeny obsažené v kalech (Ward 1976). Náklady na provoz jsou zhruba srovnatelné s dávkováním metanolu (Kim 2009). Ale jelikož olomoucká čistírna dávkuje metanol jen zcela výjimečně, tak přestavba a zařazení gama záření namísto metanolu by byla neefektivní. Ve světě již existuje i několik typů

kořenových čistíren. Tyto čistírny pracují na přirozených procesech, kde jsou do nádrží vysázeny rostliny a na substrátu jsou uchycené bakterie (biofilm). Toto společenstvo rostlin a bakterií pak společně rozkládá nežádoucí organické látky a některé rostliny jsou dokonce schopny poutat na sebe těžké kovy a redukovat patogeny. I když tyto kořenové čistírny mají poměrně vysokou účinnost, problém nastává se zvyšujícím se průtokem. Tyto čistírny jsou vhodné spíše pro malé objemové průtoky a jsou vhodnější do teplejších a vlhčích oblastí. Dalším problémem KČOV je prostor. Aby byly tyto čistírny schopné vyčistit odpadní vodu většího města, byla by zapotřebí nesmyslně velká plocha o rozloze několika desítek kilometrů, což je v praxi nereálné. V kořenových čistírnách je často předmětem výzkumu zvolit vhodné společenstvo rostlin, aby bylo schopné odstranit co nejvíce nežádoucích látek (Stottmeister 2003). Obecně lze tedy říci, že existuje více možných řešení pro zvýšení účinnosti čistíren. Problém ovšem nastává v oblasti financí, kde každá takováto přestavba vyžaduje vysoké vstupní náklady.

## 6 ZÁVĚR

Účinnost denitrifikačních procesů je závislá na mnoho faktorech, které se spolu prolínají a tak nelze jednoznačně určit, který z nich ovlivňuje účinnost nejvíce. Z výsledků je zřejmé, že účinnost denitrifikace se zvyšuje spolu s CHSK a naopak klesá se zvyšujícím se průtokem. Při hodnocení účinnosti denitrifikace v závislosti na stáří kalu, nebyla jednoznačně prokázána žádná korelace. V grafu a tabulkách lze ale vidět, že největší účinnost je pouze v určitém rozmezí stáří kalu a to zhruba od 22. do 50. dne. Dále bylo zjištěno, že denitrifikační procesy závisí na pH a na teplotě. Čím menší (kyselejší) pH je, tím klesá účinnost denitrifikačních bakterií. Naopak při stoupající teplotě se účinnost těchto bakterií zvyšuje. Účinnost je během roku velmi proměnlivá, ale největší hodnoty byly naměřeny převážně v zimních a letních měsících. Při porovnání metod pro stanovení dusičnanů z OV bylo prokázáno, že ne všechny metody jsou pro tyto vody vhodné. Jako nepřesná se ukázala použitá spektrofotometrická metoda. Metod vhodných na stanovení dusičnanů z OV je však více. Při našich analýzách byla kapilární elektroforéza téměř shodná s hodnotami z online sondy. Můžeme tedy říct, že online dusičnanová sonda pracuje velice přesně a je schopná podávat výsledky téměř okamžitě, což je pro provoz ČOV velmi operativní. Alternativních návrhů pro úspory a zvýšení účinnosti je také více. Všechny přestavby by ovšem vyžadovaly jisté vstupní náklady a omezený provoz čistírny. Vzhledem k tomu, že dosavadní účinnost se pohybuje kolem 80 % a hodnoty dusičnanů na odtoku nepřesahují 11mg/l, není potřeba se v nejbližší době zabývat jakoukoliv přestavbou. Olomoucká čistírna je velmi dobře projektována a splňuje veškeré emisní limity na vypouštění dusičnanů do recipientu řek s velkou rezervou.

## 7 LITERATURA

- Adámek Z., Helešic J., Maršálek B., Rulík M. 2010. Aplikovaná hydrobiologie. Vodňany, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 s., 13 s. obr. příl.
- Ambrožová J. 2003. Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vyd. 2., Praha: VŠCHT, 226 s.
- Andersen H., Siegrist H., Halling-Sørensen B., Ternes T.A. 2003. Fate of estrogens in a municipal sewage treatment plant. *environmental science*, 37(18): 4021–4026.
- Baeza J. A., Gabriel D., Lafuente J. 2004. Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) wastewater treatment plant (WWTP). *Process Biochemistry*, 39(11): 1615–1624.
- Bindzar J. 2009. Základy úpravy a čištění vod. Praha: VŠCHT, 381 s.
- Bulíček J. 1962. Voda v bytové, průmyslové a zemědělské výstavbě. 1. vyd., Praha: SNTL, 257 s.
- Broncová D. 2002. Historie kanalizací: dějiny odvádění a čištění odpadních vod v Českých zemích. Vyd. 1. Praha: Milpo media, 259 s. Z historie průmyslu.
- Český hydrometeorologický ústav. 2007. Atlas podnebí Česka: Climate atlas of Czechia. 1. vyd. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 255 s.
- ČSN 46 5735. 1991. Průmyslové komposty. Praha: Vydavatelství norem, 32 s.
- Erbanová E., Palarčík J., Slezák M., Mikulášek P. 2012. Odstraňování dusičnanů z průmyslových odpadních vod pomocí kalů biologických čistíren odpadních vod. Pardubice: University of Pardubice, Faculty of Chemical Technology.
- Hasík O. 1974. Vodohospodářská výstavba a životní prostředí člověka. 1. vyd. Praha: Academia, 384 s.
- Hlavínek P., Hlaváček J. 2000. Čištění odpadních vod: praktické příklady výpočtů. Brno: Noel, 196 s.



- Hoffmann H., Barbosa da costa T., Wolff DB., Platzer CH., Ribiero da costa RH. 2007. The Potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems. *International Journal, Brazilian archives of biology and technology.*, 50(2): 329–337.
- Horáček Z., Král M., Strnad Z., Vytejšková V. 2013. *Vodní zákon: s podrobným komentářem po velké novele stavebního zákona k 1. 1. 2013.* vyd. 2. Praha: Sonda, 319 s.
- Horáková M. 2003. *Analytika vody.* 2. vyd., Praha: VŠCHT, 335 s.
- Chaloupka V., Šavrdová G., Frank K. 2002. 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). Praha: Sonda, 182 s.
- Jagessar R.C., Sooknundun L. 2011. Determination of nitrate anion in waste water from nine selected areas of coastal Guyana Viaa spectrophotometric method. *Inter. Jour. of Research and Reviews in Applied Sciences.*, 17(2): 203–212.
- Kašička V. 1997. Teoretické základy a separační principy kapilárních elektromigračních metod. *Chemické listy.*, Praha: Česká společnost chemická., 91(5): 320–329.
- Kim T., Nam I., Park CH., Lee M. 2009. Carbon source recovery from waste activated sludge by alkaline hydrolysis and gamma-ray irradiation for biological denitrification. *Bioresource Technology.*, 100(23): 5694–5699.
- Král J. 2012. Ústní sdělení, Valašské Meziříčí DEZA, a.s., vedoucí laboratoře.
- Lellák J. 2009. *Hydrobiologie.* 1. vyd., Praha: Univerzita Karlova, 257 s.
- Maděra V. 1961. *Příručka pro analýzu vody.* 1. vyd., Praha: SNTL, 267 s.
- Malý J., Malá J. 2000. *Chemie a technologie vody: laboratorní cvičení.* Brno: CERM, 61 s.
- Mcardell CH. S., Molnar E., Sutter M.J-F., Giger W. 2003. Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the Glatt valley watershed, Switzerland. *Environmental Science.*, 37(24): 5479–5486.

- Múlerová E. 2010. Odstraňování dusičnanu z vody imobilizovanými denitrifikačními bakteriemi [diplomová práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita
- Nařízení vlády 61/2003 Sb. 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, ČR: Sbírka zákonů., 2003(24): 898–952.
- Nielsen J.L., Nielsen P.H. 1998. Microbial nitrate-dependent oxidation of ferrous iron in activated sludge. *Environmental Engineering Laboratory: Aalborg University, Sohngaardsholmsvej.*, 32(22): 3556–3561.
- Orhon D., Genceli E.A., Sözen S. 2000. Experimental evaluation of the nitrification kinetics for tannery wastewaters, *Water SA.*, 26(1): 43–50.
- Paraskeva P., Graham N.J.D. 2002. Ozonation of municipal waste water effluents. State of art review., 74(6): 569–581.
- Pitter P. 1999. *Hydrochemie*. 3. přepr. vyd., Praha: VŠCHT
- Poláková E., Strnadová N., Stryjová H., Pečenka M. 2012. Využití biologické nitrifikace pro odstranění amoniakálního dusíku z důlních vod. *Chemické listy.*, Praha: Česká společnost chemická., 107(5):373–376.
- Stottmeister U., Wießner A., Kusch P., Kappelmeyer U., Kästner M., Berdeski O., Müller R.A., Moormann H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotech. Advanc.*, 22: 93–117.
- Uhlmann D. 1975. *Hydrobiologie ein grundriss für Ingenieure und naturwissenschaftler*. VEB. Gustav Fischer Verlag, jena, 345 pp.
- Urbánková M. 2012. Ústní sdělení, ČOV Olomouc, technolog specialista pro oblast Olomouc a Prostějov.
- Veolia voda. 2011. Výroční správa ČOV Olomouc, Moravská vodárenská, a.s.
- Vyhláška č. 382/2001 Sb. O podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, ČR: Sbírka zákonů., 2001(145): 8238–8430
- Vyhláška č. 252/2004 Sb. Vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ČR: Sbírka zákonů., 2004(82): 5402–5422

- Wagner M., Loy A. 2002. Bacterial community composition and function in sewage treatment systems. *Current Opinion in Biotech.*, 13(3): 218–227.
- Ward R.L. 1977. Inactivation of poliovirus in wastewater sludge with radiation and thermoradiation. *App. and enviro. Microbiol.*, 33(5): 1218–1219.
- W.O'dell J. 1993. Determination of nitrate-nitrite nitrogen by automated colorimetry. Inorg. Chem. Branch Chemistry Research Division. Environment. Monitor. systems laboratory office of research and development U.S. environment. Protect. agency
- Yoshie S., Ogawa T., Makino H., Hirosawa H., Tsuneda S., Hirata A. 2006. Characteristics of bacteria showing high denitrification activity in saline wastewater. *Letters in App. Microb.*, 42(3): 277–283.
- Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)
- Zelinka M., Kubíček F. 1985. *Základy aplikované hydrobiologie*. Praha: SPN., 250 s.

**ONLINE ZDROJE:**

Český hydrometeorologický ústav. Portál ČHMÚ [online]. [c2008]. [cit. 2013-02-05]. Dostupné<[http://portal.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4\\_Historicka\\_data/P4\\_1\\_Pocasi/P4\\_1\\_5\\_Uzemni\\_srazky](http://portal.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_5_Uzemni_srazky)>

Gaš B. Kapilární elektroforéza. Vesmír [online]. 2001. [cit. 2014-02-05]. Praha: Euromedia Group 80(7):370–373. Dostupné z: <<http://www.vesmir.cz/clanek/kapilarni-elektroforeza>>

Metodické pokyny a návody. Věštník [online]. 2005. [cit. 2013-08-05]. 15(6): 32s Dostupné z: <[http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/9FA464148FD233E1C1257021004C84BE/\\$file/Vestik06\\_05-nahled.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/9FA464148FD233E1C1257021004C84BE/$file/Vestik06_05-nahled.pdf)>

Seznam. Mapy.cz [online]. [c2011]. [cit. 2012-07-11]. Dostupné z: <[http://mapy.cz/#!x=17.267701&y=49.567652&z=16&t=s&q=Olomouc%252C%2520nov%252C3%25A9%2520sady&qp=8.753721\\_47.643862\\_22.423401\\_51.585463\\_6&l=15&d=ward\\_14807\\_0\\_1](http://mapy.cz/#!x=17.267701&y=49.567652&z=16&t=s&q=Olomouc%252C%2520nov%252C3%25A9%2520sady&qp=8.753721_47.643862_22.423401_51.585463_6&l=15&d=ward_14807_0_1)>

Český hydrometeorologický ústav. Portál ČHMÚ [online]. [c2008]. [cit. 2013-02-05]. Dostupné z: <[http://portal.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4\\_Historicka\\_data/P4\\_1\\_Pocasi/P4\\_1\\_5\\_Uzemni\\_srazky](http://portal.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_5_Uzemni_srazky)>

Pang F., Christison T. 2012. Determination of nitrite and nitrate in wastewater using capillary IC with UV detection. USA: Thermo Fisher Scientific, dionex. [online]. [cit. 2014-01-20]. Dostupné z: <[http://www.dionex.com/en-us/webdocs/113697-AU185-IC-Nitrate-Nitrite-Wastewater-06Aug2012-AU70208\\_E.pdf](http://www.dionex.com/en-us/webdocs/113697-AU185-IC-Nitrate-Nitrite-Wastewater-06Aug2012-AU70208_E.pdf)>

Vernier CZ. Vybavení pro výuku přírodovědných oborů [online]. [c2014]. [cit. 2013-07-06]. Dostupné z: <<http://www.vernier.cz/produkty/podrobne-informace/kod/NO3-BTA>>

VŠB TU Ostrava. Úprava a čištění vody [online]. 2010 [cit. 2013-07-11]. Dostupné z: <[http://homen.vsb.cz/hgf/546/Materialy/Radka\\_2010/mc.html](http://homen.vsb.cz/hgf/546/Materialy/Radka_2010/mc.html)>

## 8 PŘÍLOHY

### Příloha 1: Tabulky

**Tabulka 5:** Bilance celkového dusíku za rok 2010 a měsíční průměry ostatních parametrů

	<b>přítok 1</b>	<b>přítok 2</b>	<b>odtok</b>	<b>účinnost</b>	<b>průtok</b>	<b>stáří kalu</b>	<b>CHSK prům.</b>
	<b>mg/l</b>	<b>mg/l</b>	<b>mg/l</b>	<b>%</b>	<b>l/s</b>	<b>dny</b>	<b>mg/l</b>
Leden	40,90	48,40	9,15	79,51	415,77	23,00	479,80
Únor	39,30	43,20	9,72	76,44	580,58	17,00	401,15
Březen	32,00	40,20	9,79	72,88	634,56	22,00	400,90
Duben	32,70	38,20	10,69	69,84	482,10	21,00	395,40
Květen	24,30	27,50	8,81	65,98	1134,38	20,00	209,55
Červen	25,90	28,50	8,72	67,94	966,70	29,00	258,45
Červenec	33,10	35,50	7,83	77,17	451,35	39,00	417,80
Srpen	24,90	26,90	7,54	70,89	571,10	39,00	281,15
Září	30,80	30,00	8,14	73,22	621,27	45,00	308,95
Říjen	45,40	41,40	8,82	79,68	397,17	30,00	590,45
Listopad	40,30	45,50	8,39	80,44	439,49	37,00	453,85
Prosinec	40,00	43,90	9,60	77,12	468,29	31,00	289,45
Průměr	34,10	37,40	8,93	74,30	596,90	29,40	373,91
Min.	24,30	26,90	7,50	65,98	397,17	17,00	209,92
Max.	45,40	48,40	10,70	80,44	1134,38	45,00	590,45

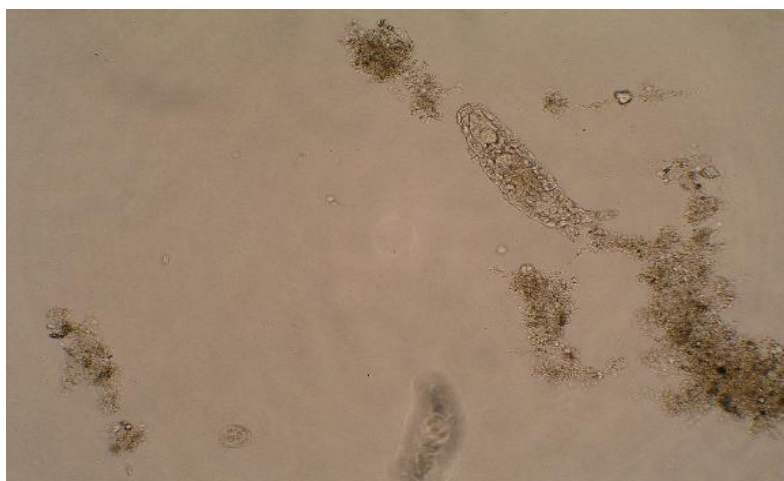
**Tabulka 6:** Bilance celkového dusíku za rok 2011 a měsíční průměry ostatních parametrů

	<b>přítok 1</b>	<b>přítok 2</b>	<b>odtok</b>	<b>účinnost</b>	<b>průtok</b>	<b>stáří kalu</b>	<b>CHSK průměr</b>
	<b>mg/l</b>	<b>mg/l</b>	<b>mg/l</b>	<b>%</b>	<b>l/s</b>	<b>dny</b>	<b>mg/l</b>
Leden	32,50	35,40	8,97	73,58	587,23	34,60	378,95
Únor	41,70	46,20	10,46	76,20	400,98	31,60	442,00
Březen	46,00	50,20	9,20	80,87	397,71	30,70	593,30
Duben	43,40	47,30	8,66	80,90	410,04	27,20	592,10
Květen	40,60	43,00	7,73	81,51	445,84	26,10	455,15
Červen	37,90	39,20	7,09	81,61	465,35	29,70	430,10
Červenec	36,30	37,70	6,85	81,49	512,40	25,70	447,70
Srpen	28,90	31,60	6,22	79,44	439,64	39,50	384,50
Září	39,50	43,10	8,29	79,93	325,08	39,70	550,80
Říjen	42,50	48,00	7,74	82,90	343,69	28,70	646,05
Listopad	48,80	54,40	8,57	83,39	286,11	34,90	654,30
Prosinec	48,40	53,70	9,41	81,57	318,42	37,70	579,40
Průměr	40,50	44,20	8,07	80,23	411,04	32,18	512,86
Min.	28,90	31,60	6,20	73,58	286,11	25,70	378,95
Max.	48,80	54,40	10,50	83,39	587,23	39,70	654,30

**Tabulka 7:** Bilance celkového dusíku za rok 2012 a měsíční průměry ostatních parametrů

	<b>přítok 1</b>	<b>přítok2</b>	<b>odtok</b>	<b>účinnost</b>	<b>průtok</b>	<b>stáří kalu</b>	<b>CHSK průměr</b>
	<b>mg/l</b>	<b>mg/l</b>	<b>mg/l</b>	<b>%</b>	<b>l/s</b>	<b>dny</b>	<b>mg/l</b>
Leden	40,70	45,40	9,33	78,33	370,37	32,70	523,70
Únor	39,00	46,00	8,70	79,53	397,46	34,80	552,00
Březen	38,40	43,70	8,97	78,15	487,40	27,80	526,75
Duben	41,10	67,80	8,40	84,57	363,20	25,00	697,20
Květen	52,30	54,90	8,87	83,45	353,72	39,70	664,85
Červen	38,20	47,60	6,20	85,55	431,78	53,90	611,00
Červenec	38,90	41,90	8,10	79,95	346,14	43,60	526,25
Srpen	48,50	46,50	7,30	84,63	317,62	47,10	623,05
Září	48,90	51,70	7,70	84,69	383,86	35,40	634,55
Říjen	42,90	47,00	8,02	82,16	384,36	36,20	532,50
Listopad	47,60	52,10	9,10	81,75	348,71	36,60	583,05
Prosinec	53,40	51,70	8,76	83,33	333,91	30,30	589,45
Průměr	44,20	49,70	8,29	82,17	376,54	36,93	588,70
Min.	38,20	41,90	6,20	78,15	317,62	25,00	523,70
Max.	53,40	67,80	9,30	85,55	487,40	53,90	697,20

## Příloha 2: Fotodokumentace



**Obrázek 24:** *Tardigrada* (želvuška) v aktivovaném kalu



**Obrázek 25:** *Opercularia coarctata* (pohárenka jarní) ve vločkách aktivovaného kalu



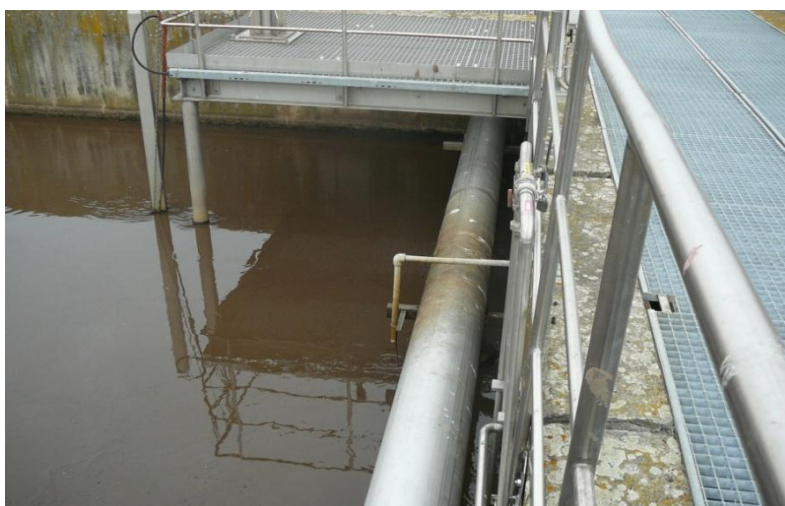
**Obrázek 26:** Celkový pohled na aktivační nádrže



**Obrázek 27:** Přítok mechanicky předčištěné vody na proces aktivace



**Obrázek 28:** Nitrifikační nádrž, kde právě probíhá aereace

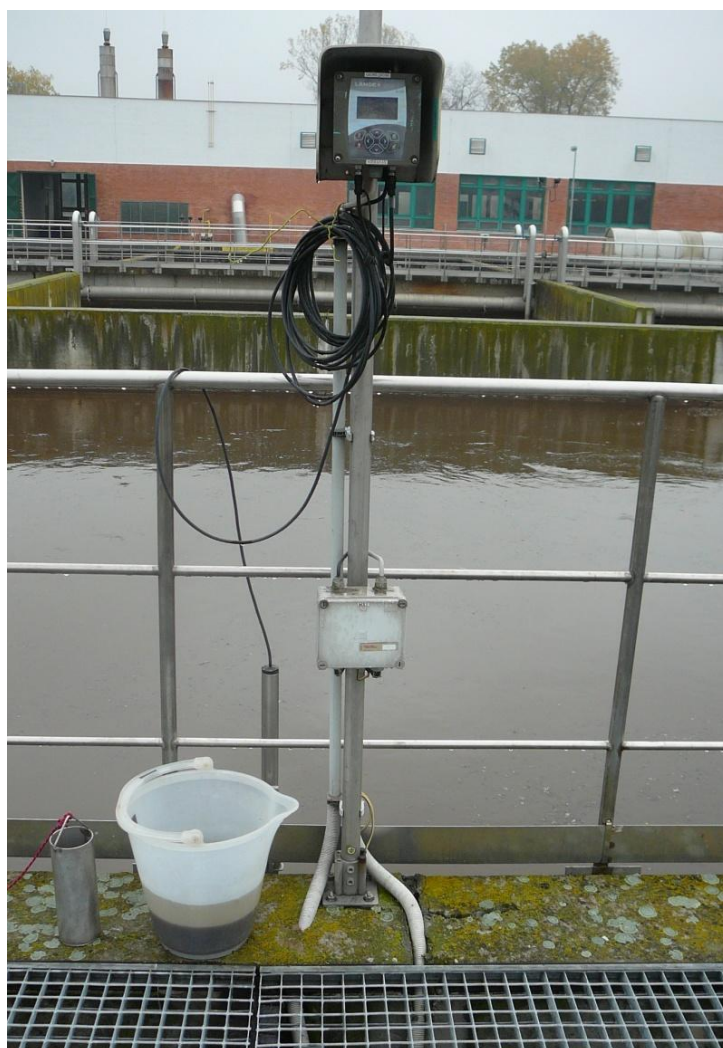


**Obrázek 29:** Dávkování síranu železitého a metanolu do denitrifikační nádrže





**Obrázek 30:** Zásobníky na metanol a síran železitý



**Obrázek 31:** Odběr vzorků vody z denitrifikační nádrže



Obrázek 32: Dekantace a filtrace vzorků



Obrázek 33: Laboratorní analýza vzorku (spektrofotetrie)



Obrázek 34: Spektrofotometr