

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

Odstraňování živin na ČOV Sedlečko u Soběslavě

**Nutrient removal at Sedlečko u Soběslavě wastewater
treatment plant**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

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

Diplomant: Bc. Šárka Nápravníková

2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Šárka Nápravníková

Environmentální vědy
Aplikovaná ekologie

Název práce

Odstraňování živin na ČOV Sedlečko

Název anglicky

Nutrient removal at Sedlečko wastewater treatment plant

Cíle práce

Cílem práce je vyhodnotit účinnost čištění odpadních vod na kořenové čistírně Sedlečko u Soběslavi se zřetelem na množství živin, které lze odstranit sklízením nadzemní biomasy orobince.

Metodika

V průběhu roku 2019 budou pravidelně v měsíčních intervalech odebírány vzorky odpadní a vyčištěné vody na ČOV Sedlečko u Soběslavi. Tyto vzorky budou analyzovány v laboratoři FŽP na ČZU. V průběhu vegetační sezóny v době maximální nadzemní biomasy budou odebrány vzorky nadzemní biomasy orobince a tato biomasa bude analyzována na obsah fosforu a dusíku. Na závěr budou výsledky rozborů vody a biomasy vyhodnoceny a bude sepsána diplomová práce.

Doporučený rozsah práce

60 stran včetně příloh

Klíčová slova

Kořenová čistírna, odpadní vody, makrofyta, orobinec širokolistý

Doporučené zdroje informací

Pitter, P., 2015. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT Praha.

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

Vymazal, J., 1995. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI Třeboň.

Vymazal, J., 2009. Kořenové čistírny odpadních vod: Dvacet let zkušeností v České republice. Vodní hospodářství 59: 113-118.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 6. 2. 2020

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 2. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 09. 03. 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením prof. Ing. Jana Vymazala, CSc. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

Podpis

V Praze, dne 26. 6. 2020

.....

Poděkování

Děkuji tímto vedoucímu mé diplomové práce prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc. za jeho odborné připomínky a rady, které mi při psaní této práce poskytoval a za jeho bezmeznou trpělivost a cenný čas, který mi věnoval. Dále děkuji Ing. Milanu Křiklánovi, vedoucímu provozu oblasti Sever a Ing. Kateřině Tebichové, technoložce, ze společnosti ČEVAK a.s. za data a poskytnutí neomezeného přístupu na KČOV v obci Sedlečko u Soběslavě.

Abstrakt

Role makrofyt na kořenových čistírnách odpadních vod je v posledním desetiletí velice diskutovaným tématem. V Evropě jsou prováděny výzkumy zaměřené na různé druhy používaných makrofyt a na jejich absorpci nutrientů. Nejpoužívanějšími druhy ve střední Evropě jsou rákos obecný, chrastice rákosovitá a orobinec širokolistý. Podrobněji byla sledována chrastice rákosovitá nicméně pro orobinec širokolistý nebyl dosud takto podrobný výzkum proveden.

Hlavním cílem studie bylo vyhodnotit množství živin kumulovaných v biomase orobince širokolistého na kořenové čistírně odpadních vod v obci Sedlečko u Soběslavě v jižních Čechách. Tato KČOV byla postavena v roce 2010 a je projektována pro 400 EO. Současné průtoky odpovídají cca 50 EO. Čistírna je majetkem obce, provozovatelem je společnost ČEVAK s.r.o. a skládá se z klasických 3 částí – mechanické předčištění, samotné biologické čištění a odtok do recipientu, kterým je Černovický potok.

Během roku 2019 byly 12x (1x/měsíc, přibližně vždy 30 dní po sobě) odebírány vzorky vody ve třech místech čistírny – na přítoku, po mechanickém předčištění a na odtoku. Vzorky byly odebrány do vyčištěných PET láhví, zamrazeny a následně odvezeny do laboratoří FŽP ČZU k analýze. Vzorky biomasy byly odebírány jednotně 5.8.2019. Bylo vytyčeno 4 x 1 m² na přítoku ve 2 kořenových polích plně zarostlých orobincem širokolistým a stejně tak 4x1m² na odtoku ve stejných polích. Biomasa byla posekána a rozdělena na listy, stařinu, stonky a květy. Následně byla za stálých teplotních a vlhkostních podmínek vysušena a zanalyzována v laboratořích FŽP.

Vzorky vody prokázaly v některých případech až trojnásobně vyšší eliminaci znečišťujících látek, než je vyžadováno legislativou. Dle předpokladů bylo zjištěno, že nejvíce N a P se akumuluje v listech rostlin. Pro další výzkumy podobného typu byla dokázána nutnost převodů naakumulovaného nutrientu do hodnoty standing stock. Ta ukázala, že akumulace nutrientů probíhala v listech rostlin a v nečekaném množství také v květech.

Bylo provedeno porovnání s pracemi, které aplikovaly podobný výzkum na ostatní makrofyty užívaných na KČOV. Dle toho je možné orobinec širokolistý řadit mezi rostliny s vysokou absorpční schopností a je doporučeno ho užívat k výsadbám na KČOV. Porovnání

absorpce u různých druhů makrofyt není exaktní z důvodu odlišných podmínek na KČOV, různých průtoků a různého zatížení vody nežádoucími látkami.

Klíčová slova: Kořenová čistírna, odpadní vody, makrofyta, orobinec širokolistý

Abstract

The role of macrophytes in root wastewater treatment plants has been a much-discussed topic in the last decade. Research is being carried out in Europe, into the different types of macrophytes used and their absorption of nutrients. The most widely used species in Central Europe are common reed (*Phragmites australis*), reed canary grass (*Phalaris arundinacea*), and broad-leaved cattail (*Typha latifolia*). Both – common reed and reed canary grass – were researched, however such detailed research has not yet been carried out for broad-leaved cattail.

The main aim of this study was to evaluate the amount of nutrients accumulated in plant biomass at the wastewater treatment plant, in the village of Sedlečko u Soběslave (in southern Bohemia). This WWTP was built in 2010 and is designed for 400 EO. The current flows correspond to just about 50 EO. The treatment plant is the property of the municipality; the company operating it is ČEVAK s.r.o. and consists of the classic 3 parts - mechanical pre-treatment, biological treatment, and outflow to the recipient – which is Černovický potok.

During 2019, water samples were taken twelve times (once per month, approximately 30 days in a row) at three locations on WWTP - at the inflow, after mechanical pre-treatment, and at the outflow. Samples were taken into cleaned plastic bottles, frozen and taken to the laboratories of the Faculty of Environmental Sciences CULS for analysis. Biomass samples were taken uniformly on August 5, 2019. On two root zones, fully overgrown broad-leaved cattail was marked at 4 x 1 m² on the inflow as well the outflow, in the same root zones. The biomass was cut and divided into leaves, dry leaves, stems, and blooms. Subsequently, they were dried and analysed in laboratories under controlled temperature and humidity conditions.

In some cases, the water samples showed three times higher elimination of pollutants than required by legislation. According to the assumptions, it was found most N and P accumulate in the leaves of plants. For further research, it is necessary to transfer the accumulated nutrients to the standing stock value (SS). SS showed the accumulation of nutrients that took place – primarily in the leaves of plants and also unexpected amount was found in blooms.

A comparison was done with works that applied similar research to other macrophytes used at the WWTP. Accordingly, the broad-leaved cattail can be classified as a plant with a high absorption capacity and is recommended to use for WWTP. The comparison of absorption in different macrophytes species is not exact due to different conditions at the WWTP, different flows, and different amounts of undesirable substances.

Keywords: constructed wetlands, wastewater, macrophyte, *Typha latifolia*

Obsah

| | |
|---|----|
| 1. Úvod | 1 |
| 2. Cíle práce | 3 |
| 3. Literární rešerše | 4 |
| 3.1 Odpadní vody | 4 |
| 3.1.1 Městské (splaškové) odpadní vody..... | 5 |
| 3.1.2 Průmyslové/Zemědělské odpadní vody..... | 6 |
| 3.1.3 Srážkové odpadní vody | 6 |
| 3.2 Ukazatelé znečištění odpadních vod..... | 6 |
| 3.2.1 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)..... | 7 |
| 3.2.2 Biologická spotřeba kyslíku (BSK) | 8 |
| 3.2.3 Celkový organický uhlík (TOC) | 8 |
| 3.2.4 Nerozpuštěné látky (NL)..... | 9 |
| 3.2.5 Sloučeniny dusíku | 9 |
| 3.2.6. Sloučeniny fosforu | 10 |
| 3.2.7 Vztahy mezi ukazateli..... | 10 |
| 3.2.8 Produkce znečištění obyvatelem na den | 10 |
| 3.3 Čištění odpadních vod | 11 |
| 3.3.1 Odstraňování nutrientů | 12 |
| 3.3.2 Extenzivní způsob čištění odpadních vod..... | 14 |
| 3.3.3 Fáze čištění odpadních vod | 15 |
| 3.4 Kořenové čistírny odpadních vod..... | 20 |
| 3.4.1 Základní princip technologie KČOV..... | 21 |
| 3.4.2 Vegetační kořenové čistírny s horizontálním podpovrchovým tokem | 21 |
| 3.4.3 Provoz a údržba | 22 |
| 3.4.4 Investiční a provozní náklady | 23 |
| 3.4.5 Výhody a nevýhody KČOV | 23 |

| | |
|--|----|
| 3.4.6 Rostliny vegetačních kořenových čistíren | 24 |
| 4. Materiál a metodika | 29 |
| 4.1 Technický popis sledované čistírny | 29 |
| 4.2 Jednotlivé dílčí objekty | 30 |
| 4.3 Provoz | 35 |
| 4.4 Sběr a získání dat | 36 |
| 4.4.1 Odebírání vzorků vody | 36 |
| 4.4.2 Zpracování vzorků vody | 39 |
| 4.4.3 Odebírání vzorků biomasy | 39 |
| 4.4.4 Zpracování vzorků biomasy | 41 |
| 4.5 Zpracování dat | 42 |
| 4.5.1 Výpočet zatížení čistírny živinami | 42 |
| 4.5.2 Výpočet množství živin v biomase | 43 |
| 4.5.3 Statistické metody | 43 |
| 5. Výsledky | 44 |
| 5.1 Eliminace organických a nerozpuštěných látek | 44 |
| 5.2 Eliminace dusíku biomasou makrofyt | 49 |
| 5.3 Eliminace fosforu biomasou makrofyt | 53 |
| 6. Diskuze | 57 |
| 7. Závěr | 64 |
| 8. Přehled literatury a seznam použitých zdrojů | 65 |
| 9. Přílohy | 69 |

1. Úvod

Přirozené mokřady byly na naší planetě dříve velice častým biotopem. Rozkládaly se na všech kontinentech. Jelikož tyto biotopy byly považovány za bezcenné posledních 150 let pro ně bylo nekompromisních. Jejich celková plocha několikanásobně klesla a s ní i veškeré ekosystémové funkce mokřadů včetně samočisticích procesů ve vodě. Důvodem je postupné zabírání krajiny člověkem a její následné znehodnocování nekontrolovaným vypouštěním odpadních vod. Úbytek tohoto biotopu s sebou přináší samozřejmě důsledky. Společně s mokřady soustavně ubývají i např. vzácné druhy mokřadních ptáků, kteří jsou svými životními cykly vázaní na tento konkrétní druh biotopu.

V polovině minulého století začali probíhat rozsáhlé studie a nastal tak zvrát v chápání mokřadů a jejich nenahraditelné roli v ekosystému. Za účelem chránit mokřady a zamezit jejich soustavnému ničení byla v roce 1971 přijata Ramsarská úmluva. Je to jediná úmluva svého druhu mezinárodního charakteru, jejímž účelem je zachovat tento biotop. Česká republika přispěla do seznamu 14 mezinárodně významnými mokřady (web AOPK).

Filtrace znečištěné vody, na které je celý systém přírodě blízkého čištění založen se stala opět podstatnou. Začali se realizovat pokusy o výstavbu umělých mokřadů. V angličtině je pro takovéto stavby používán termín „constructed wetlands“. Přirozené samočisticí procesy ve vodě, ať už mechanické, biologické nebo fyzikálně-chemické, byli navráceny v téměř nezměněné formě do těchto půdních filtrů s vegetací neboli „Reed Beds Treatment Plants“ (Mlejnská, et al., 2010).

Kořenové čistírny odpadních vod jsou v Evropě intenzivně konstruovány od 50. let minulého století, a to pro malé a střední zdroje odpadních vod. Již 20 % čistíren v obcích do 500 EO jsou kořenového typu (Mlejnská, et al., 2010). Doposud je to nejvíce užívaný způsob extenzivního čištění odpadních vod. Dnes jejich počet dosahuje stovek. V posledních letech je kladen důraz na použité druhy mokřadní vegetace a na jejich vliv na účinnost celého procesu přírodního čištění odpadních vod. Primární funkcí vegetace je vytváření vhodných podmínek a příznivého prostředí pro odstranění znečištění a pro množení organismů, které nutrienty z vody odstraňují. Další užitečné funkce vegetace jsou:

-snižování rizika eutrofizace

-změna mikroklimatu v okolí

-tvoří tepelnou izolaci v zimních měsících

-plní estetickou funkci v krajině

(Šálek, et al., 2006).

Dřívější předpoklady propůjčovaly biomase jednu z nejdůležitějších rolí při čištění vod. S postupem času se hypotézy mění. Procesy odehrávající se v kořenovém poli, role biomasy a interakce mezi rostlinami a okolním prostředím zůstávají předmětem diskuzí.

2. Cíle práce

Diplomová práce shrnuje dosavadní poznatky o procesu čištění odpadních vod. Sleduje cíle a postřehy z dlouhodobého sledování jak klasických aktivačních čistíren, tak kořenových. Na toto téma byla zpracována literární rešerše, v které je popsán rozdíl mezi intenzivním a extenzivním způsobem čištění a jsou zdůrazněny jejich výhody a nevýhody.

Pozornost je zaměřena na kořenovou čistírnu odpadních vod v obci Sedlečko u Soběslavě, nacházející se v Jižních Čechách. Voda odtékající do recipientu byla pravidelně sledována pro přítomnost nutrientů a obsah živin. Zároveň bylo také zhodnoceno množství uložených nutrientů (fosforu a dusíku) v nadzemní biomase rostoucí na kořenových polích čistírny. Konkrétním sledovaným druhem z rostoucích makrofyt byl orobinec širokolistý (*Typha latifolia*).

Cílem této práce je zanalyzovat celkovou účinnost čistírny. Hlavním předpokladem je dostatečná účinnost čistírny vzhledem k vyhlášce č. 401/2015. Dalším cílem je stanovení poměru usazených živin v nadzemních částech biomasy.

Čistírna byla vybudována v roce 2010 z finančních prostředků obce. Vlastníkem je obec Sedlečko u Soběslavě a provozovatelem je společnost ČEVAK s.r.o., která mi poskytla na čistírnu neomezený vstup k odebrání vzorků. Čistírna byla sledována po dobu roku 2019.

3. Literární řešerše

3.1 Odpadní vody

Pro důkladné pochopení fungování procesu čištění odpadních vod přírodě blízkými způsoby je důležité se zaměřit na jejich samotnou charakteristiku a jakost. Bez těchto znalostí není možné udělat správné strategické rozhodnutí o způsobu dopravy a způsobu čištění. Obecnou definici znečištění vod je možno interpretovat jako fyzikální, chemickou či biologickou změnu vody, která omezuje nebo znemožňuje její použití ke konkrétnímu účelu. Pojem znečištěná voda může mít v každé situaci jiný význam, je tedy pojmem relativním (Chudoba, et al., 1991). Odpadní vodou je možno označit znečištěnou vodu, která již nemůže být využita k původnímu účelu a člověk se jí proto zbavuje (Chudoba, 1991). Tyto vody putují kanalizací do čistíren odpadních vod a následně do recipientů (potoky, řeky, vodní nádrže).

Pro látky znečišťující vodu byl vytvořen přehled (tabulka 1), který napovídá, že charakter odpadních vod je velice pestrý. Není proto možné ve všech lokalitách aplikovat univerzální vzorec čištění a dodržet tak ekonomické, efektivní a legislativní požadavky v udržitelné míře. Vždy je třeba technologickou linku čištění přizpůsobit konkrétnímu zdroji znečištění. V širším měřítku je možné dále dělit odpadní vody dle zdroje. Toto rozdělení je poněkud obecnější nicméně častěji využíváné.

Tab. 1 Charakter znečišťujících látek v odpadních vodách (Chudoba, 1991).

| Označení skupiny | Znečišťující látky | Příklady |
|------------------|----------------------------|-------------------------------|
| 1 | rozpuštěné | ve filtrátu za filtrem 0,4 μm |
| 1.1 | -organické | |
| 1.1.1 | -biologicky rozložitelné | (cukry, mastné kyseliny) |
| 1.1.2 | -biologicky nerozložitelné | (azobarviva aj.) |
| 1.2 | -anorganické | (těžké kovy, sulfidy) |
| 2 | nerozpuštěné | |
| 2.1 | -organické | |
| 2.1.1 | -biologicky rozložitelné | (škrob, bakterie) |
| 2.1.2 | -biologicky nerozložitelné | (papír, plasty) |
| 2.1.3 | -usaditelné | (celuloseová vlákna) |
| 2.1.4 | -neusaditelné | (bakterie, papír) |
| 2.1.4.1 | -koloidní | (bakterie) |
| 2.1.4.2 | -plovoucí | (papír) |
| 2.2 | -anorganické | |
| 2.2.1 | -usaditelné | (písek, hlína) |
| 2.2.2 | -neusaditelné | (brusný prach) |

3.1.1 Městské (splaškové) odpadní vody

Zdroje splaškových vod jsou zejména domácnosti a sociální zařízení jako jsou restaurace, nemocnice, hotely a jim podobné zařízení spadající do občanské vybavenosti obcí. Je možné do této kategorie zařadit i vody dešťové a balastní. Pokud je v konkrétní obci zdroj, který by produkoval průmyslové odpadní vody, řadí se tato směs do kategorie městské. V posledních letech většina těchto vod nezůstává pouze splaškovými, jelikož ve většině obcí je možné nalézt např. minipivovary, zemědělskou výrobu apod.

Zbarvení splašků bývá zpravidla šedé až šedohnědé s výrazným zákalem. Jejich teplota se pohybuje okolo 7 °C (Chudoba, 1991). Informace o přesném složení splaškových vod je možné získat pouze přímým odebráním vzorků na místě po dobu 24 h (Šálek, 2006). Většinový podíl znečišťujících látek ve splaškových vodách připadá na moč a fekálie. Množství splašků je možné spočítat dle spotřeby vody obyvatele na den. V současnosti se specifická spotřeba pitné vody na obyvatele na den pohybuje od 80–130 l/os/den (Jágllová, 2009). Tato hodnota se může měnit dle životní úrovně obyvatel nebo vybavenosti bytů. Pro obyvatele žijícího v bytě s výtokem vody, WC, koupelnou a centrální přípravou teplé vody je tato hodnota dle Pittera (2015) i 150 l/os/den. Z tohoto vypočteného množství je třeba odečíst 10-

20 %, což je voda potřebná k mytí komunikací, závlaze městské zeleně a podobným účelům. Je třeba také brát ohled na cenu vodného a stočného a také na režim dne či roční období.

3.1.2 Průmyslové/Zemědělské odpadní vody

Na rozdíl od splaškových jsou průmyslové vody velice rozmanitého charakteru i složení. Vznikají při výrobním procesu, těžbě nebo zpracování organických i anorganických surovin. Jejich typické vlastnosti a složení jsou závislé na jednotlivých výrobních postupech, z kterých pocházejí. V některých situacích již není možné hovořit o kapalině v pravém slova smyslu. Některá odvětví vyprodukují jako odpadní látku různé výluhy, matečné louhy nebo prasečí či hovězí kejdu (Chudoba, 1991).

Tyto odpadní látky je možné rozdělit na vody anorganicky a organicky znečištěné. Anorganické znečištění znamená, že ve vodě se vyskytují jak anorganické látky nerozpuštěné, tak i rozpuštěné a tyto vody není již možné biologickým způsobem vyčistit. Je možné použít některou z forem sedimentace, čerání nebo filtrace (Pitter, 2015). Organicky znečištěné vody lze dělit dle jejich biologické rozložitelnosti. Biologicky se dají vyčistit pouze ty látky, které jsou úplně biologicky rozložitelné (Chudoba, 1991).

3.1.3 Srážkové odpadní vody

Obsahem srážkových neboli dešťových odpadních vod, je samotná srážková a drenážní voda a splachy. Dešťová voda je ve své podstatě poměrně čistá. Omýváním různých ploch, staveb a nánosů na střechách, chodníků i v kanalizační síti se kontaminuje různým druhem nečistot. Obecně platí, že kontaminace dosahuje nejvyšší úrovně v první fázi deště. Dalšími parametry kvality dešťových vod jsou intenzita srážek, průběh předchozích dešťů, charakteristika sběrné oblasti stoky aj. (Švehla, 2004).

3.2 Ukazatelé znečištění odpadních vod

Každý typ odpadní vody obsahuje pestrou paletu organických látek. Stanovovat kvantitu a kvalitu každé sloučeniny separátně by bylo pro vědní obor čištění odpadních vod neefektivní. Proto byly na mezinárodním poli vytyčeny skupiny příbuzných látek, které

se stanovují dle jednoho standardu, a to jako suma všech organických látek pomocí kyslíku spotřebovaného na jejich oxidaci (Švehla, 2004). K tomuto skupinovému stanovení se používají dva základní ukazatelé – chemická spotřeba kyslíku a biochemická spotřeba kyslíku. Je možné stanovit další ukazatele pro potřebu charakterizovat odpadní vody s co největší přesností.

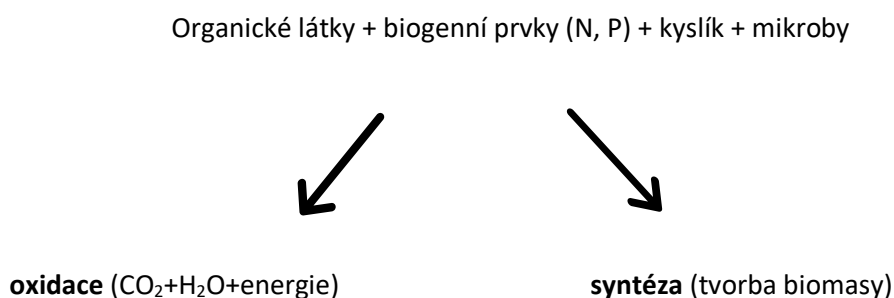
Pro všechny organické látky a sloučeniny je možné zjistit tzv. TSK – teoretická spotřeba kyslíku. Tato hodnota vyjadřuje množství kyslíku v gramech, které je potřeba na úplnou oxidaci jednoho gramu zkoumané látky či sloučeniny. Toto množství kyslíku je závislé na elementárním složení sloučeniny a na produktech oxidace (Chudoba, 1991).

3.2.1 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

Při stanovení CHSK (chemická spotřeba kyslíku) se množství organických látek ve vodě posuzuje dle množství oxidačního činidla, které je za určitých podmínek třeba k jejich oxidaci, tzn., že látky jsou chemicky oxidovatelné (=jsou schopné spotřebovat rozpuštěný kyslík). Stanovení CHSK probíhá tak, že zkoumané organické látky jsou oxidovány jedním ze dvou oxidačních činidel – dichromanem draselným (chromanová metoda, přípona Cr) nebo manganistanem draselným (manganová metoda, přípona Mn), ten se užívá dnes jen výjimečně. Oxidace může být provedena do různého stupně (většina organických látek oxiduje z více než 90 %), záleží na struktuře oxidované látky. Výsledek je přepočítán na kyslíkový ekvivalent a vyjádřen v mg/l. Předpokládaná specifická produkce organického znečištění je asi 120 g na 1 obyvatele/den. Dosažený stupeň se následně porovnává s teoretickou spotřebou kyslíku (TSK). Ta poskytuje údaj v gramech kyslíku potřebného pro úplnou oxidaci 1 g organické látky až na CO₂ a H₂O (Pitter, 2015; Švehla, 2004). Dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je přípustná hodnota CHSK_{Cr} na odtoku z čistíren odpadních vod pro kategorii <500 EO 150 mg/l.

3.2.2 Biologická spotřeba kyslíku (BSK)

Při biologickém čištění se uplatňují aerobní procesy, které se odehrávají při samočištění ve volné přírodě. Organotrofní bakterie využívají organické látky jako zdroj živin a energie. Část těchto látek je chemicky zoxidována až na CO_2 a H_2O . Druhá část je využita k syntéze nové biomasy. Souběh těchto procesů lze znázornit takto:



(Pitter, 2015)

Stanovení biochemické spotřeby kyslíku je množství kyslíku, který spotřebují mikroorganismy pro rozklad organických látek ve vodě za stanovených podmínek v oxickém prostředí. Vyjadřuje se v jednotkách mg/l. Index připojený za symbolem BSK vyjadřuje délku inkubace ve dnech (nejčastěji se stanovuje BSK_5). BSK, na rozdíl od CHSK, která postihuje organické látky rozložitelné i nerozložitelné, vyjadřuje míru koncentrace pouze biologicky rozložitelných látek. Tato skutečnost je hlavním rozdílem mezi těmito dvěma metodami (Chudoba, 1991). Stanovení BSK_n je běžnou součástí rozborů odpadních vod. Je jedním z nejdůležitějších parametrů při posuzování účinnosti biologického čištění již více než sto let. I přes všechny nedostatky je pro svou jednoduchost zatím nenahraditelné. Orientačně je předpokládaná produkce organického znečištění cca 60 g BSK_5 na 1 obyvatele/den (Pitter, 2015). Dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je přípustná hodnota BSK na odtoku z čistíren odpadních vod pro kategorii <500 EO 40 mg/l.

3.2.3 Celkový organický uhlík (TOC)

Obsah organických látek v odpadní vodě může být určen nepřímo stanovením organického uhlíku. Tato metoda je v posledních letech stále více prosazována. Je založena na oxidaci organických látek na oxid uhličitý. Toho je možné dosáhnout dvěma způsoby, buď termickou oxidací (při teplotě 900–1000 °C), nebo tzv. mokrou cestou (chemickou nebo

fotochemickou). Při termickém rozkladu se oxidují všechny organické látky, což je jedna z mála výhod proti stanovení CHSK. Jedná se o další skupinový ukazatel celkového organického znečištění ovšem nejedná se o nejvhodnější nástroj k hodnocení znečištění odpadních vod (Dohányos, et al, 1998; Chudoba, 1991; Pitter, 2015).

3.2.4 Nerozpuštěné látky (NL)

Stejně jako všechny ostatní látky obsažené v odpadních vodách mohou být nerozpuštěné látky dělené na organické a anorganické. Dále se dají rozlišit na usaditelné a neusaditelné. Většinu z nich lze odstranit poměrně jednoduchou mechanickou cestou. Toto stanovení je klíčové například při hodnocení vlastností kalů. Lze je zachytit prostými fyzikálními postupy např. sedimentací nebo filtrací. Proto je důležité v projektové fázi čistírny odpadních vod znát alespoň přibližné koncentrace NL v odpadní vodě, která bude do dané ČOV přiváděna a dle těchto parametrů přizpůsobit mechanické čištění. Dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je přípustná hodnota NL na odtoku z čistíren odpadních vod pro kategorii <500 EO 50 mg/l. (Jágllová, et al, 2009).

3.2.5 Sloučeniny dusíku

Sloučeniny dusíky ve všech jeho formách je zapotřebí s co nejvyšší účinností snižovat v odtocích, které jsou vedeny z ČOV do recipientů. Při vysokých koncentracích celkového dusíku a fosforu může v přírodě dojít k nadměrné eutrofizaci vody (Švehla, et al., 2004).

Jako produkce dusíku ve splašcích je uváděna hodnota 12 g N na 1 obyvatele/den. Hlavním zdrojem dusíkatých sloučenin v odpadních vodách je moč. Té je nejvíce v čerstvých splaškových vodách, časem podléhá hydrolyze a rozkládá se na amoniakální dusík, kterého tím pádem naopak s postupem času přibývá. Snadno podléhají změnám i jiné formy dusíku, proto je jejich stanovení taktéž závislé na čase (Pitter, 2015).

Amoniakální dusík (NH_4^+) je primární produkt rozkladu většiny organických dusíkatých látek rostlinného i živočišného původu. Jeho přítomnost je i v poměrně nízké koncentraci nebezpečná pro ryby i ostatní vodní organismy. Jeho koncentrace v odpadních vodách je závislá na podílu průmyslových vod. Obsah amoniakálního dusíku patří při vypouštění odpadních vod do vod povrchových k závazným stanoveným ukazatelům

(společně s dusitanovým a dusičnanovým dusíkem) (Pitter, 2015; Venská, 2015). Dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. není přípustná hodnota NH_4^+ pro kategorii <500 EO stanovena, nicméně pro kategorii 500–2000 EO je přípustná hodnota na odtoku z čistíren odpadních vod 20 mg/l.

3.2.6. Sloučeniny fosforu

Stejně jako u dusíkatých látek jsou zdrojem fosforu převážně moč, fekálie a následně prací či čisticí prostředky a zbytky potravy. Průměrný obyvatel vyprodukuje 1–2 g P/den. Je možné zaznamenat jak organické, tak anorganické formy fosforu, tudíž je nejčastěji stanovována hodnota P_{celk} (celkový fosfor). Anorganicky vázaný fosfor se vyskytuje nejčastěji v pracích prostředcích, kde je obsažen ve formě polyfosforečnanů. Ty podléhají někdy už při procesu praní hydrolyze a do vod přicházejí jako orthofosforečnany. V šedesátých letech došlo k rozvoji výroby těchto prostředků, a proto koncentrace několikanásobně vzrostla (Crites, et al., 2010; Pitter, 2015).

3.2.7 Vztahy mezi ukazateli

Vztah mezi CHSK a BSK je dobrým poměrovým ukazatelem biologické rozložitelnosti organických látek ve vodě. Jelikož CHSK podává informaci o spotřebě kyslíku na oxidaci všech látek a BSK jen o látkách biochemicky rozložitelných. Z toho vyplývá, že vztah $\text{TSK} \geq \text{CHSK} > \text{BSK}$ bude platit v každém případě. U dobře biologicky rozložitelných organických látek se výsledek poměru BSK/CHSK pohybuje v 0,5 až 0,7. V dokonale vyčištěné vodě zbavené většiny biologicky rozložitelných látek je tento poměr pod 0,1 (Pošta, et al., 2005, Chudoba, et al., 1991). Poměr $\text{TSK}/C_{\text{org}}$ resp. $\text{CHSK}/C_{\text{org}}$ je ukazatelem stupně, do kterého byla organická látka v odpadní vodě zoxidována. Čím je tento poměr nižší, tím je stupeň oxidace vyšší (Dohányos, et al., 1998).

3.2.8 Produkce znečištění obyvatelem na den

Pro jasnou charakteristiku celkového znečištění odtékající ve vodě do ČOV z konkrétní lokality, byla standardizovaná jednotka EO (ekvivalentní obyvatel). Tato jednotka se osvědčila při popisu zdrojů odpadních vod dělených dle velikosti vyjádřené v počtu EO, především pokud se jedná o vodu smíšenou (splašková a průmyslová voda). Dle této míry lze

stanovovat jednotné sazby poplatků i způsob sledování míry znečišťujících zdrojů. Tento parametr se zavedl nejen u nás ale i v zahraničí a byl vpraven do legislativní i správní terminologie. V tabulce 2 jsou hodnoty všech standardně užívaných ukazatelů znečištění vyprodukovaných jedním obyvatelem za jeden den (Švehla, et al., 2004).

Tab. 2: Průměrné hodnoty ukazatelů znečištění v přepočtu na jednoho obyvatele za den (Chudoba, et al., 1991)

| Ukazatel znečištění | Jednotka | Údaj |
|------------------------|----------|------|
| NL | g | 55 |
| BSK ₅ | g | 60 |
| CHSK | g | 109 |
| Corg | g | 40 |
| BSK ₅ /CHSK | | 0,55 |
| Corg/CHSK | | 0,37 |
| BSK ₅ /Corg | | 1,5 |
| Celkový dusík | g | 12 |
| Celkový fosfor | g | 2-4 |
| Extrahovatelné látky | g | 15 |

3.3 Čištění odpadních vod

Samotný proces čištění odpadních vod se dělí na dvě odvětví. Prvním je proces dnes již považován za klasický (intenzivní). Je založen na funkci aktivačního kalu (tzv. kalové hospodářství) a spadají do něj veškeré typy aktivačních čistíren. Druhý typ čištění je přírodě bližší (extenzivní) a řadí se do něj biologické nádrže, kořenové čistírny odpadních vod, zemní filtry apod. Tento typ je užíván spíše pro odpadní vody z malých zdrojů např. rodinné domy, skupina domů, menší vesnice apod. Všeobecně se tyto zařízení budují pro obce do 1000 EO (Šálek, et al., 2006).

V obou případech se ale využívají procesy, jež přirozeně fungují v přírodním prostředí. Vhodným navržením a výstavbou zmíněných zařízení je celý proces efektivnější a rychlejší nežli ve volné přírodě. Tímto způsobem je zmírňován dopad antropogenního znečištění na životní prostředí.

Správné navržení a organizační posloupnost jednotlivých komponentů čistírny závisí na způsobu čištění a na množství odpadní vody, jež bude do ČOV přitékat (vyjádřená v jednotce EO). Dle nařízení vlády 401/2015 Sb. je možné rozlišovat tyto stavby ve třech kategoriích. První obsahuje ČOV do 5 000 EO (malé čistírny), druhá od 5 000 EO do 20 000 EO

(střední čistírny) a do třetí kategorie spadají čistírny dimenzované nad 20 000 EO (velké čistírny). Všeobecně platí, že malé čistírny mají jiné schéma uspořádání než střední a velké (Pošta, et al., 2005). Zvláštní kategorií jsou pak stavby určené do 100 000 EO. Tato práce je soustředěna na kořenovou čistírnu odpadních vod spadající do kategorie nejmenších čistíren. Konkrétně je dimenzována pro 400 EO.

Samotné odstraňování nežádoucích látek z vod je odděleno na 3 stupně. Prvním je stupeň mechanického předčištění. Druhým je stupeň biologický. Zde se uplatňují zákonitosti procesů samočištění vod vyzorované v přírodním prostředí. Posledním stupněm může být krok chemický, který nemusí nutně být součástí čistírny.

3.3.1 Odstraňování nutrientů

3.3.1.1 Biologické odstraňování dusíku

Přítomnost sloučenin dusíku v odpadních vodách a jejich následné vypouštění do vod přírodních je za potřebí co nejvíce eliminovat z několika důvodů

-amoniakální dusík má při biochemické oxidaci vysokou spotřebu kyslíku (4,57 g kyslíku na 1 g NH₃-N)

-vytváří pozitivní prostředí pro růst zelených organismů, čímž se zvyšuje riziko nadměrné eutrofizace povrchových vod

-nadprůměrné koncentrace dusičnanů v pitné vodě mohou být nebezpečné pro děti v kojeneckém věku (Chudoba, et al., 1991).

V odpadních vodách se dusík vyskytuje nejčastěji v amoniakální formě. Kromě známých způsobů odstraňování jako je např. zachycování na měničích iontů nebo stripování vzduchem, může být aplikován biologický způsob – redukční proces nitrifikace a denitrifikace, definovaný jako redukce dusičnanů nebo dusitanu na plynný dusík, následován oxidačním procesem nitrifikace. Výhodou je především finanční nenáročnost (Verstraete W., et.al., 1977; Švehla, et al., 2004).

Proces nitrifikace probíhá ve dvou stupních. V první fázi se za pomoci bakterií z rodů *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira* a *Nitrosocystis* amoniakální dusík oxiduje na dusitany. V druhé fázi jsou dusitany oxidovány dále na dusičnany díky bakteriím *Nitrobacter*

a *Nitrocystis*. Obě skupiny bakterií potřebují k plnění této funkce CO₂ jako zdroj uhlíku (Dohányos, et al., 1998). Nitrifikační bakterie se řadí mezi pomaleji rostoucí organismy, mají rozdílnou citlivost vůči teplotě, rozpuštěného kyslíku a hodnotě pH. Jsou také velmi citlivé na jiné organické a anorganické látky např. těžké kovy nebo kyanidy. Tyto skutečnosti mohou způsobovat nežádoucí hromadění dusitanů při čištění. Rychlost nitrifikace je tedy ovlivněna koncentrací rozpuštěného kyslíku, hodnotou pH ale i teplotou vody (Verstraete W., et al., 1977; Dohányos, et al., 1998; Švehla, et al., 2004).

Celý cyklus, v němž je dusík redukován z oxidačního stupně N⁺⁴ a N^{+III} na N⁰ se nazývá denitrifikace. Je opačným procesem nitrifikace a jsou na sebe úzce navázány. Představuje redukcí dusičnanů a dusitanů na N₂ nebo N₂O (pouze v malém množství). Může být proveden několika skupinami organotrofních bakterií např. rody *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Denitrobacillus* aj. Všeobecně platí, že tyto oxidované formy dusíku mohou být využity asimilačně nebo disimilačně. Nitrátová asimilace je proces redukce dusičnanů na amoniak za účelem získání dusíku pro syntézu biomasy. Nitrátová disimilace (respirace) je proces, při kterém je dusičnanový a dusitanový dusík využit jako konečný akceptor elektronů a má tedy stejnou funkci jako molekulární kyslík. Konečný produkt disimilace je závislý na druhu a počtu mikroorganismů a na podmínkách prostředí. Tento zredukovaný dusík následně uniká z vodního prostředí v plynné formě. K denitrifikaci dochází pouze za anoxických podmínek (=absence molekulárního kyslíku, přítomnost dusičnanového a/nebo dusitanového dusíku) (Focht D.D., et al., 1975; Pošta, et al., 2005).

3.3.1.2 Biologické odstraňování fosforu

Nejčastějšími formami výskytu fosforu v odpadních vodách jsou orthofosforečnany a organicky vázaný fosfor. Zdrojem v případě polyfosforečnanů jsou prací či apretační prostředky, přípravky pro ochranu chladících okruhů či inhibitory koroze. Přítomnost fosforu na odtocích je nežádoucí, protože se, stejně jako dusík, podílí na riziku nadměrné eutrofizace vody (Dohányos, et al., 1998; Crites R.W., et al., 2010)

Hlavní způsoby odstraňování fosforu jsou adsorpce a srážení. Pokud je přítomna biomasa, která je sklízena, řadí se vedle nich i absorpce v nadzemních částech rostlin (Crites R.W., et al., 2010). Odstraňování fosforu biologickou cestou je možné díky schopnosti některých organismů akumulovat za konkrétních podmínek fosfor ve formě polyfosfátů

(Vymazal, 2003). V současnosti je známo asi 20 takových druhů, nejnámější jsou bakterie rodu *Acinetobacter*. Výhodou tohoto biologického odstraňování fosforu je nezávislost na chemikáliích a absence vzniku anorganických kalů a tudíž i jejich následného zpracování (Dohányos, et al., 1998).

3.3.2 Extenzivní způsob čištění odpadních vod

Způsoby čištění odpadních vod se dají dělit na intenzivní (klasické) a extenzivní (přírodě blízké). Všechny tyto procesy jsou pak dále děleny dle aerobních a anaerobních podmínek prostředí v nichž probíhají.

Základním stavebním kamenem extenzivních způsobů čištění odpadních vod jsou samočisticí funkce vody, které probíhají v přírodě naprosto samovolně. Odehrávají se v půdním, vodním a mokřadním prostředí. Přítomnost vegetace je v těchto místech nezbytná, jelikož se spolupodílí na vývoji příznivých podmínek. Problematika přírodních způsobů čištění byla řešena již před několika tisíci lety využitím odpadních vod pro závlahy. Nicméně v posledních sto letech se začali tyto procesy převádět do umělé vytvořeného prostředí na podstatně vyšší úrovni řešení dané problematiky. Pro podmínky střední Evropy jsou projektované převážně drobnější samostatná zařízení maximálně pro 2 000 EO (Šálek, 2006).

Nejčastěji využívané extenzivní technologie u nás jsou biologické nádrže. Jsou vhodné pro čištění splaškových vod zejména z jednotlivých stavení, skupiny domů či z rekreačních zařízení. Mohou posloužit jak k čištění, tak i k dočišťování, akumulaci vod, popřípadě i k jiným účelům. Jednoznačně jsou naopak nevhodné pro organicky nadprůměrně zatížené splachy, pro vody s vysokým pH nebo vody toxické. Hlavními schopnostmi těchto biologických nádrží je usazování nerozpuštěných částic, aerobní i anaerobní biologický rozklad a využití přítomnosti fytoplanktonu a makrofyt (Mlejnská, et al., 2009).

Další velice využívanou technologií v poslední desetiletích jsou kořenové čistírny odpadních vod. Nejčastěji jsou řešeny jako několik kořenových polí osázené rostlinami a vyplněné substrátem o různé zrnitosti. Celý systém je založen na mechanických (sedimentace, filtrace), fyzikálně-chemických (agregace, oxidace, adsorpce) a biologických procesech (činnost bakterií), které se odehrávají ve filtrační vrstvě za spolupůsobení rostlin.

Jde o proces, který je přírodě ze všech ostatních nejbližší (Ottová, et al., 1997; Mlejnská, et al., 2009).

Zemní filtry jsou další možností extenzivního čištění odpadních vod. Hlavní roli představuje společenstvo mikroorganismů žijících na povrchu náplně filtru. To rozkládá organické znečištění. Hlavním rozdílem, od všech předchozích způsobů je, že zemní filtry pracují v anoxických až oxických podmínkách. Jsou vhodné pro předčištěné běžné komunální vody. Nehodí se pro odpadní vody ze zemědělského nebo potravinářského průmyslu, které by mohly obsahovat nadměrné množství obtížně usaditelných kalů a organického znečištění. Takové vody by mohly způsobit rychlé zanesení filtru. Nicméně v našich podmínkách jsou z výše zmíněných možností nejvíce využívané biologické nádrže, následovány kořenovými čistírnami (Mlejnská, et al., 2009).

3.3.3 Fáze čištění odpadních vod

3.3.3.1 *Mechanické předčištění*

Proces mechanického předčištění je důležitým stupněm, který nesmí být podceňen. Z toho důvodu, že návrhové parametry dalších stupňů čištění jsou odvislé od kvality vody vystupující z mechanického předčištění. Správné provedení předčištění chrání čistírnu odpadních vod před ucpáním a ostatních poruch. Nefunkční předčištění by pro kořenovou čistírnu znamenalo ucpání filtračního lože, a tudíž i možné vyřazení čistírny z provozu. Aby byla zachována hlavní myšlenka extenzivního čištění – absence přísunu energie a nízká náročnost na údržbu, zařazují se takové komponenty, které nevyžadují náročnou obsluhu. Technologická linka předčištění je navrhována s ohledem na kvalitu a kvantitu vody na přítoku. Je třeba brát zřetel na počet EO, poměr průmyslových a splaškových vod, recipient, do kterého bude voda odtékat, poměr rekreačních staveb a s tím spojené kolísání na přítoku během roku. Během tohoto stupně se z vody odstraňují kusy hadrů, vlákna, vlasy, nitě, fekálie, tuky, domovní odpadky, zbytky ovoce a zeleniny, plastické hmoty, různé obaly a kusy dřeva. Při velkých deštích může být navíc kanalizací vodou unášen štěrk či kusy cihel. Koncentrace organického znečištění ve splaškové vodě se po průtoku předčištěním sníží přibližně o 15–30 % (Sojka, 2001). Zpravidla platí, že u jednotlivých domů, skupin domů, restaurací a malých hotelů je možné vystačit se septikem či biologickým septikem a síťovým filtrem. U obcí do 3 000 EO je nezbytné navrhnout a zřídit úplný mechanický stupeň předčištění (Kočková, et al., 1994, Mlejnská, et al., 2009).

Jednotlivé komponenty mechanického předčištění jsou:

- **Septiky** využívané pro nejmenší možné zdroje odpadních vod např. pro jednotlivé domy, rekreační chaty, chalupy, maximálně osady. Představuje nádrž s přepadem, v minulosti hojně využívané pro svou jednoduchost. V této nádrži probíhá usazování a anaerobní vyhnívání odpadní vody společně s kalem. U těchto jednoduchých zařízení je nutný pravidelný odvoz fekální vody, což výrazně zvyšuje náklady na jeho provoz. (Mlejnská, et al., 2009).
- **Česle** představují jakýsi ochranný štít čistírny. Jejich úkolem je zachytit větší předměty unášené vodou (kuchyňské zbytky, papír, hadry, obaly atd.), které by mohly být zdrojem problémů, pokud by se v procesu čištění dostaly dále. Dle velikosti průlin (mezery mezi ploty) můžeme česle rozdělit do dvou skupin; hrubé česle s průlinami 50-100 mm a jemné česle s průlinami pod 30 mm. Dále jsou rozlišovány česle dle způsobu údržby; stírané ručně a strojně. Ruční stírání je závislé na pracovníkovi či provozovateli čistírny, který musí česle optimálně 1x týdně čistit. Konstrukce česlí se skládá z rámu, který je vyplněn česlicovou mříží, která je vytvořena z plochých železných prutů. Tento rám je umístěn do přítokového kanálu pod úhlem 55° až 80°, přičemž vrchní část česlí musí být vždy nad maximální hladinou vody. Materiál zachycený na česlích je nazýván shrabky. Možnosti nakládání se shrabky jsou následující: kompostování nebo vpravování do půdy, ukládání na skládkách, lisování nebo spalování (Chudoba, 1991).
- **Lapák písku/štěrku** funguje na základě snížení průtočné rychlosti v nádrži na optimální hodnotu 0,3 m³/s. Doba zdržení by neměla být delší než 30 s, aby nedocházelo zároveň i k usazování nežádoucích látek. Na principu sedimentace jsou odstraňovány písek, drobný štěrk a další látky podobného charakteru. Dle směru proudění vody nádrží lze rozlišovat lapáky na horizontální, vertikální či lapáky s příčnou cirkulací. Pro extenzivní čištění je nejhojněji využíván lapák komorový, který se skládá ze dvou úzkých žlabů, jimiž voda protéká (Mlejnská, 2009; Šálek, 2006).
- **Lapák tuků a olejů** může být zařazen v případě potřeby za lapák písku. U městských odpadních vod to není bezpodmínečně nutné. Zpravidla bývá ekonomicky a

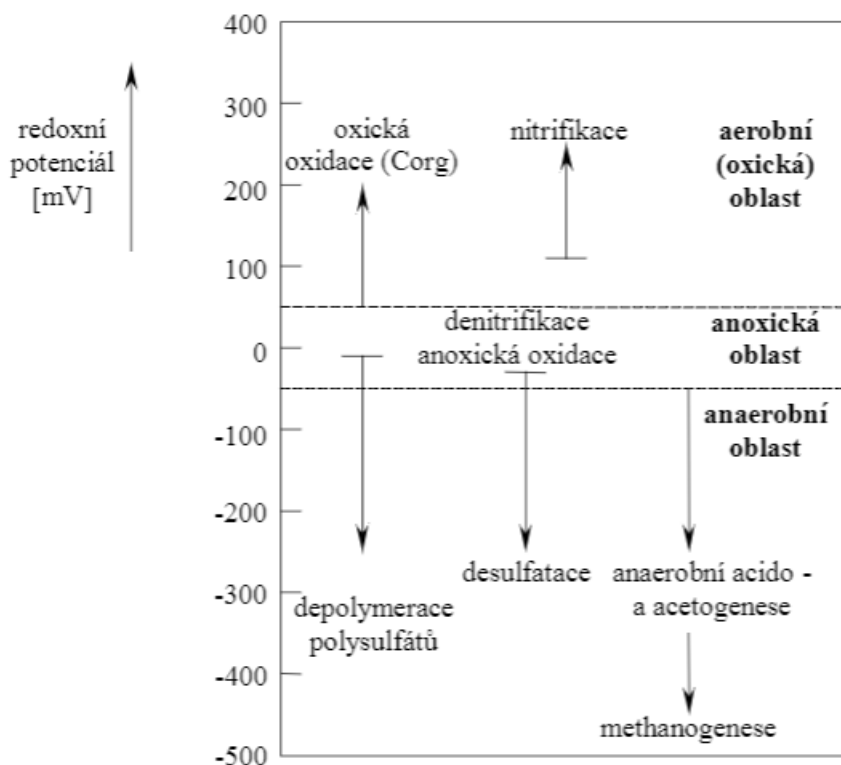
technologicky účinnější odstraňovat tuky a oleje z průmyslových odpadních vod přímo v průmyslových závodech (Chudoba, 1991).

- **Usazovací nádrže** jsou konstruovány k zachycení podstatného množství usaditelných látek a jemných kalových částic. Doba zdržení v usazovací nádrži by neměla klesnout pod 2 hodiny. Vzniklá látka se nazývá primární kal, který je energeticky cennou surovinou. Jsou navrhované na nepřetržitý provoz, tzn., že pracují kontinuálně, a jejich konstrukční řešení může být horizontální, vertikální nebo radiální (Pošta, et al., 2005).

3.3.3.2 Biologický stupeň čištění

Biologický stupeň čištění následuje v čistícím procesu za mechanickým předčištěním. Hlavním účelem je odstranit nečistoty, které prošly prvním stupněm. Všechny používané metody jsou napodobením a zintenzivněním procesů v přírodě, souhrnně zvaných samočištění. Hlavní nevýhodou je skutečnost, že se nedají touto metodou z vod odstranit látky biologicky nerozložitelné. Naproti tomu je však ekonomicky výhodné, neboť při čištění není třeba užívání jiných látek např. chloridy, sírany aj (Chudoba, 1991).

Základním předpokladem pro fungování všech biologických čistírenských procesů jsou oxidačně-redukční reakce. Pro rozdělení těchto reakcí je základním ukazatelem konečný akceptor elektronů a s tím související hladina oxidačně redukčních potenciálů (Van Cleemput, et al., 2007). Celý přehled znázorňuje obrázek 1. S postupným zdokonalováním procesů nitrifikace a denitrifikace se začalo uplatňovat názvosloví oxické (kyslíkaté) pro kyslíkatou oblast. Zde probíhají pochody oxidace organických látek a nitrifikace. Rozpuštěný kyslík je zde konečným akceptorem elektronů. Dle hodnot oxidačně redukčních potenciálů se oxická oblast pohybuje nad 50 mV (Dohányos, et al., 1998). Pro bezkyslíkatou oblast tzv. anoxickou se tyto hodnoty pohybují v rozmezí od -50 do 50 mV. Probíhá v ní denitrifikace a dusičnanový a dusitanový dusík zde fungují jako konečný akceptor elektronů. Rozpuštěný kyslík není přítomen. Pokud nejsou přítomny dusičnany či dusitany ani rozpuštěný kyslík přichází na řadu oblast anaerobní. Pro tuto oblast jsou charakteristické hodnoty redoxního potenciálu pod -50 mV. Probíhá zde odstraňování fosforu, acetogeneze, methanogeneze aj. (Chudoba, 1991).



Obr. 1: Hladiny redoxního potenciálu charakterizující biologické čistírenské procesy (Dohányos, et al., 1998).

Hlavním zástupcem intenzivního čištění odpadních vod je aktivační proces. Je to systém se směsnou kulturou ve formě suspenze, jenž je nazývána aktivovaný kal. Výstavba aktivačních nádrží je dnes nejčastěji využívaná technika průmyslového biologického čištění odpadních vod. S postupem času se chemický rozklad zkrátil do řádu hodin. Podstatná je přítomnost heterotrofních organismů, které získávají energii rozkladem organických látek. Ta vytvoří povlak na nosičích nebo se volně vznáší v objemu čištěné vody, jak je tomu například u aktivačního procesu.

Pokud je směsná kultura přirostlá na náplni jedná se o zařízení nazývané biofilmové reaktory. Z těch jsou nejčastěji využívány biologické filtry nebo rotační diskové reaktory. Obě metody jsou založeny na vytvoření biologického filmu směsnou kulturou. Odpadní voda v pravidelných intervalech přichází do styku s tímto biofilmem ať už řízeným přítokem v případě biologických filtrů nebo díky rotačním pohybům disků v případě reaktorů. Konstrukční řešení reaktorů musí zabezpečit takovou rychlost otáčení, která nesmí způsobovat nadměrné nebo nedostatečné promývání tělesa reaktoru a odstraňování přisedlé biomasy (Jágllová, et al., 2009). Kyslík je do mechanismu dostáván přirozeným

prouděním vzduchu. Vyčištěná voda protéká na sklopené dno, odkud je dále odváděna (Chudoba, 1991).

Zástupci extenzivních procesů čištění, jejichž součástí je biologický stupeň byly již vyjmenovány v přechozí kapitole. V našich podmínkách patří zejména v malých obcích k poměrně často využívaným technologiím. Využívají tyto čistící procesy: fyzikální (sedimentace, filtrace, adsorpce aj.), chemické (rozklad srážení aj.), biologické (bakteriologické procesy a různé formy biologického metabolismu).

Kořenové čistírny a zemní filtry jsou dalšími možnostmi způsobů čištění s biologickým stupněm. Rozdílem mezi těmito dvěma technologiemi jsou kyslíkové poměry. Kořenové čistírny pracují, na rozdíl od zemních filtrů, v převážně anaerobních podmínkách. Oblíbenost zemních filtrů není zdaleka taková jako u kořenových čistíren. U obou technologií je velice důležité dobře fungující mechanické předčištění, jinak hrozí kolmatace náplně (štěrk), zhoršení kvality čistícího procesu a zkrácení životnosti technologie (Šálek, et al., 2006; Mlejnská, et al., 2009; Kavková, 2014).

3.3.3.3 Terciální stupeň čištění

V případě vypouštění odtoku z ČOV do citlivého recipientu je nutné do technologické linky čištění zařadit dočištění odpadní vody. Vodoprávní předpisy pro ČR toto dočištění obecně nevyžadují. Může jej nařídít orgán hygienické služby v případech nutnosti.

Přírodním způsobem terciálního čištění mohou být biologické dočišťovací nádrže tzv. stabilizační nádrže. Pokud se zde voda zdrží po dobu 5 dnů, začne docházet k dalšímu odstraňování nerozpuštěných látek sedimentací. Během vegetačního období se snižují i koncentrace dusíku a fosforu (Mlejnská et al., 2009).

Intenzivním způsobem dočišťování je filtrace. Zbytkové nerozpuštěné látky jsou zachycovány v nainstalovaných pískových filtrech. Posledním krokem v procesu může být tzv. chlorace neboli hygienické zabezpečení odtoku. Na ČOV je v tomto případě nutné vybudovat kontaktní komoru. Nejlepší účinnosti chlorace je dosaženo, pokud se voda zdrží v kontaktní komoře alespoň 20 min (Švehla, et al., 2004).

3.4 Kořenové čistírny odpadních vod

Kořenové čistírny odpadních vod, nazývané také jako „vegetační kořenové čistírny“, „rostlinné ČOV“, „půdní filtry s vegetací“ nebo „Reed Beds Treatment Plants“ jsou jedním z nejrozšířenějších typů extenzivního způsobu čištění odpadních vod u nás.

V minulosti byly mokřady přehlíženy a nebylo nijak usilováno o jejich záchranu jakožto vzácného biotopu. Odpadní vody do nich byly zpočátku pouze jen vypouštěny. Tím došlo k nevratné devastaci části těchto území. V posledních desítkách let došlo ke zvratu v chápání jejich čistících schopností a tento biotop tak stoupl na své hodnotě. Ve většině státech, kromě zemí třetího světa, došlo k minimalizaci nekontrolovatelného vypouštění odpadních vod do mokřadů (Kröpfelová, 2011).

V současné době mají za sebou kořenové čistírny více než 50 let praxe s velmi dobrými výsledky. S postupem času se jejich návrh zlepšoval až do dnešní podoby. Vyvíjel se pohled na substrát, jenž vyplňuje kořenová pole ale i na plochu a na druhy vegetace. V České republice byla první KČOV zprovozněna v roce 1989, nicméně v Německu a Nizozemí byly první KČOV budovány již v 60. letech minulého století (Vymazal, 2009; Vymazal, 2011).

Tyto alternativní způsoby čištění, oproti klasickému procesu, jsou dnes již vhodné pro různé druhy odpadních vod (splaškové, průmyslové, ze zemědělství) po celém světě. U nás se tyto vodní díla využívají u zdrojů do 1 000 EO. Nejčastěji však v kategorii 100-500 EO (Vymazal, 2009).

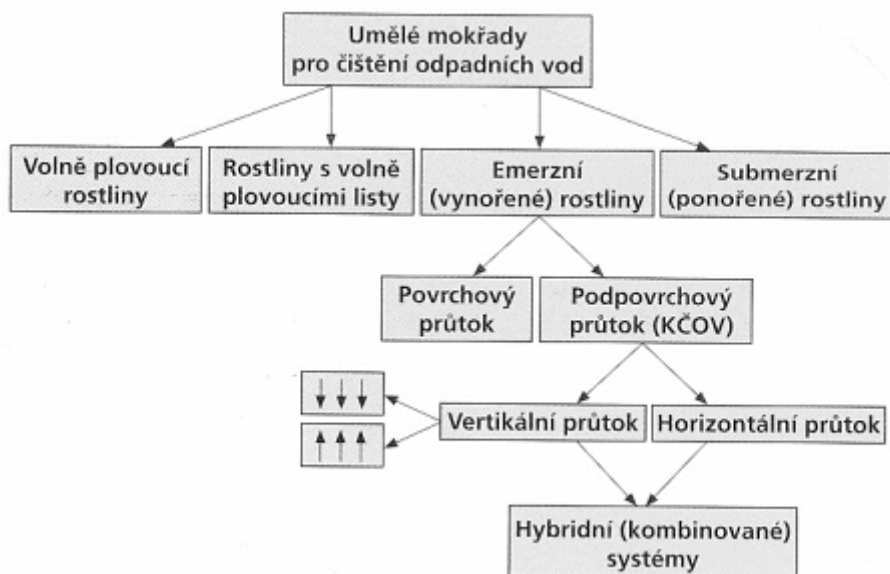
Typů umělých mokřadů je dnes již mnoho, jejich základní přehled a možné kombinace poskytuje obrázek 2. Základních rozlišení jsou

dle vegetace:

- mokřady s plovoucími rostlinami
- mokřady se submerzními (ponořenou) vegetací
- mokřady s emerzními (vynořenou) vegetací (Vymazal, 2004)

dle průtoku vody systémem:

- mokřady s horizontálním prouděním
- mokřady s vertikálním prouděním (Šálek, et al., 2006)



Obr. 2: Základní rozdělení jednotlivých typů umělých mokřadů (Vymazal, 2004)

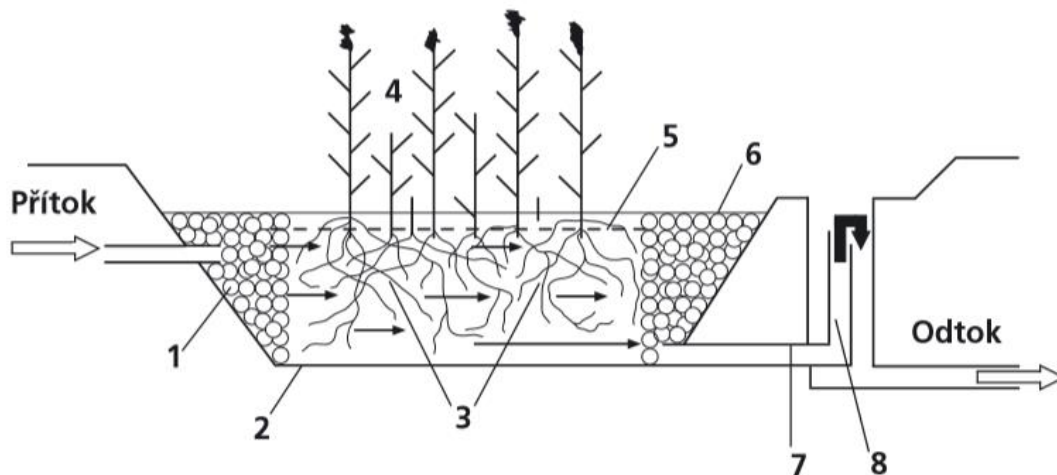
3.4.1 Základní princip technologie KČOV

Kořenové čistírny připomínají svými procesy mokřadní biotopy. Ve filtrační vrstvě fungují, stejně jako v aktivačních nádržích a biofiltrech, fyzikální, chemické a biologické procesy za spolupůsobení rostlin. Hlavní význam je přičítán biologickým procesům konkrétně bakteriálnímu metabolismu a fyzikální sedimentaci. Vedlejší podíl na účinnosti mají rostliny (Kočková, et al., 1994). Základním principem je tedy průtok odpadní vody kořenovými poli, které jsou naplněny propustným substrátem. Prostupnost vody substrátem byla postupem času dovedena ke svému optimu vzhledem k dostatečné propustnosti ale i k eliminaci jeho ucpávání (Vymazal, 2009). Jedná se tedy o speciální typ biologických filtrů s výsadbou mokřadních rostlin (Mlejnská, et al., 2009).

3.4.2 Vegetační kořenové čistírny s horizontálním podpovrchovým tokem

Co se týče konstrukčního řešení patří kořenové čistírny s horizontálním prouděním k nejrozšířenějším. Jsou vhodné pro zdroje znečištění do 500 EO, je-li počet EO vyšší než 50 je třeba vybudovat více kořenových polí. Při průtoku v podélném směru propustným filtračním materiálem dochází díky fyzikálním, chemickým a biologickým procesům k odstraňování znečištění, jak je znázorněno na obrázku 3. Pracují na principu gravitačním,

tzn., že není potřeba užívat čerpadel, tedy ani elektrické energie. Tím se řadí mezi nejvýhodnější čistírny z hlediska nákladů na provoz (Vymazal, 2011).



Obr. 3: Schematické znázornění kořenové čistírny, 1- distribuční zóna (kamenivo), 2- nepropustná bariéra (většinou plastová folie), 3- filtrační materiál (kačírek, štěrky, drcené kamenivo aj.), 4- mokřadní vegetace, 5- výška hladiny vody ve filtračním loži, 6- odtoková zóna, 7- sběrná drenáž, 8- regulace výšky vodní hladiny (Vymazal, 2009)

3.4.3 Provoz a údržba

Všechny vegetační kořenové čistírny mají sice minimální finanční nároky na provoz, to ovšem neznamená, že může být zanedbávána údržba. Ta je sice taky minimální, v porovnání s jinými typy čistíren, ale musí být pravidelná. Je nutné klást důraz na pravidelnou údržbu mechanického předčištění – kontrola česlí, lapáku písku a štěrku a jejich případné vyčištění a odvoz shrabků na odpovídající skládky. Důležitá je také kontrola akumulace kalu ve štěrbinové nádrži, a v případě potřeby nahromaděný kal odklidit. Podcenění pravidelné kontroly zmíněných objektů může mít za následek ve většině případů kolmataci filtračního lože, a tudíž následný povrchový odtok. Ten se však vyskytuje pouze těsně za rozvodnou zónou v konkrétním úseku a nedochází tudíž ke kolapsu celé čistírny. Nicméně opravy tohoto typu jsou jak finančně, tak technologicky náročné (Vymazal, 2017).

Sporná je údržba mokřadní vegetace. Existuje několik přístupů, jak provádět management biomasy na KČOV, především jedná-li se o sklizení. V některých částech světa

se biomasa nesklízí vůbec. Filtrační pole jsou uložena pod úrovní okolního terénu, aby ukládající biomasa s postupem času tento výškový rozdíl vyplnila. V našich podmínkách je nejběžnějším přístupem kosení vegetace na konci zimního období. Pokosená biomasa může být buď okamžitě odklizena, nebo ponechána na loži a odstraněna na jaře v příštím roce (Vymazal, 2009).

3.4.4 Investiční a provozní náklady

V 90. letech minulého století, kdy se začaly kořenové čistírny uplatňovat, byly investiční náklady přibližně 2–5× nižší ve srovnání s klasickými čistírnami. V současné době, díky neustále se zvyšujícím cenám stavebních prací a materiálu jsou investiční náklady přibližně na stejné úrovni. Je však nutné uvést, že každá KČOV je svým způsobem originální, a proto se investice v každém případě liší a není možné ji standardizovat jako je to u sériově vyráběných klasických čistíren. Velký vliv na celkovou cenu má přístupnost terénu (špatný přístup pro stavební techniku, aj.) Beneš (2009) tvrdí, že z dostupných údajů je možné vyčíslit cenu KČOV (včetně předčištění) v současné době od 4 do 25 tisíc Kč na připojeného obyvatele. Tedy průměrná cena se pohybuje kolem 10 tisíc Kč na připojeného obyvatele a průměrné provozní náklady byl spočítány na 385 Kč/rok na jednoho ekvivalentního obyvatele (údaje z roku 2004). Provozní náklady je možné chápat jako legislativně nutné rozbory vzorků vody v laboratořích, odvoz shrabků, odvoz kalu a náklady na sekání a odvoz biomasy (Vymazal, 2009).

3.4.5 Výhody a nevýhody KČOV

V této části práce jsou uvedeny nejčastější argumenty zastánců a odpůrců KČOV.

Výhody

- vysoká účinnost i v čištění silně naředěných odpadních vod, vysoká účinnost při odstranění znečištění dle BSK₅, CHSK, NL
- poměrně jednoduché stavební a technologické provedení
- krajinyotvorná funkce-podpora ekologické stability a estetické kvality krajiny
- jednoduchá (leč pravidelná) údržba
- energetická nenáročnost
- příznivé ovlivnění mikroklimatu v okolí KČOV
- ekologický charakter celého zařízení

- schopnost vyrovnat se s výkyvy na přítoku
- využití pozemků s nízkou bonitou či neúrodné půdy,

Nevýhody

- náročné na zábor plochy, které je třeba započítat do ekonomického porovnání s jiným typem čistírny
- omezená schopnost odstraňovat živiny N a P
- do procesu čištění není možné po výstavbě zasahovat
- KČOV se hodí pro čištění odpadních vod z malých zdrojů
- účinnosti KČOV se v zimním období mírně snižuje
- nejedná se o nejlepší dostupnou technologii (kritéria BAT)
- kolmatace negativně ovlivňující průtok

(Kočková, et al.; 1994, Mlejnská, 2013; Kavková, 2014; Kriška, 2014)

3.4.6 Rostliny vegetačních kořenových čistíren

K osazování vegetačních čistíren jsou nejčastěji používány emerzní makrofyty, kořenicí v půdě a v sedimentech mělkých vodních nádrží s velkým objemem vytrvalých podzemních orgánů. Jejich role v procesu čištění je předmětem diskuzí. V posledním desetiletí byli objeveny nové schopnosti těchto rostlin, kterými přispívají k vyšší kvalitě vody na odtoku např. fytoremediace (Shelef et al., 2013). Dobře snášejí dlouhodobé zaplavení půdního prostředí a zelené fotosyntetizující části jsou vynořeny nad vodní hladinu. I přes to, že vliv makrofyt ve filtračním poli na výrazné zvýšení čistícího účinku je sporný, plní několik významných funkcí:

- ochrana a stabilizace vrchní vrstvy filtrační náplně
- vytváření vhodného prostředí pro mikroorganismy žijící v substrátu
- přísun kyslíku do blízkosti kořenů makrofyt – vznik oxické a anoxické zóny v jejich bezprostředním okolí
- zlepšení estetiky a začlenění do okolní krajiny
- odčerpání živin a přísun uhlíku z rozkládajících se organických zbytků, aj. (Brix, 1994; Mlejnská, et al., 2009).

V našich podmínkách patří k nejběžněji užívaným rostlinám chrostice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a rákos obecný (*Phragmites australis*). Dalšími často používanými druhy jsou orobinec úzko – a širokolistý (*Typha angustifolia*, *Typha latifolia*) nebo také skřípípec jezerení (*Scripus lacustris*). Pro výběr vhodných druhů rostlin pro vegetační čistírny obecně platí:

- rostliny musejí být vytrvalé (tzv. trvalky)
- rostliny by měly mít širokou ekologickou amplitudu
- rostliny s vysokou produkcí biomasy (intenzivně nabírají na hmotnosti)
- rostliny s vysokou možností akumulace živin
- rostliny, které je možné dobře a rychle množit a zároveň s nimi dobře manipulovat při pravidelném kosení

(Kočková, et al., 1994; Vymazal, 2011)

Orobinec širokolistý (*Typha latifolia*)

Tato práce je zaměřena na kumulaci nutrientů v orobinci širokolistém, což je jedna z hlavních schopností této rostliny. Krom toho je velmi odolná a schopná růst za rozmanitých podmínek. Je velmi agresivní, a tudíž silná při konkurenčním boji. Rozmnožuje se velmi rychle jak oddenky, tak i semeny, tím pádem nabírá velice rychle na produkci biomasy (Vymazal, 2011). Za jedno vegetační období je schopná obrůst celé kořenové pole viz. obrázek 4. Oddenky rostliny rostou horizontálně ve svrchnějších vrstvách substrátu, nikoliv do hloubky. Vytvářejí jakousi spleť síť výhonků dlouhých až 1 m. Rostlina dosahuje v průměru výšky až 3 m. Daří se jí v poměrně širokém rozmezí teplot (10-30 °C) a je schopná tolerovat i značné rozpětí znečištění. Je vhodná zejména do odpadních vod s vysokým podílem organického znečištění (Mlejnská, et al., 2009).



Obr. 4: Obrostlé kořenové pole orobincem širokolistým (*Typha latifolia*) v červnu roku 2020 na KČOV Sedlečko u Soběslavě (Zdroj: vlastní)

Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Tato vytrvalá travina dosahuje v našich podmínkách výšky až 4 m. Její podzemní části, na rozdíl od orobince, rostou spíše vertikálně a dosahují značné hloubky 1,5 m. Tato rostlina se vzhledem k těmto charakteristikám hodí na větší kořenové čistírny. Vegetativní rozmnožování je velmi rychlé, a proto biomasa nabírá svižně a intenzivně na hmotnosti. Jedna rostlina může svou rozlohou pokrýt i několik m² povrchu kořenového pole, řadí se tak mezi nejproduktivnější mokřadní rostliny. Díky tomu dobře poutá živiny ze substrátu, a naopak do něj dobře čerpá kyslík. Je poměrně tolerantní ke změnám pH a organickému i anorganickému znečištění. Nesnáší pravidelné sklizení během vegetační doby (Kočková, et al., 1994; Mlejnská, et al., 2009).



Obr. 5: Rákos obecný (*Phragmites australis*) během vegetační doby na KČOV Břehov (Zdroj: Vymazal J.)

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Chrastice je známá svým univerzálním využitím na všech velikostech vegetačních čistíren. Velice dobře se jí daří v hrubozrnných substrátech, které se užívají právě v kořenových polích např. hrubý štěrk apod. Za těchto ideálních podmínek je schopna dosáhnout výšky 2 m a vytvořit mohutný kořenový systém v hloubce cca 0,3 m. Rozmnožuje se rychle semeny a vegetačními poléhavými výhonky. Je tolerantní k nadměrnému znečištění vody i jejímu promrzání. Je možné ji sklízet i 3x ročně. Nesnáší náhlé změny pH, slané půdy a na soli bohatou vodu (Kočková, et al., 1994).



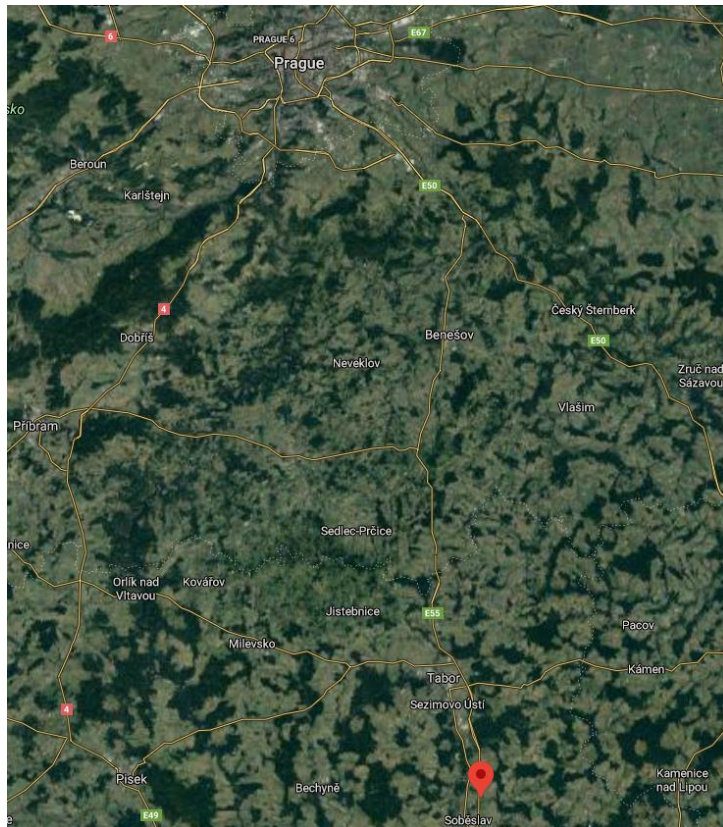
Obr. 6: Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) na kořenovém poli KČOV Roseč během vegetační doby (Zdroj: Vymazal J.)

4. Materiál a metodika

4.1 Technický popis sledované čistírny

Kořenová čistírna odpadních vod v obci Sedlečko u Soběslavě (přesná lokace na obrázku 5) byla vybudována v roce 2010. Počáteční myšlenka o vybudování zařízení na čištění splaškových vod vznikla v roce 2008. Investorem byla obec Sedlečko u Soběslavě. Veškerou projektovou dokumentaci pro vodohospodářskou část zpracovala společnost Aquaprojekt. Geologický výzkum pro výstavbu ČOV byl proveden společností KZC-GEO, s.r.o. Recipientem je Černovický potok.

Kořenová čistírna je projektována pro 400 EO. Tato hodnota je ale velice naddimenzována. Tato strategie byla záměrným úmyslem, jelikož v obci a jejím nejbližším okolí (např. obec Zvěrotice) nyní vznikají nové stavební parcely. Na ty starostové obce chtějí nalákat mladé rodiny s dětmi. Je tudíž očekáván nárůst obyvatel během příštích 10 let. Je tedy kalkulováno s tím, že v budoucnu dosáhne čistírna svého předdimenzovaného optima. Ovšem v současné době (10 let po výstavbě) se počet EO připojených k čistírně pohybuje stále pod 50.



Obr. 7: Lokace KČOV Sedlečko u Soběslavě (červený bod v mapě)

4.2 Jednotlivé dílčí objekty KČOV Sedlečko u Soběslavě

- **Česle** závislé na pravidelném stírání shrabků obsluhou čistírny (obrázek 8). Rozměrem prūlin (mezery mezi pruty) se řadí do kategorie hrubých česlů. Shrabky jsou shromažďovány v nádobě přistavené přímo v areálu čistírny, která je taktéž pravidelně vyvážena.



Obr. 8: Manuálně stírané česle zpravidla 1 x týdně, KČOV Sedlečko u Soběslavě (Zdroj: vlastní)

- **Štěrbínový lapák písku** o celkové délce 8,3m a šířce 1,6m, konstruovaný z betonu s výztuží. Lapák písku je dimenzovaný na průtoky $Q_{\max} 2,74\text{l/s}$ a $Q_d 102,4\text{m}^3/\text{d}$.
- **Thomsonův měrný přeliv** byl vybudován za lapákem písku před nátokem do štěrbinové nádrže, má tvar 90° trojúhelníku. Přeliv není vybaven online snímačem (obrázek 9). V začátcích provozu čistírny obsluha měřila ručně hladinu 1 x denně. Tyto hodnoty ovšem nebyly dostatečně reprezentativní, protože okamžitý průtok je ovlivněn především denní dobou a mocností srážek. Nyní je tento odečet nahrazen kvalifikovaným odhadem, který se skládá z množství vody dodané do veřejného vodovodu, vody z vlastních studen a mocnosti srážek.



Obr. 9: Thomsonův měrný přeliv na kořenové čistírně v Sedlečku u Soběslavě (Zdroj: vlastní)

- **Štěrbínová nádrž** o celkové délce 5,3m a šířce 5,3m, zastavěná plocha tedy tvoří 28,9m². Nádrž je konstruovaná z betonu s výztuží.
- **Propojovací potrubí a rozdělovací objekt** – byly použity tři typy potrubí o průměrech 250 mm (dl. 79,5 m), 200 mm (dl. 42 m) a 150 mm (dl. 37 m). Rozdělovací objekt je tvořen dvěma šachtami z betonové konstrukce s rozdělovačem průtoku pomocí tzn. Thomsonového přepadu pro každé kořenové pole. Dělicí stěna přepadu je z plastového plátu o minimální tloušťce 5 mm.
- **Kořenová pole 4x630 m²** (obrázek 10)
Rozměr 1 pole: šířka 30 m, délka 21 m, hloubka 0,8 – 1 m, zastavěná plocha 5670 m²

Celá zemní nádrž je tvořena šikmými svahy ve sklonu 1:1 a plochým dnem ve spádu 1 %. Těsnění dna a stěn je zajištěno minerální vrstvou o minimální tloušťce 30 cm tvořenou z jílovitého materiálu z výkopu v prostoru ČOV. Vrstva je nepropustná s požadovaným koeficientem filtrace $k=10^{-6}-10^{-5}$ m/s. Filtrační lože kořenového pole je z volně sypaného drobného štěrkopísku o požadované hydraulické vodivosti $K_f=10^{-3}$ m/s. Štěrkopísek musí být z kvalitního materiálu, který zaručí odolnost agresivního prostředí odpadní vody (tříděný hrubý křemičitý písek). Povrch je osázen rostlinami rákosu obecného, orobince širokolistého a chrastice rákosovité v počtu 6ks/m². Sazení sazenic bylo zajištěno odbornou firmou. Přítokové a sběrné potrubí je z PVC o průměru 110-150 mm. Rozvodné potrubí je z PVC o průměru 150 mm. Odtoková část je taktéž tvořena potrubím o průměru 100 mm. Je děrovaná s dodatečně provrtávanými otvory o průměru 10 mm (50 otvorů na 1 m potrubí). Konce rozvodného a sběrného potrubí jsou odvětrány v rozích vzestupným potrubím. Výškové uspořádání ČOV je pro gravitační průtok hladiny upraveno dle výškových poměrů hladiny Černovického potoka a hladiny inundace. Odpadní potrubí od ČOV je v minimálním spádu 0,2 %.



Obr. 10: Čtyři kořenová pole KČOV Sedlečko u Soběslavě (zdroj: vlastní)

- **Přívod elektrické energie 400/230 V** o požadovaném příkonu 2,2 kW. Elektrické připojení bylo požadováno pro osvětlení objektu a pro ponorné čerpadlo do studny.
- **Studna užitkové vody** hloubená, skružová o průměru 80 cm a hloubce 7,6 m. Studna je vybavena ponorným čerpadlem o výkonu 1,0 l/s s přípojkou na hadici pro kropení porostu a čištění objektů.
- **Dřevěný nezateplený sklad nářadí pro obsluhu** o půdorysném rozměru 4,3 x 2,8 m. Dřevěná konstrukce se sedlovou střechou s výškou v hřebenu 3,5 m.
- **Kalové pole 2x** (obrázek 11) sloužící k uskladnění a k odvodnění vyhnílého kalu ze štěrbinové nádrže. Vratná kalová voda je odvedena gravitačně na přítok do ČOV. Doprava kalu na kalové pole bude vzhledem k výškovým poměrům prováděna fekavozem. Podloží je nepropustné o tloušťce 20 cm tvořeno z jílovité hlíny. Filtrační lože je naplněno prosátým říčním pískem, kamennou drtí a drceným štěrkem. Rozměry 1 kalového pole: délka 9 m, šířka 3 m, náпустná výška 0,4 m

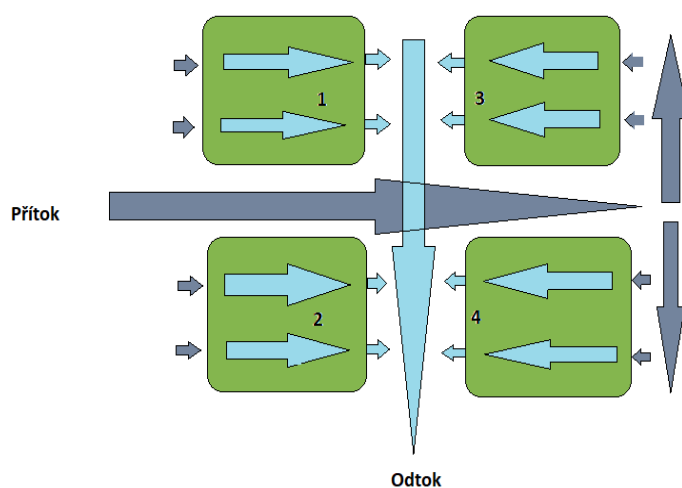


Obr. 11: Dvě kalová pole na KČOV Sedlečko u Soběslavě (Zdroj: vlastní)

(zdroj: Projektová dokumentace skutečného provedení stavby KČOV Sedlečko u Soběslavě)

4.3 Provoz

Provoz čistírny byl zahájen v roce 2010. Je celoroční, i když průtok hlavně v zimních měsících je minimální, protože část obce je obydlena chataři, kteří přijíždějí jen na letní sezónu. Odpadní voda je přiváděna zmodernizovanou kanalizací k prvnímu stupni čištění. Prochází česlemi, kde jsou odstraněny první hrubé nečistoty. Následuje zdržení v lapáku písku a ve šterbinové nádrži. Voda, nyní zbavená písku a podobného anorganického znečištění, je rozváděna propojovacím a rozvodným potrubím ke kořenovým polím. Část vody je vpravena do kořenových polí č. 1 a 2, druhá část je odváděna na druhý konec objektu a je přiváděna ke kořenovým polím č. 3 a 4 (znázorněno na obrázku 12). Veškerá vyčištěná voda se po průchodu kořenovými poli slučuje ve prostřed mezi poli a společně je odváděna přes studnu užitkové vody do Černovického potoka.



Obr. 12: Znáznornění průtoku odpadní vody čistírnou (Zdroj: Vlastní)

4.4 Sběr a získání dat

Veškerá data do této práce byla uvažována pouze pro dvě kořenové pole ze čtyř vzhledem k tomu, že pole č. 1 a 2 byla porostlá pouze orobincem, zatímco v polích 3 a 4 se vyskytovaly různé druhy rostlin. Pravidelně měřené měsíční průtoky (tabulka 3) byly pro tuto práci poskytnuty společností ČEVAK s.r.o.

Tab. 3: Měsíční průtoky v m³/měsíc na KČOV Sedlečko u Soběslavě (Zdroj: ČEVAK s.r.o.)

| Měsíc | Q (m³/měsíc) |
|--------------|------------------------------------|
| Leden | 643 |
| Únor | 581 |
| Březen | 643 |
| Duben | 622 |
| Květen | 643 |
| Červen | 622 |
| Červenec | 643 |
| Srpen | 643 |
| Září | 622 |
| Říjen | 643 |
| Listopad | 622 |
| Prosinec | 643 |
| Průměr/měsíc | 631 |
| Průměr/rok | 7569 |

4.4.1 Odebírání vzorků vody

Vzorkování vody probíhalo 12x během celého roku 2019, většinou během posledního týdne měsíce (tabulka 4). Byly odebírány 3 druhy vzorků do označených PET lahví. První vzorek byl odebírán v místě za česlemi (přítok, obrázek 13). Druhý vzorek byl odebírán na konci usazovací nádrže, těsně před rozvodem vody do kořenových polí (po mechanickém předčištění, obrázek 14). Poslední vzorek byl odebírán po průchodu vody kořenovým polem těsně před smícháním vody ze všech polí a konečným odvodem do recipientu. Tyto vzorky vody na odtoku byly odebírány z odtokových šachtic (obrázky 15 a 16) Vzorek byl tedy vždy kombinován tak aby byla zastoupena voda z každého kořenového pole. PET lahve byly řádně označeny číslem vzorku, datem odběru, zamrazeny a následně byly odvezeny do laboratoří FŽP.

Tab. 4: Data odběrů vzorků vody během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě (Zdroj: Vlastní)

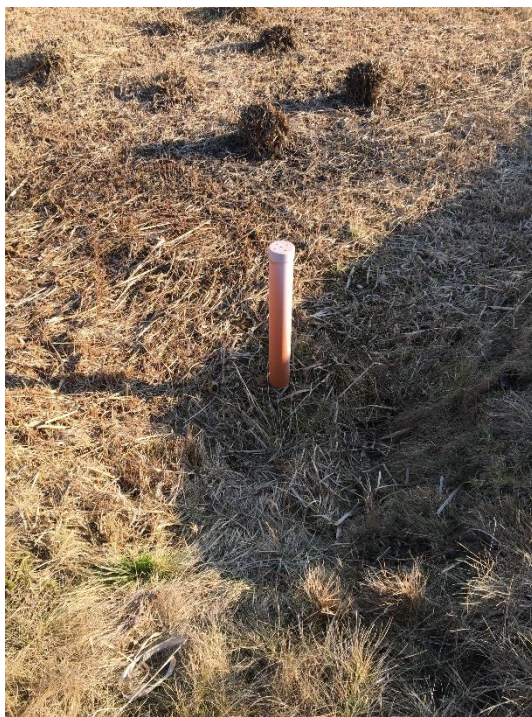
| | | |
|-------|-------|--------|
| 20.2. | 24.5. | 29.9. |
| 7.3. | 30.6. | 28.10. |
| 23.3. | 30.7. | 30.11. |
| 22.4. | 31.8. | 27.12. |



Obr. 13: Místo odběrů vzorků č. 1 – přítok, KČOV Sedlečko u Soběslavě (Zdroj: Vlastní)



Obr. 14: Místo odběru vzorků vody č. 2: usazovací nádrž, KČOV Sedlečko u Soběslavě (Zdroj: Vlastní)



Obr. 15 a 16: Odtokové šachtice v kořenových polích – místa odběru vzorků vody č. 3 na odtoku, KČOV Sedlečko u Soběslavě (zdroj: Vlastní)

4.4.2 Zpracování vzorků vody

Ve všech vzorcích vody odebraných během roku 2019 z čistírny byly analyzovány tyto parametry: biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5), chemická spotřeba kyslíku (CHSK), nerozpuštěné látky (NL), celkový fosfor (TP), amoniak (NH_4^+), celkový organický uhlík (TOC), celkový uhlík (TC), anorganický uhlík (IC), celkový dusík (TN), fluoridy (F), chloridy (Cl), dusitany (NO_2), bromidy (Br), dusičnany (NO_3), fosforečnany (PO_4), sírany (SO_4) a pH.

Veškeré analýzy byly provedeny v hydroanalytické laboratoři na Fakultě životního prostředí v areálu ČZU. Anionty (zahrnující chloridy, sírany, dusičnany, dusitany a fosforečnany) byly měřeny v iontovém chromatografu typu Metrohm 883 Basic plus dodaným ze Švýcarska. Podíl amoniaku byl měřen spektrofotometricky na přístroji Cary 60 UV-VIS Agilent z Německa. Byla použita indofenolová metoda podle ČSN EN ISO 7150-1. Stanovení pH bylo provedeno na pH-metru typu Radiometer Copenhagen PHM84 Research pH Meter. Při tomto stanovení byla dodržena norma ČSN ISO 10 523. Celkový dusík a jednotlivé formy uhlíku byly měřeny na přístroji Skalar FORMACS (Breda, Nizozemí).

4.4.3 Odebírání vzorků biomasy

Vzorkování biomasy probíhalo dne 5. 8. 2019. Nadzemní biomasa byla odebrána z plochy $0,25m^2$ (50 x 50 cm). V kořenovém poli byli stanoveny čtyři čtverce na přítoku a čtyři čtverce na odtoku (obrázek 17). Většinou bylo sklizeno 15 rostlin/čtverec. Každá rostlina byla rozdělena na stonek, květ, stařinu (zaschlé listy) a zelené listy (obrázek 18). Materiál byl připraven pro převoz do laboratoří FŽP na ČZU.



Obr. 17: Odebírání vzorků biomasy pomocí čtverce o rozměrech 0,5 m x 0,5 m.



Obr. 18: Rozdělování rostlin z odběrných míst na: stařinu, živé listy, stonky a květy

Vzhledem k zaměření této práce byla biomasa odebírána pouze z kořenových polí č. 1 a 2, jelikož v rámci nich byla vegetace tvořena pouze orobincem širokolistým. Na kořenových polích č. 3 a 4 byla vegetace smíšená.

4.4.4 Zpracování vzorků biomasy

Rostlinná biomasa byla po převozu do areálu ČZU rozložena a vysušena při 60 °C až do bodu, kdy bylo dosaženo konstantní hmotnosti. Poté byla veškerá biomasa homogenizována na řezacím mlýnku typu FRITSCH-Pulveristte 15 (Idar-Oberstein, Německo), (obrázek 19). Stanovení celkového dusíku bylo provedeno přímou metodou na přístroji Skalar- PRIMACS SNC Analyzer (Breda, Nizozemí). Ke stanovení celkového fosforu je nutná mineralizace, při níž jsou veškeré přítomné formy fosforu nejprve převedeny na orthofosforečnany, které se následně stanoví např. kolorimetricky. Mineralizace se provádí pomocí kyseliny dusičné a kyseliny chloristé (Sommers a Nelson, 1972). Kolorimetrická metoda je součástí stanovení celkového fosforu dle ČSN EN ISO 6878. Jako standardní referenční materiál (SRM) bylo použito broskvové listí (NIST 1547. National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA).



Obr. 19: Příklad přístroje FRITSCH-Pulverisette; používaný v laboratořích FŽP k homogenizování pevných vzorků (Zdroj: vlastní)

4.5 Zpracování dat

4.5.1 Výpočet zatížení čistírny živinami

Z dat poskytnutých společností ČEVAK s.r.o. byl nejprve vypočítán průměrný roční průtok (viz. Kapitola 4.4). Pro zjištění, kolik dusíku a fosforu na čistírnu za rok přiteče, byl tento průtok vynásoben průměrnou koncentrací dusíku a fosforu po předčištění (průměrná hodnota z 12 odběrů vzorků vody během roku 2019). Celkové množství dusíku a fosforu (g/rok) na přítoku bylo rozděleno na polovinu, protože odběr biomasy byl proveden na dvou kořenových polích ze čtyř. Pro výpočet celkového množství odstraněných živin bylo nutné

stejným způsobem vypočítat i množství živin na odtoku a opět hodnotu rozdělit dvěma. Rozdíl mezi vstupním zatížením a zatížením na odtoku představuje množství živin, které bylo odstraněno při průtoku kořenovými poli.

4.5.2 Výpočet množství živin v biomase

Množství jednotlivých prvků naakumulované v nadzemní biomase se nazývá „standing stock“ a bylo vypočítáno vynásobením suché biomasy na jednotkové ploše a koncentrací příslušného prvku v této biomase (Vymazal a Kröpfellová, 2008; Vymazal, 2015). Výsledek je nejčastěji uváděn v g/m². Pro potřebu této práce byl standing stock počítán zvlášť pro živé listy, stařinu, stonky a květy.

4.5.3 Statistické metody

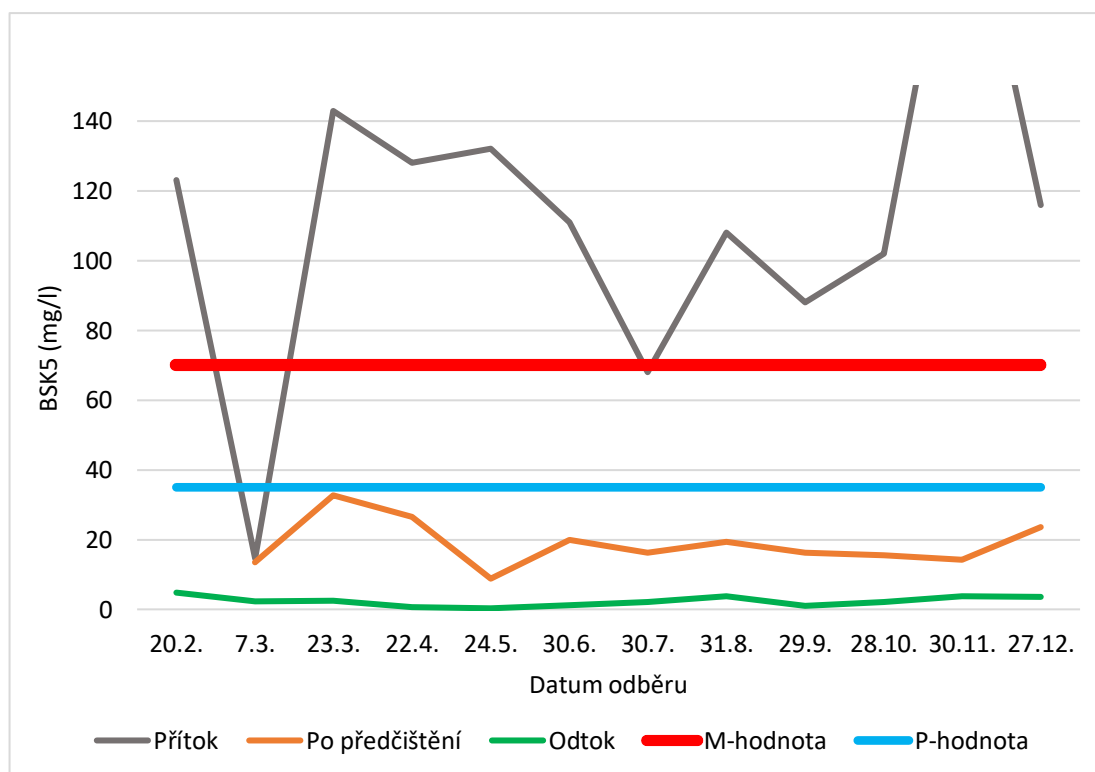
Po sběru vzorků bylo třeba provést statistické vyhodnocení v souladu s cíli práce. Pro veškeré výpočty a tvorbu grafů byl využit program MS Office Excel. Statistickou metodou byl zvolen dvojnýběrový Studentův T – test s rovností rozptylů, který byl proveden v prostředí programu RStudio (ver. 3.6.3) příkazem `t.test(x,y)`. Pro statistické porovnání, zda je rozdíl významný či nevýznamný, byla použita hladina významnosti 0,05. Pro každý prvek v příslušné části rostlin byla spočítána směrodatná odchylka v prostředí programu MS Office Excel.

5. Výsledky

5.1 Eliminace organických a nerozpuštěných látek

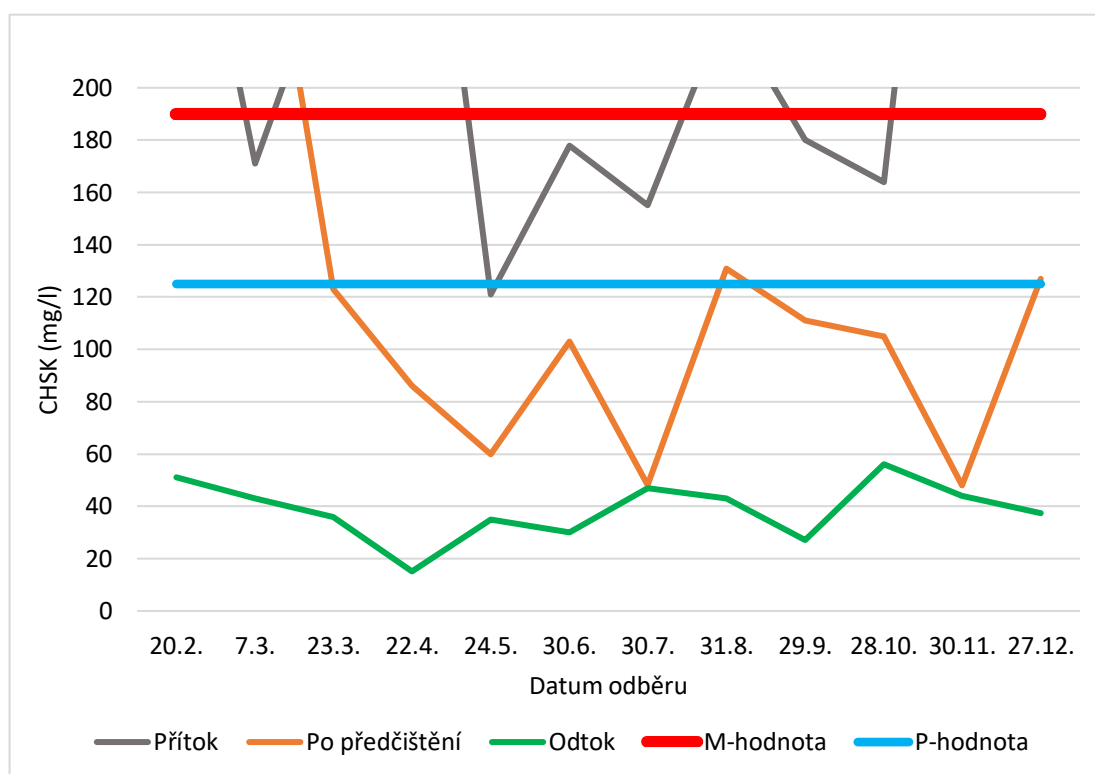
Pro znázornění účinnosti čištění jsou v této kapitole uvedeny grafy účinnosti u těch parametrů, pro které bylo vydáno vodohospodářské rozhodnutí dne 31.1.2011.

Pro BSK₅ (graf 1) byla průměrná hodnota na přítoku 111,9 mg/l. Data na přítoku vykazují poměrně velkou směrodatnou odchylku 46,12 mg/l. Po předčištění klesla průměrná hodnota na 18,8 (± 6,4) mg/l. Již po předčištění klesla hodnota BSK₅ o více než 80 %. Na odtoku vykazují data průměrnou hodnotu 2,3 mg/l a ± 1,34 mg/l. Účinnost v odstraňování BSK₅ je více než 95 %. Naměřené hodnoty na odtoku nepřesahují přípustnou ani maximální hodnotu a jsou tedy v souladu s vodohospodářským nařízením. Veškeré naměřené hodnoty BSK₅ za rok 2019 jsou k nahlédnutí v příloze 1.



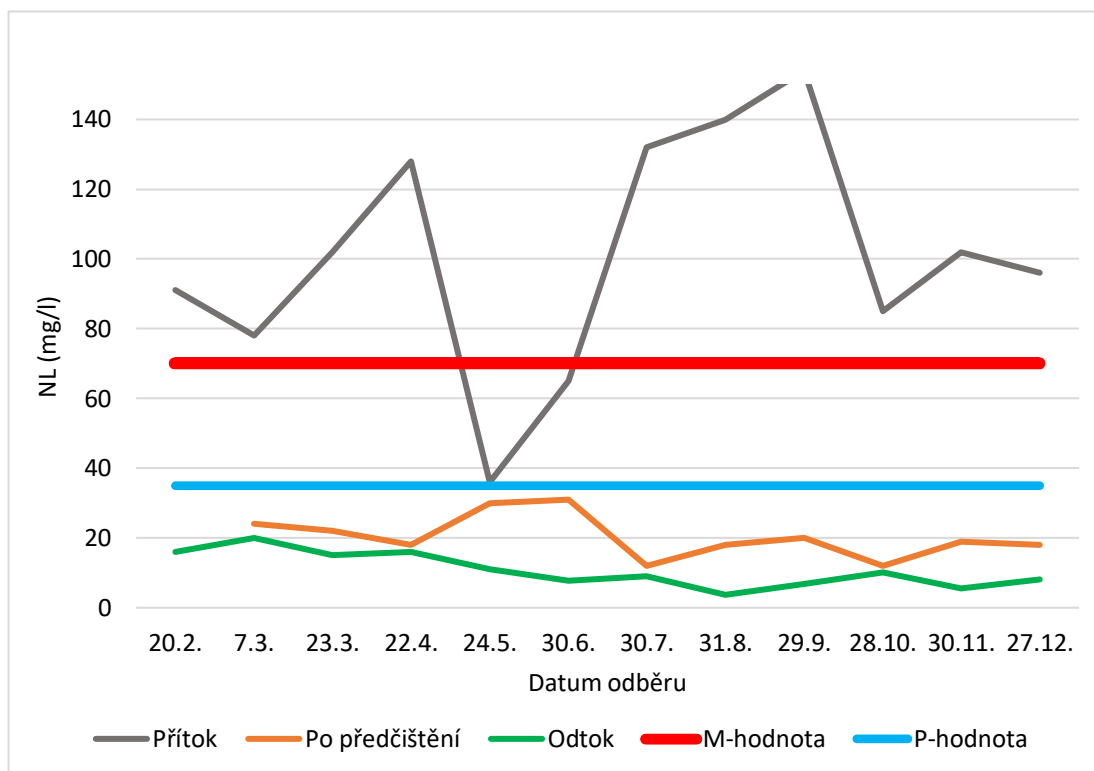
Graf 1: Koncentrace BSK₅ na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

Pro parametr CHSK (graf 2) byla naměřena průměrná hodnota na přítoku 237,5 mg/l, $\pm 96,86$ mg/l. Po předčištění tyto hodnoty klesly o více než 50 %, tedy na průměrnou hodnotu 113,3 mg/l. Na odtoku byla zaznamenána průměrná hodnota 38,7 mg/l, $\pm 10,71$ mg/l. Celkově byla průměrná hodnota CHSK snížena o 84 %. Naměřené hodnoty na odtoku nepřesahují přípustnou ani maximální hodnotu a jsou tedy v souladu s vodohospodářským nařízením. Veškeré naměřené hodnoty CHSK za rok 2019 jsou k nahlédnutí v příloze 2.



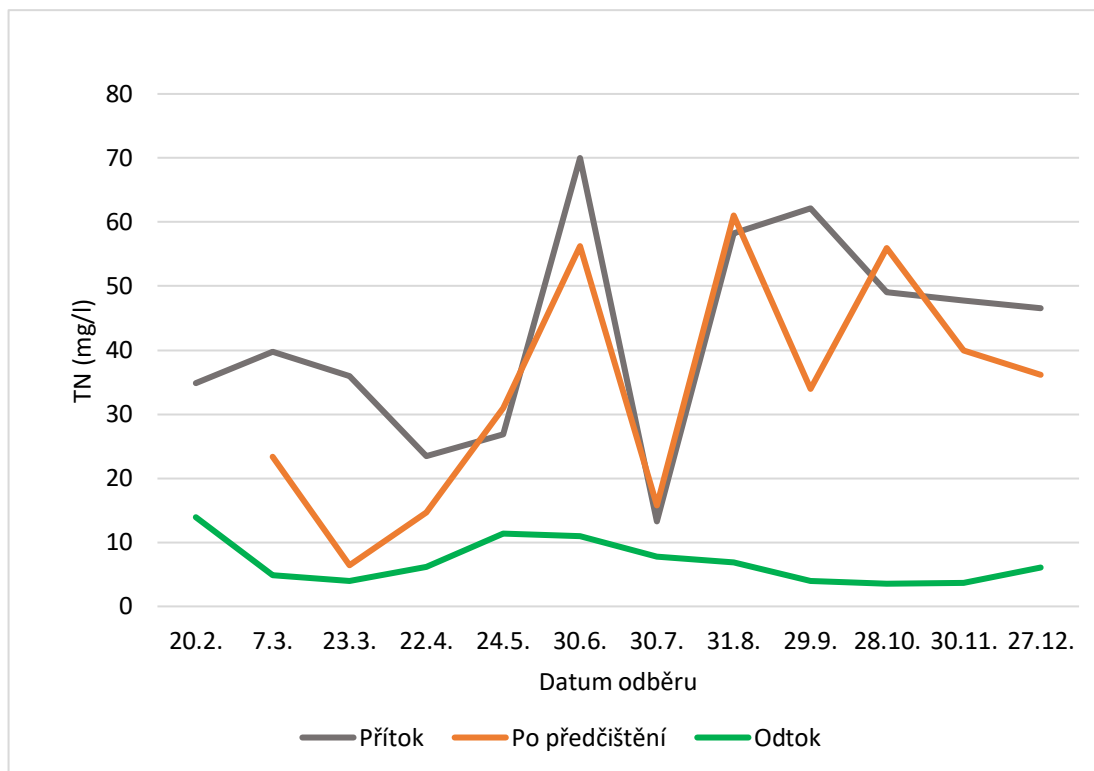
Graf 2: Koncentrace CHSK na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

Pro parametr nerozpuštěných látek NL (graf 3) byla průměrná hodnota na přítoku 101,6 mg/l, $\pm 32,21$ mg/l. Po předčištění klesla průměrná hodnota na 20,4 mg/l, $\pm 5,88$ mg/l, což znamená pokles o 80 %. Na odtoku hodnoty parametru NL vykazovaly pokles o dalších 10 %. Hodnoty dosáhly průměru 10,8 mg/l, $\pm 4,74$ mg/l. Celková účinnost v odstraňování NL je 90 %. Naměřené hodnoty na odtoku nepřesahují přípustnou ani maximální hodnotu a jsou tedy v souladu s vodohospodářským nařízením. Veškeré naměřené hodnoty parametru NL za rok 2019 jsou k nahlédnutí v příloze 3.



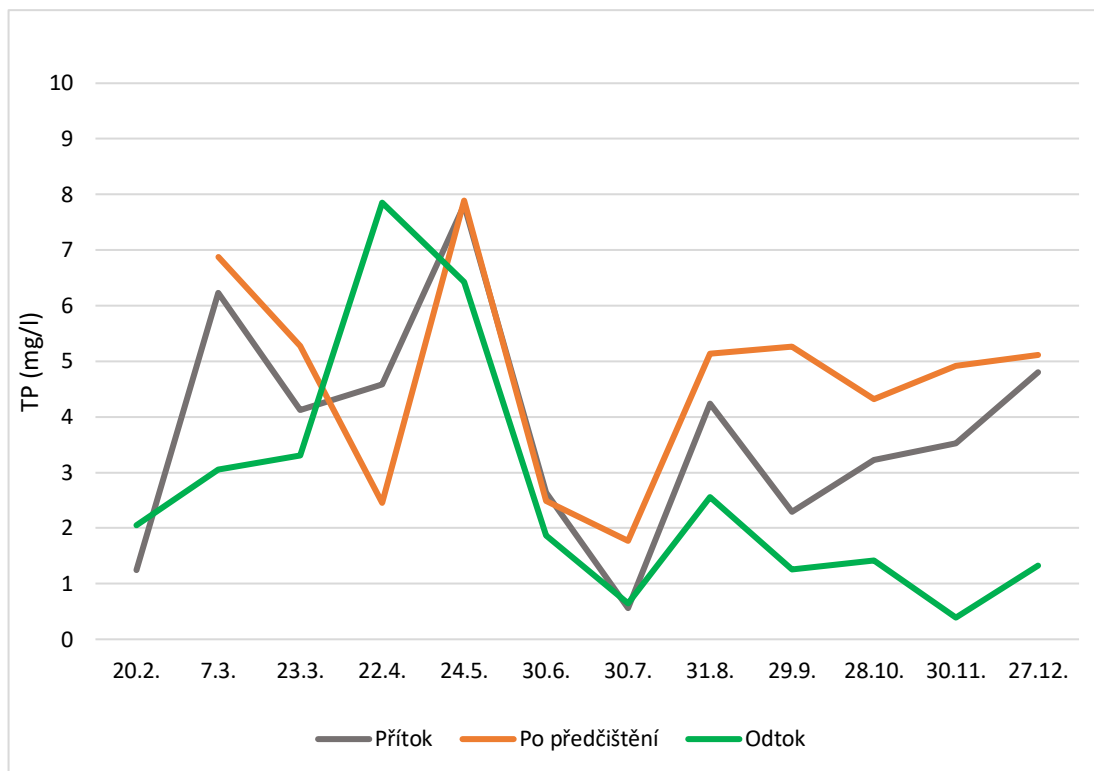
Graf 3: Koncentrace NL na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

Celkový obsah dusíku (parametr TN, graf 4) vykazoval na přítoku průměrnou hodnotu 43 mg/l, \pm 15,92 mg/l. Po fázi předčištění klesla průměrná hodnota na 34 mg/l, \pm 17,41 mg/l (o 15,5 %). V další fázi na odtoku byla průměrná hodnota 6,9 mg/l, \pm 3,3 mg/l. Celkově se tedy hodnota TN během procesu čištění snížila o 84 %. Veškeré naměřené hodnoty parametru TN za rok 2019 jsou k nahlédnutí v příloze 4.



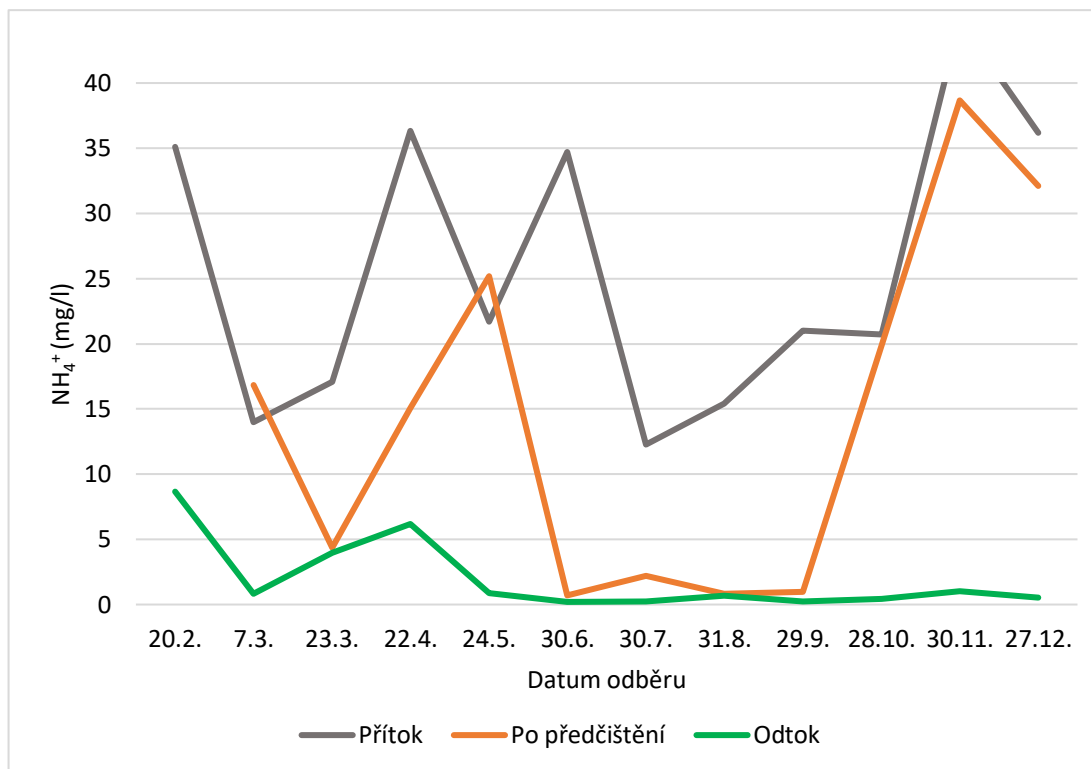
Graf 4: Koncentrace TN na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

Celkový obsah fosforu (parametr TP, graf 5) vykazoval na přítoku průměrnou hodnotu 4 mg/l, $\pm 1,93$ mg/l. Po fázi předčištění se průměrná hodnota zvýšila na 4,68 mg/l, $\pm 1,78$ mg/l (o 17 %). Zvýšení může být zapříčiněno pravděpodobným uvolněním naakumulovaného fosforu ve štěrbínové nádrži (anaerobní podmínky). V další fázi na odtoku byla průměrná hodnota 2,68 mg/l, $\pm 2,18$ mg/l. Celkově se tedy hodnota TP během procesu čištění snížila o 33 %. Veškeré naměřené hodnoty parametru TN za rok 2019 jsou k nahlédnutí v příloze 5.



Graf 5: Koncentrace TP na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

Průměrná koncentrace amoniakálního dusíku (NH_4^+ , graf 6) byla na přítoku $24,9 \text{ mg/l}$, $\pm 10,48 \text{ mg/l}$. Po fázi mechanického předčištění se průměrná hodnota snížila o 42 % na $14,3 \text{ mg/l}$ ($\pm 12,99$). Vzorke vody na odtoku vykazovaly snížení NH_4^+ o dalších 50 %, tedy celkové snížení 92 %. Průměrná koncentrace zde byla 2 mg/l , $\pm 2,66 \text{ mg/l}$.



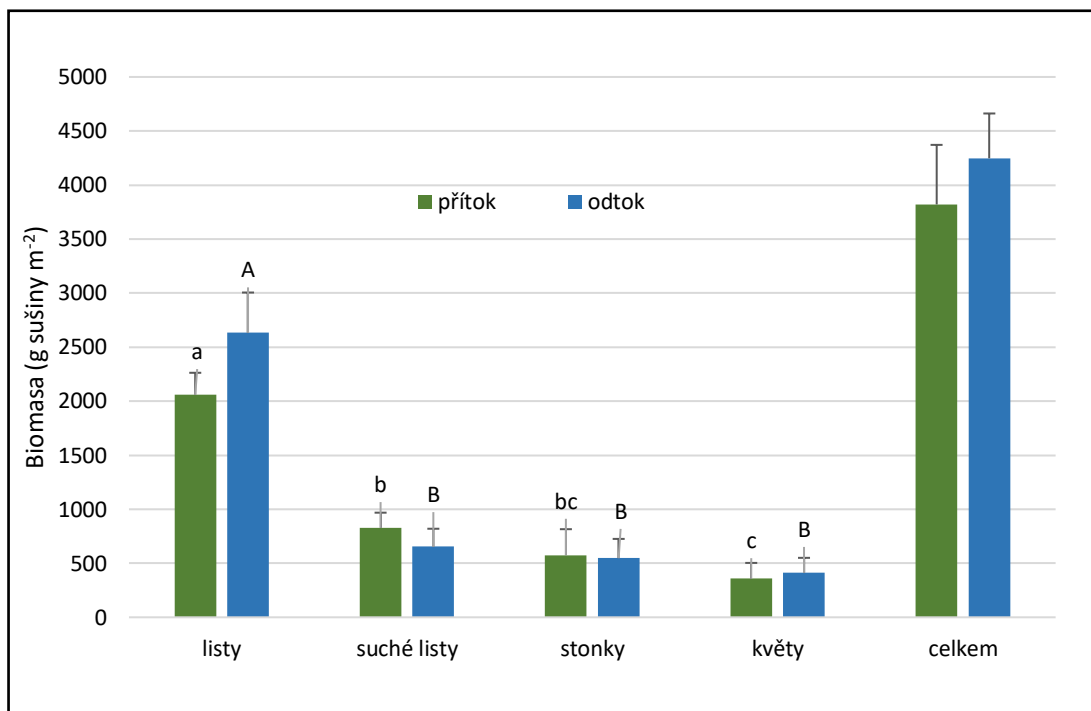
Graf 6: Koncentrace NH_4^+ na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

V rámci rozborů vzorků vody byly stanoveny i hodnoty těchto parametrů: TOC, TC, IC, F, Cl, NO_2 , Br, NO_3 , PO_4 , SO_4 a pH. Pro tyto parametry neexistuje v této velikostní kategorii čistíren odpadních vod legislativní úprava, tudíž nebylo k jejich limitaci na KČOV Sedlečko u Soběslavě vydáno žádné vodohospodářské nařízení. Veškeré naměřené hodnoty, jejich průměr i směrodatná odchylka jsou k dispozici v příloze 7.

5.2 Eliminace dusíku biomasou makrofyt

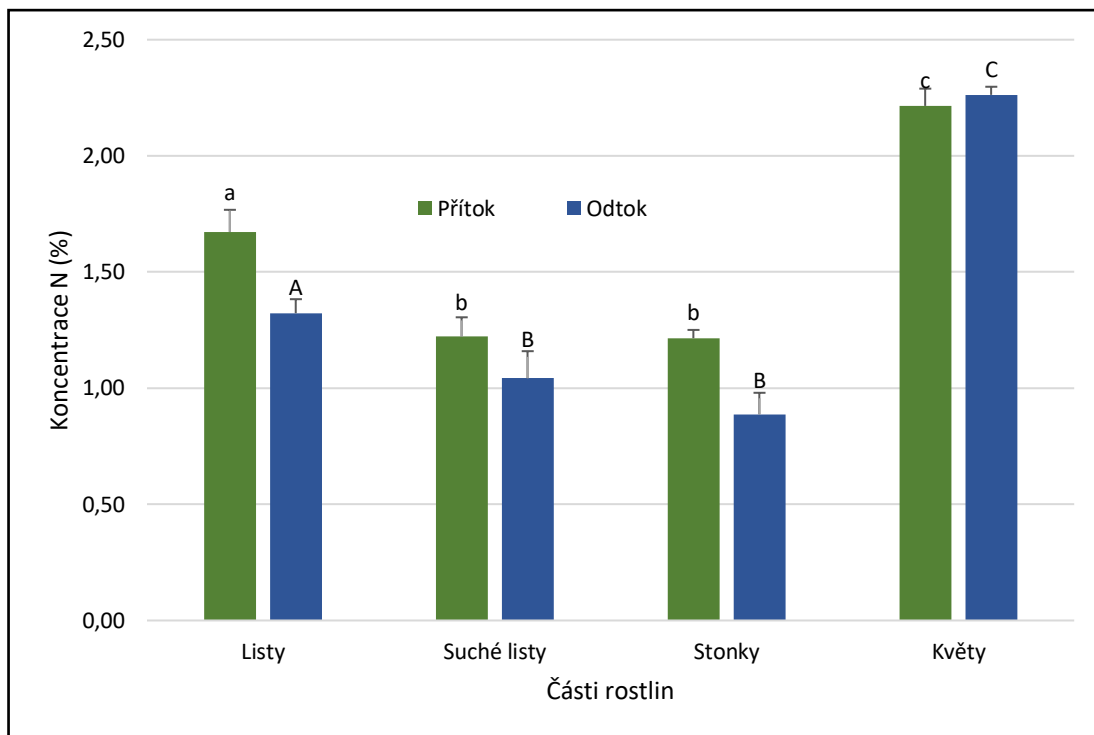
Následující grafy znázorňují konečné výsledky výpočtů zmíněných v kapitolách 4.5.1. a 4.5.2. Je zde porovnáno množství sklizené biomasy na přítoku a na odtoku. Dále je demonstrována účinnost odstraňování dusíku biomasou a její rozdělení mezi jednotlivé části rostlin.

Graf 7 zobrazuje porovnání množství biomasy na přítoku a na odtoku. V celkovém souhrnu bylo více biomasy na odtoku. Nicméně rozdíl v množství biomasy na přítoku a odtoku není statisticky významný. Statisticky významný rozdíl v množství biomasy/m² mezi přítokem a odtokem je patrný pouze u květů.



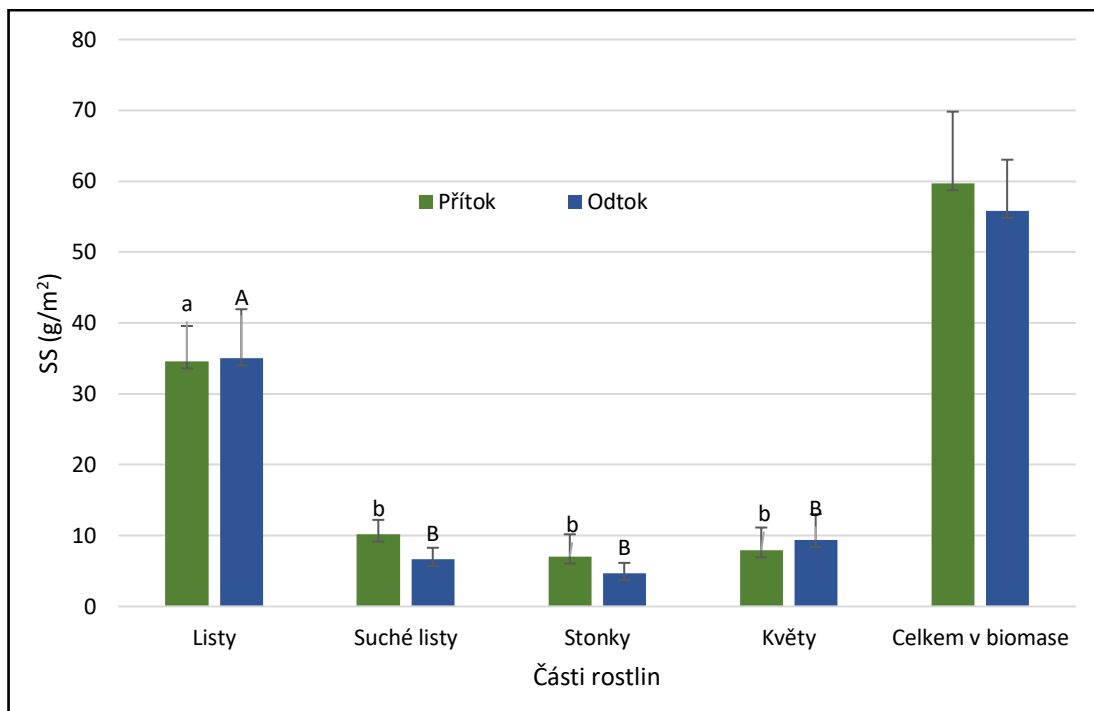
Graf 7: Porovnání množství suché biomasy jednotlivých částí rostlin a celkové biomasy na přítoku a odtoku v g/m². Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku. Shodná písmena označují hodnoty, které nejsou statisticky významné na hladině $\alpha = 0,05$. Malá písmena – přítok, velká písmena – odtok.

Graf 8 zobrazuje porovnání koncentrací dusíku v jednotlivých částech rostlin. Na přítoku byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi listy a ostatními částmi. U stonků a suchých listů nebyl zaznamenán statisticky významný rozdíl. Na odtoku byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi listy a ostatními částmi. Stejně tak koncentrace v květech se statisticky liší od koncentrací v ostatních částech.



Graf 8: Porovnání koncentrace dusíku v % v jednotlivých částech rostlin. Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku. Shodná písmena označují hodnoty, které nejsou statisticky významné na hladině $\alpha = 0,05$. Malá písmena – přítok, velká písmena – odtok.

Graf 9 podává informace o hodnotě SS (=standing stock), jejíž detaily byly uvedeny v Kapitole 4.5.2 Konkrétně byly porovnávány hodnoty SS v jednotlivých částech rostlin na přítoku a na odtoku v jednotkách g/m^2 . Z hodnot v grafu 9 je vidět, že množství akumulovaného dusíku v jednotlivých částech orobince se na přítoku a odtoku statisticky neliší. Nejvíce naakumulovaného dusíku se vyskytuje v listech rostlin ($> 30 \text{ g/m}^2$) a naopak nejméně ve stoncích ($< 10 \text{ g/m}^2$). Celkové množství akumulovaného dusíku se na přítoku a odtoku statisticky neliší ($p > 0,05$). Dle hodnoty standing stock (SS) je celkové množství dusíku eliminovaného v orobinci $57,7 \text{ g/m}^2$.



Graf 9: Porovnání akumulovaného dusíku (SS, standing stock) v rostlinách v g/m² na přítoku a odtoku. Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku. Shodná písmena označují hodnoty, které nejsou statisticky významné na hladině $\alpha = 0,05$. Malá písmena – přítok, velká písmena – odtok.

Graf 10 uvádí poměr eliminovaného dusíku v jednotlivých částech rostlin během sledování čistírny v průběhu roku 2019. Nejprve byl vypočítán průměrný roční průtok. Pro zjištění, kolik dusíku na čistírnu za rok přiteče, byl tento průtok vynásoben průměrnou hodnotou dusíku po předčištění (vypočtena z hodnot 12 odběrů vzorků vody během roku 2019). Celkové množství dusíku na přítoku bylo rozděleno na polovinu, protože odběr biomasy byl proveden na dvou kořenových polích ze čtyř. Pro výpočet celkového množství odstraněného dusíku bylo nutné stejným způsobem vypočítat i množství dusíku na odtoku a opět hodnotu rozdělit dvěma. Poloviční množství dusíku na odtoku bylo odečteno od polovičního množství fosforu na přítoku. V následujícím výpočtu (rovnice 11 a rovnice 12) jsou hodnoty dusíku na přítoku ($N_{př}$), na odtoku (N_{od}), hodnoty eliminovaného dusíku (N_{el}), rozdělené na N_{op} – odstraněno ostatními procesy a N_{bio} – odstraněno sklízením nadzemní biomasy.

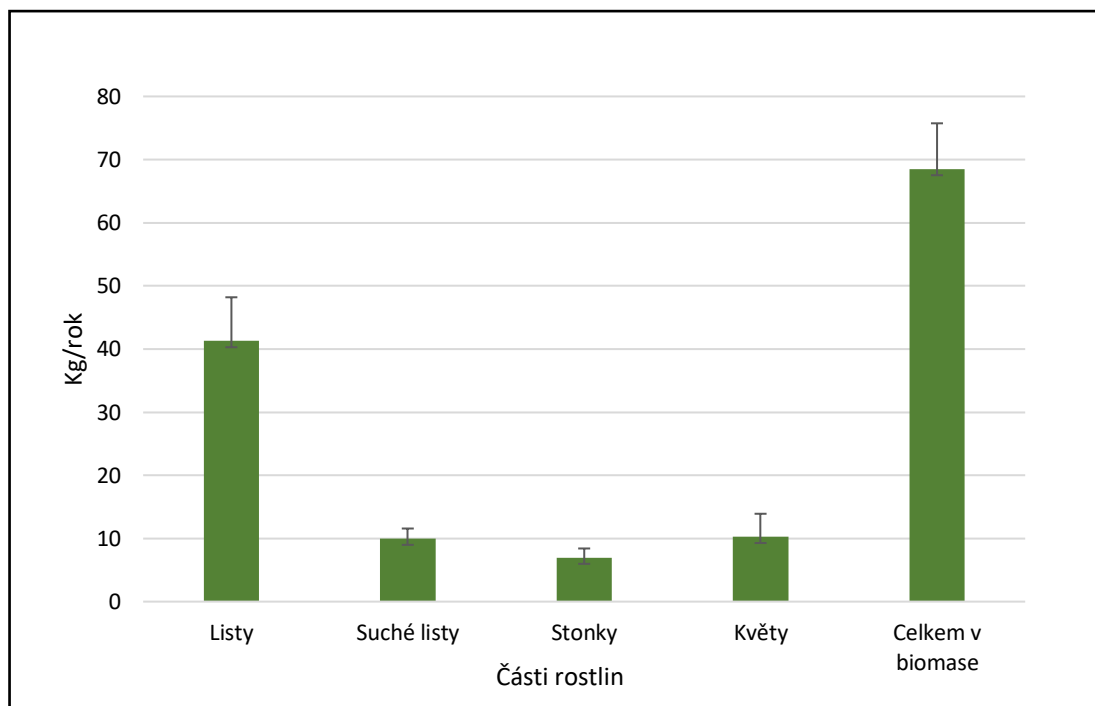
$$N_{př} \text{ (kg)} \doteq \mathbf{128,7} \quad N_{od} \text{ (kg)} \doteq \mathbf{26,1} \quad N_{bio} \text{ (kg)} \doteq \mathbf{68,5}$$

$$N_{el} \text{ (kg)} \doteq N_{př} - N_{od} \tag{11}$$

$$N_{el} \text{ (kg)} = 128,7 - 26,1 \doteq \mathbf{102,6}$$

$$N_{op} \text{ (kg)} = N_{el} - N_{bio} \tag{12}$$

$$N_{op} \text{ (kg)} = 102,6 - 68,5 \doteq \mathbf{34}$$



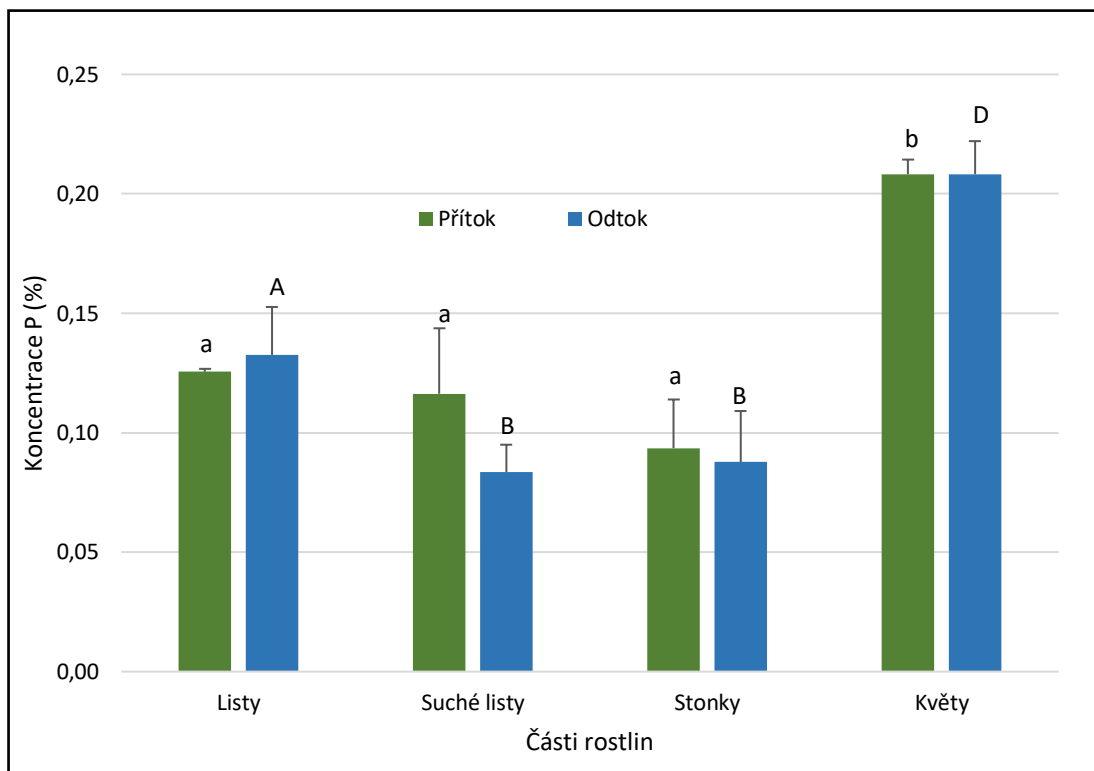
Graf 10: Eliminace dusíku biomasou v kg/rok na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

5.3 Eliminace fosforu biomasou makrofyt

Následující grafy znázorňují konečné výsledky výpočtů zmíněných v kapitole 4.5.1 a 4.5.2. Je zde porvnáno množství sklizené biomasy na přítoku a na odtoku. Dále je demonstrována účinnost odstraňování fosforu biomasou a její rozdělení mezi jednotlivé části rostlin.

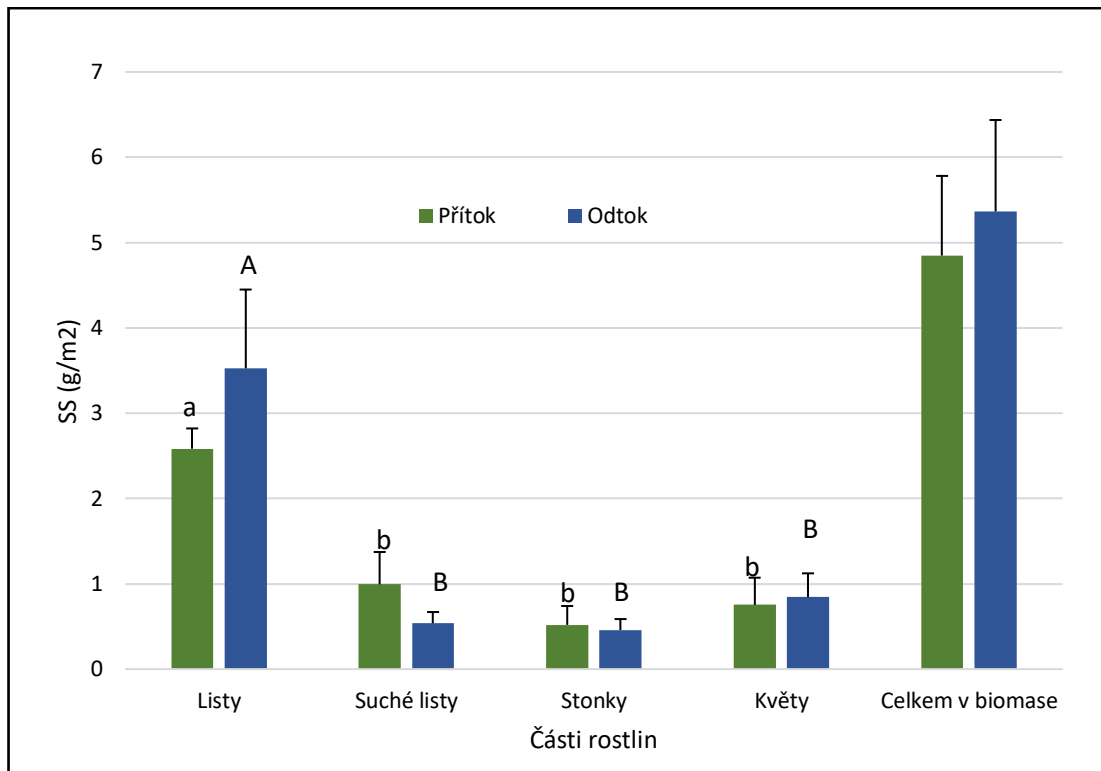
Graf 11 zobrazuje porovnání koncentrací fosforu v jednotlivých částech rostlin. Na přítoku byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi květy a ostatními částmi rostlin. Na odtoku byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi všemi částmi rostlin kromě suchých listů a stonků, které mezi sebou nemají statisticky významný rozdíl. Porovnáním přítoku a odtoku

bylo zjištěno, že se statisticky neliší jen koncentrace fosforu v listech. Ve všech ostatních částech rostlin byl zjištěn významný rozdíl.



Graf 11: Porovnání koncentrace fosforu v % v jednotlivých částech rostlin. Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku. Shodná písmena označují hodnoty, které nejsou statisticky významné na hladině $\alpha = 0,05$. Malá písmena – přítok, velká písmena – odtok.

Graf 12 podává informace o hodnotě SS (=standing stock), jejíž detaily byly vysvětleny v Kapitole 4.5.2. Konkrétně jsou zde porovnávány hodnoty SS v jednotlivých částech rostlin na přítoku a na odtoku v jednotkách g/m^2 . Z použité symboliky vyplývá, že na přítoku byl zjištěn významný rozdíl mezi listy a ostatními částmi rostlin. Stejně je tomu tak i v případě odtoku. Při porovnání hodnot odtoků a přítoků dle jednotlivých částí rostlin nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl. Nejvíce naakumulovaného fosforu se vyskytuje v listech rostlin ($> 3 \text{ g/m}^2$) a naopak nejméně ve stoncích ($< 0,5 \text{ g/m}^2$). Celkové množství akumulovaného fosforu se na přítoku a odtoku statisticky neliší ($p > 0,05$). Dle hodnoty standing stock (SS) je celkové množství fosforu v orobinci $5,1 \text{ g/m}^2$.



Graf 12: Porovnání akumulovaného fosforu v rostlinách v g/m² (hodnota standing stock) na přítoku a odtoku. Chybové úsečky označují směrodatnou odchylku. Shodná písmena označují hodnoty, které nejsou statisticky významné na hladině $\alpha = 0,05$. Malá písmena – přítok, velká písmena – odtok.

Graf 13 uvádí poměr eliminovaného fosforu v jednotlivých částech rostlin během sledování čistírny v průběhu roku 2019. Nejprve byl vypočítán průměrný roční průtok. Pro zjištění, kolik fosforu na čistírnu za rok přiteče, byl tento průtok vynásoben průměrnou hodnotou fosforu po předčištění (vypočtena z hodnot 12 odběrů vzorků vody během roku 2019). Celkové množství fosforu na přítoku bylo rozděleno na polovinu, protože odběr biomasy byl proveden na dvou kořenových polích ze čtyř. Pro výpočet celkového množství odstraněného fosforu bylo nutné stejným způsobem vypočítat i množství fosforu na odtoku a opět hodnotu rozdělit dvěma. Poloviční množství fosforu na odtoku bylo odečteno od polovičního množství fosforu na přítoku. V následujícím výpočtu (rovnice 13 a rovnice 14) jsou hodnoty fosforu na přítoku ($P_{př}$), na odtoku (P_{od}), hodnoty eliminovaného fosforu (P_{el}), rozdělené na P_{op} – odstraněno ostatními procesy a P_{bio} – odstraněno sklízením nadzemní biomasy. Graf 13 zobrazuje hodnotu P_{bio} rozdělenou do jednotlivých částí rostlin.

$$P_{př} \text{ (kg)} \doteq 17,7$$

$$P_{od} \text{ (kg)} \doteq 10,1$$

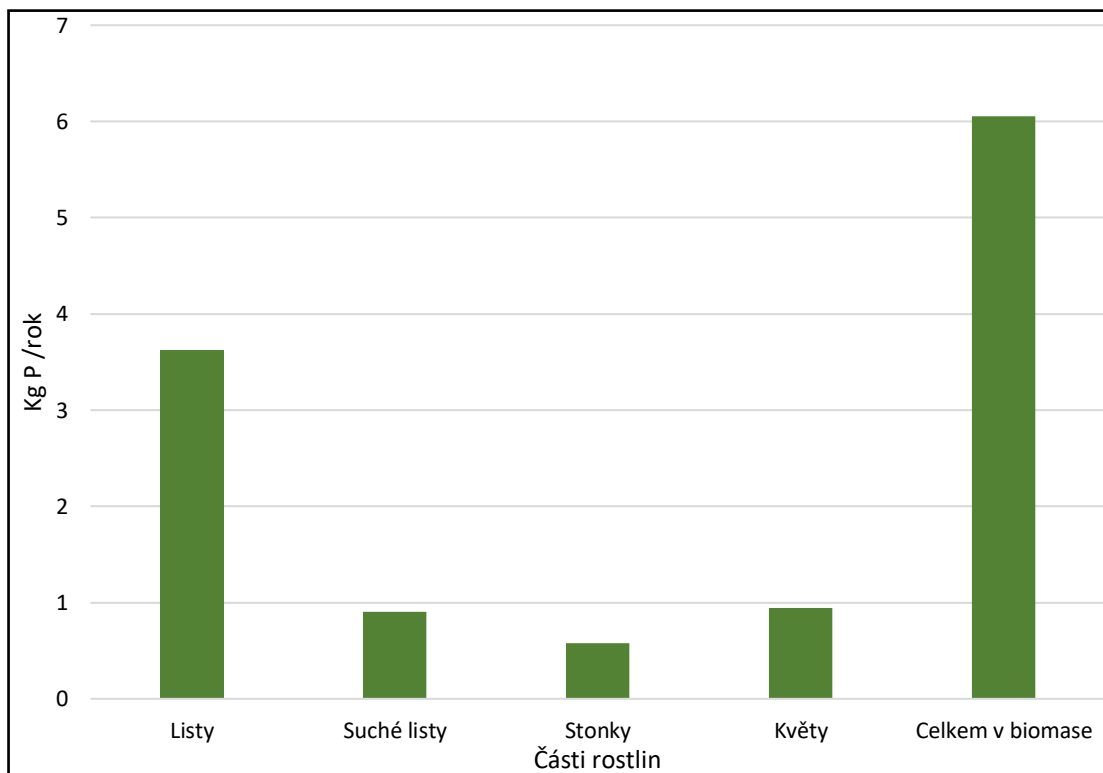
$$P_{bio} \text{ (kg)} \doteq 6$$

$$P_{el} \text{ (kg)} \doteq P_{pr} - P_{od} \quad (13)$$

$$P_{el} \text{ (kg)} = 17,7 - 10,1 \doteq \mathbf{7,6}$$

$$P_{n/d} \text{ (kg)} = P_{el} - P_{bio} \quad (14)$$

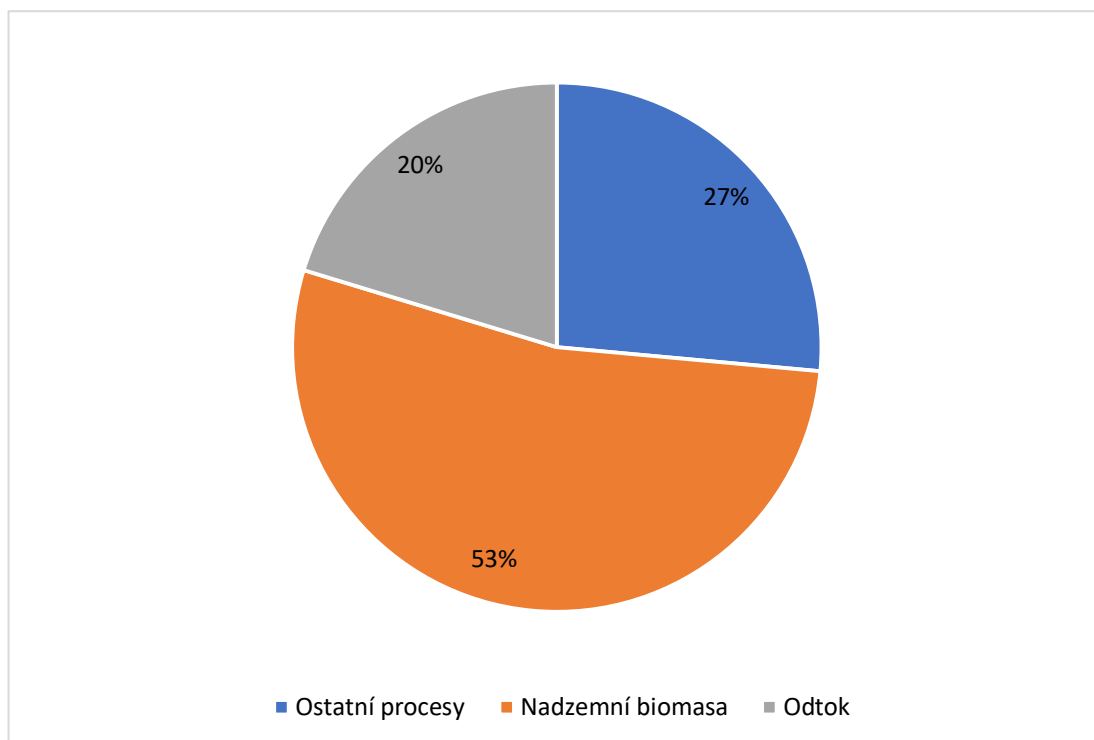
$$P_{op} \text{ (kg)} = 7,6 - 6 \doteq \mathbf{1,5}$$



Graf 13: Množství eliminovaného fosforu biomasou v kg P /rok na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019

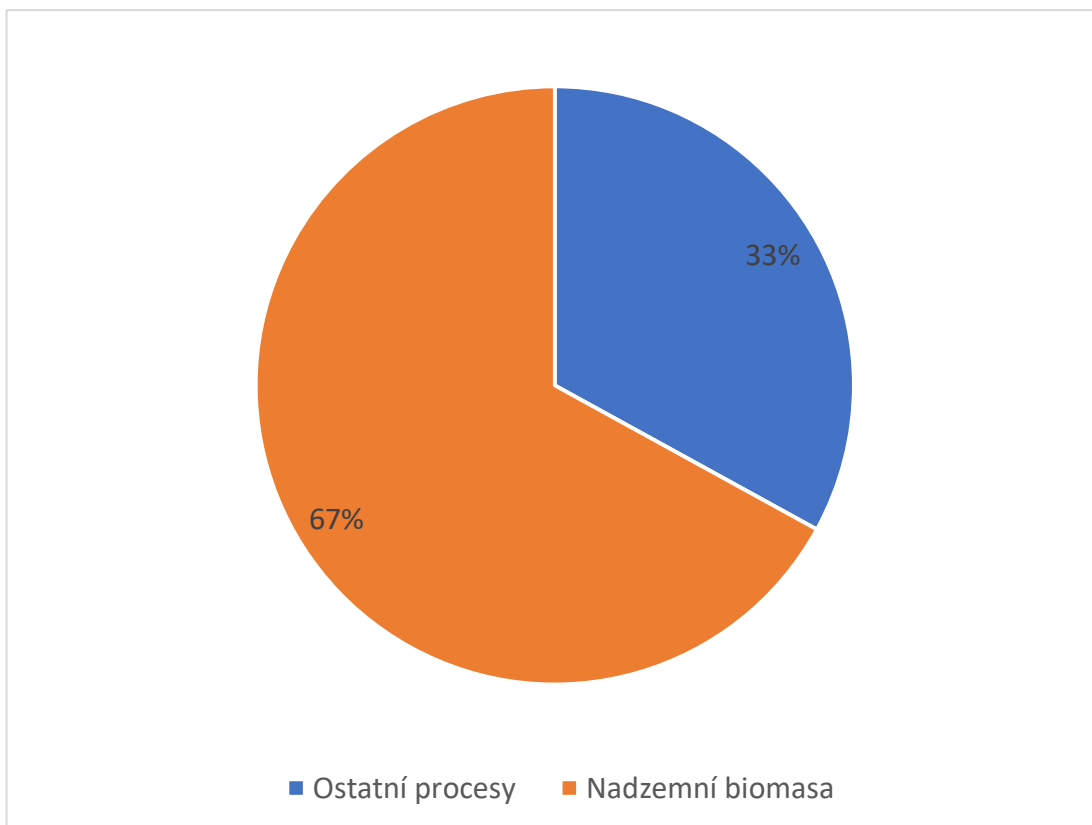
6. Diskuze

V grafu 14 jsou zobrazeny eliminační procesy, které se podílí na odstranění dusíku z odpadní vody při průtoku čistírnou. Dvacet % dusíku projde čistírnou (26,1 kg), 53 % dusíku je odstraněno akumulací v nadzemní části vegetace (68,5 kg) a 27 % dusíku je odstraněno ostatními procesy, jako jsou denitrifikace, adsorpce, třekání, anammox (oxidace amoniaku v anaerobních podmínkách) a kumulace v podzemních částech rostlin (34 kg).



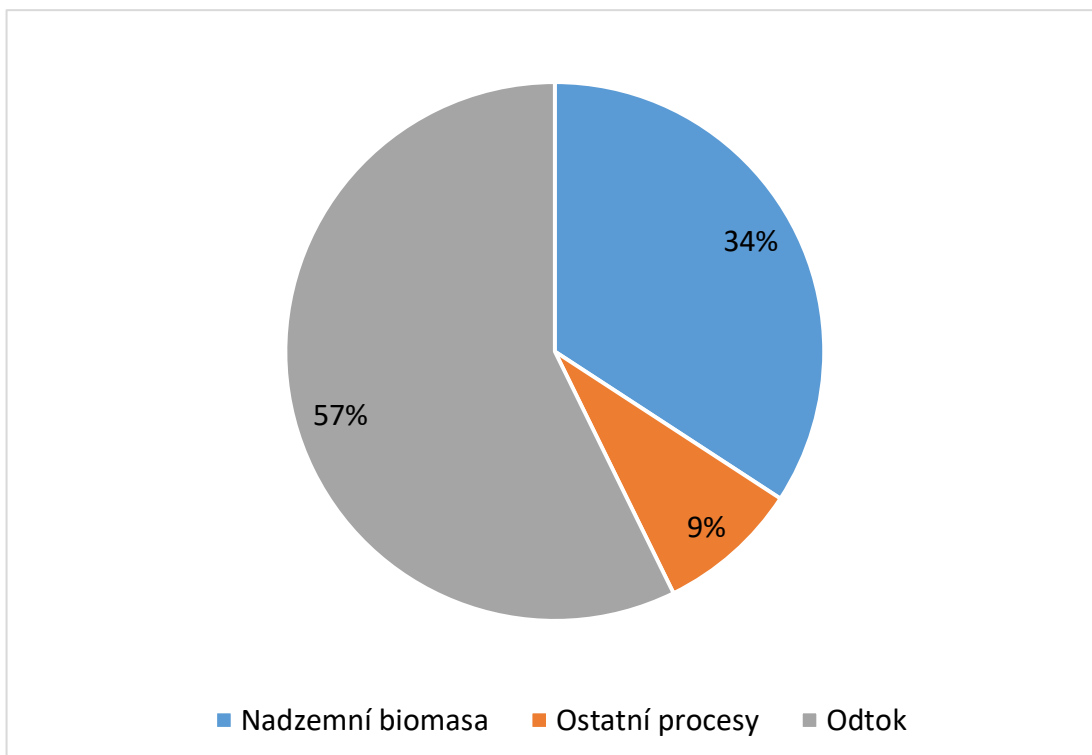
Graf 14: Bilance dusíku na KČOV Sedlečko u Soběslavě v roce 2019.

Jak je vidět z grafu 15, 67 % dusíku bylo odstraněno akumulací v nadzemní biomase orobince širokolistého, 33 % bylo odstraněno ostatními procesy (denitrifikace, adsorpce, třekání, anammox, kumulace v podzemní biomase).



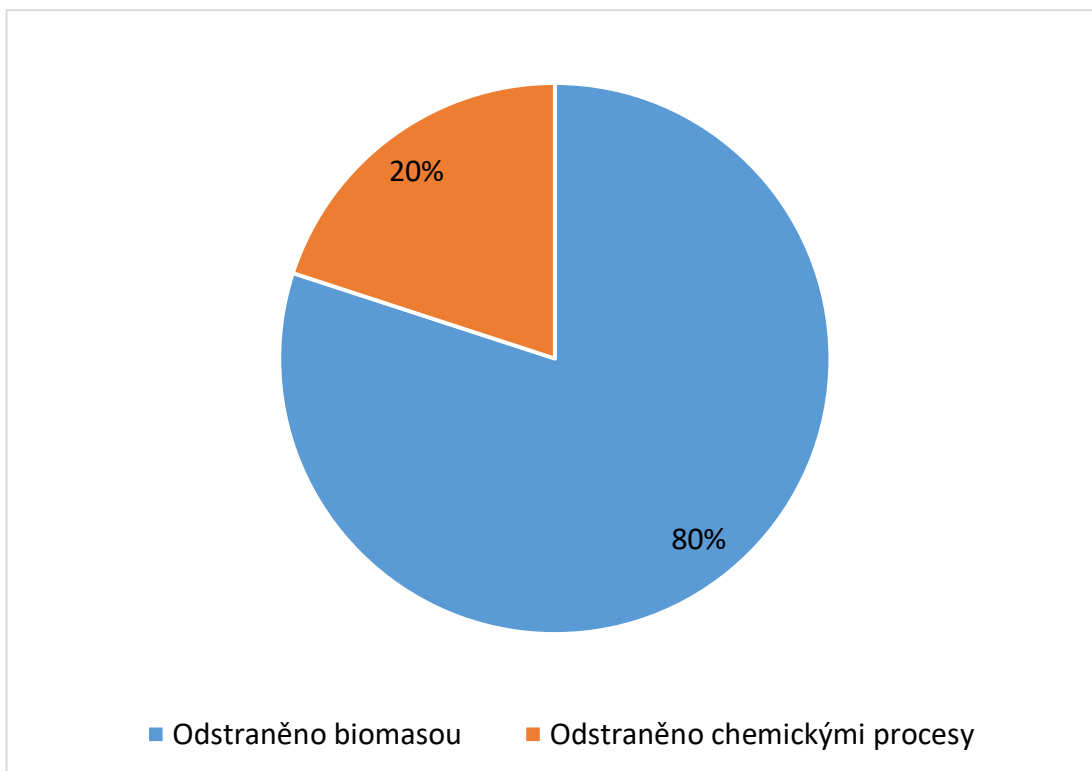
Graf 15: Eliminační procesy podílející se na odstranění dusíku z odpadní vody na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019.

V grafu 16 jsou zobrazeny eliminační procesy, které se podílí na odstranění fosforu z odpadní vody při průtoku čistírnou. Padesát sedm % fosforu projde čistírnou beze změny (10,1 kg), 34 % fosforu je odstraněno vegetací (6 kg) a 1,5 kg (9 %) fosforu je odstraněno ostatními procesy, jako jsou adsorpce, srážení nebo kumulace v podzemních částech rostlin.



Graf 16: Bilance fosforu na KČOV Sedlečko u Soběslavě v roce 2019.

Graf 17 ukazuje porovnání dvou způsobů eliminace fosforu na KČOV. Dvacet % (1,5 kg) fosforu bylo během roku 2019 eliminováno ostatními procesy (absorpce, srážení, těkání, kumulace v podzemních částech biomasy). Osmdesát % fosforu bylo eliminováno díky nadzemní biomase orobince širokolistého. V kilogramech se jedná o 6 kg z celkových 7,5 kg.



Graf 17: Eliminační procesy podílející se na odstranění fosforu z odpadní vody na KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019.

Dle statistického a grafického zpracování vzorků odebíraných na KČOV Sedlečko je patrné, že čistírna svou účinností vyhovuje limitům stanoveným Nařízením vlády č. 401/2015 Sb. Parametry BSK₅, CHSK a NL jsou limitovány vodohospodářským nařízením ze dne 31.1.2011. Tyto parametry jsou účinným procesem čištění eliminovány na hodnoty nepřekračující maximální ani prahovou hodnotu. Jejich hodnoty na odtocích jsou až trojnásobně nižší než vyžaduje nařízení.

U ostatních parametrů, které nespádají v této kategorii pod regulaci vodohospodářským nařízením, bylo dosaženo taktéž příznivé účinnosti v odstraňování (viz. Příloha 7), která dosahuje v případě parametru TOC 65 %; TC 58 %; IC 52 %; Cl 37 %; SO₄ 31 %. Pro ostatní měřené parametry není možné účinnost odstraňování stanovit nebo by její hodnota byla nevyovídající.

Dle Vymazala (2016) je největší množství nutrientů zpravidla akumulováno v listech rostlin, což tato práce potvrzuje. V případě dusíku je naakumulované množství vyšší v biomase na přítoku i přes to, že biomasy na odtoku bylo zváženo o 575 g/m² více. Pro ostatní kompartmenty v případě dusíku platí, že hodnota biomasy je na přítoku vyšší a taktéž

i hodnoty naakumulovaného dusíku. V celkovém porovnání biomasy na přítoku/odtoku a celkového množství naakumulovaného dusíku není významný rozdíl.

V případě naakumulovaného fosforu se hodnoty shodují s tvrzením, které uvádí Vymazal (2016), a to, že největší množství fosforu je uloženo v listech rostlin. Biomasa listů na přítoku/odtoku dosáhla hodnot 2059 g/m^2 / 2634 g/m^2 , v souladu s tím je i množství naakumulovaného fosforu v listech na přítoku/odtoku $2,6 \text{ g/m}^2$ / $3,5 \text{ g/m}^2$. Hmotnost biomasy suchých listů byla na přítoku vyšší a taktéž i množství naakumulovaného fosforu (graf 11). V případě stonků a květů se % naakumulovaného fosforu příliš nelišilo i přes to, že hmotnosti biomasy byly na odtoku a přítoku rozdílné (graf 7).

Výsledkem porovnání naakumulovaného nutrientu (graf 8 pro dusík a graf 11 pro fosfor) na přítoku a odtoku jsou minimální rozdíly. Mezi přijatým dusíkem a fosforem rostlinami orobince širokolistého na odtoku a na přítoku není statisticky významný rozdíl, a tudíž je příjem nutrientů vegetaci po celé ploše kořenových polí téměř rovnoměrný.

Výsledky v tabulkách 5 a 6 dokazují, že dle hodnoty SS se dusík i fosfor akumulovaly nejvíce v listech, u kterých bylo naváženo nejvíce biomasy. V květech proběhla větší akumulace živin než ve stoncích, i když je množství jejich biomasy výrazně menší. Důvodem je vyšší koncentrace nutrientu v květech. Tyto výsledky jsou důkazem o nutnosti vyjádření množství nutrientů formou hodnoty SS.

Tab. 5: Porovnání hodnot SS N (g/m^2) a množství biomasy (g/m^2) pro jednotlivé části rostlin

| Část rostliny | SS N – přítok (g/m^2) | Biomasa – přítok (g/m^2) | SS N – odtok (g/m^2) | Biomasa – odtok (g/m^2) |
|---------------|----------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|
| Listy | 34,6 | 2059 | 35 | 2634 |
| Stařina | 10,15 | 828 | 6,69 | 653 |
| Stonky | 7,06 | 575 | 4,71 | 547 |
| Květy | 7,93 | 358 | 9,4 | 413 |

Tab. 6: Porovnání hodnot SS P (mg/m²) a množství biomasy (g/m²) pro jednotlivé části rostlin

| Část rostliny | SS N – přítok (g/m ²) | Biomasa – přítok (g/m ²) | SS N – odtok (g/m ²) | Biomasa – odtok (g/m ²) |
|---------------|-----------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|
| Listy | 2,58 | 2059 | 3,53 | 2634 |
| Stařina | 0,99 | 828 | 0,53 | 653 |
| Stonky | 0,51 | 575 | 0,46 | 547 |
| Květy | 0,75 | 358 | 0,84 | 413 |

Pro rákos obecný (*Phragmites australis*) byla nejvyšší hodnota SS pro dusík naměřena v Polsku (Obarska-Pempkowiak, 1999) – 58,7 g/m². V této práci byla naměřena hodnota SS-N v případě orobince 57,75 g/m² – hodnoty se tedy shodují. V případě hodnot SS pro fosfor u orobince širokolistého bylo naměřeno 5,05 g/m². V ostatních výzkumech tohoto typu bylo v případě rákosu obecného dosaženo nejvyšší hodnoty pro fosfor 7,6 g/m² (Wrigley, T.J. et al., 1988) a nejnižší hodnoty zaznamenal Peverly (1993) - 0,49 g/m². Na základě těchto porovnání je možné zařadit orobinec širokolistý mezi rostliny s vysokým potenciálem kumulace nutrientů a doporučit tak jeho výsadbu na kořenových polích čistíren odpadních vod.

Vymazal (2004) ve své práci zhodnotil hodnoty SS pro fosfor v rostlině *Phragmites australis* (rákos obecný) na kořenových čistírnách Ondřejov a Koloděje během let 1994 až 2000. Na KČOV Ondřejov byla nejvyšší hodnota SS-P > 5 g/m², což je srovnatelné s hodnotou naměřenou na KČOV Sedlečko. Na KČOV Koloděje naměřil Vymazal SS-P > 4 g/m². Hodnoty jsou i v tomto případě srovnatelné s hodnotami této práce.

Okada (2018) sledovala kumulaci živin v *P. australis* a *P. arundinacea* na KČOV Zbenice. Hodnoty SS-N v chrastici rákosovité dosahovaly ve stejné roční době na přítoku 32,5 g/m² a na odtoku 6 g/m². Tyto hodnoty jsou menší než naměřené hodnoty pro orobinec širokolistý na KČOV Sedlečko - 59,7/55,8 g/m² (graf 9). V případě fosforu naměřila Okada hodnoty SS pro chrastici rákosovitou na přítoku/odtoku 3,6 /1,45 g/m². Pro orobinec širokolistý na KČOV Sedlečko byly naměřeny hodnoty vyšší – 4,8/5,3 g/m² (graf 12).

Srovnatelný experiment proběhl v roce 2016 v oblasti Středozevního moře ve Španělsku (Gacia, et al., 2019), při kterém byly studovány 4 druhy rostlin užívaných

na KČOV, včetně orobince širokolistého. Hodnotu SS pro dusík v orobinci širokolistém naměřila Gacia 145 g/m², tedy vyšší než v porovnání s touto prací. Hodnoty SS pro fosfor v orobinci širokolistém naměřila Gacia 22,5 g/m², tedy také vyšší. Jelikož není známa hodnota zatížení živinami na přítoku odpadní vody do KČOV, není možné vyhodnotit, jak velká část živin byla odstraněna rostlinami a porovnat tak účinnosti v odstraňování.

Velice podobný experiment proběhl v roce 2007 i v Estonsku, kde byla taktéž vyhodnocena biomasa orobince širokolistého a následně sledovány koncentrace N a P (Maddison, et al., 2009). Výsledky této práce se shodují s výsledky získanými na KČOV Sedlečko ve skutečnosti, že nejvíce dusíku je koncentrováno a následně eliminováno v listech orobince širokolistého. Nejvyšší hodnota, kterou uvádějí Maddison et al. (2009), byla zaznamenána v listech – 61,6 g/m², což je srovnatelné s výsledky této práce. Naopak nejmenší hodnota SS-P byla zjištěna v květech – 1,3 g/m², což je méně v porovnání s výsledky v této práci. Nejvyšší hodnotu SS pro fosfor naměřili Maddison et al. (2009) v orobinci širokolistém taktéž v listech 10,2 g/m², což je o 7 g/m² více než v listech na KČOV Sedlečko. Nejmenší hodnotu naměřili Maddison et al. (2009) v květech – 0,2 g/m². Tato hodnota se shoduje s hodnotou v této práci. Nicméně ještě menší hodnota na KČOV Sedlečko byla naměřena v případě stonků – 0,5 g/m².

7. Závěr

V roce 2019 byla vyhodnocena funkce KČOV Sedlečko u Soběslavě. Celková účinnost čistírny je vysoká a byly tudíž splněny veškeré legislativní požadavky. Naměřené hodnoty nejsou v rozporu s vodohospodářským rozhodnutím a vyhovují limitům stanoveným Nařízením vlády č. 401/2015 Sb. Kořenová čistírna je připravena na očekávaný přísun dalších obyvatel obce, a tím pádem i na zvýšení napojených EO.

Dále byla vyhodnocena role vegetace (*Typha latifolia*) při odstraňování živin. Odstraňování nutrientů orobincem širokolistým bylo v České republice vůbec poprvé sledováno v této práci. Výsledky ukázaly, že nadzemní biomasa rostlin se podílí na odstraňování dusíku až z 67 % a z 80 % na odstraňování fosforu z celkového odstraněného množství obou nutrientů. U obou nutrientů se ukázala jako nejefektivnější část rostlin listy.

Práce potvrdila skutečnost, že vysoká koncentrace živin v určitých částech rostliny nemusí znamenat zároveň nejvyšší kumulaci živin v této části rostlin. Je vždy nutné vzít v úvahu i sušinu dané části rostlin. Z výsledků je zřejmé, že na množství kumulovaných živin má sušina zásadní vliv.

Ukazuje se, že role rostlin při eliminaci živin může být větší, než bylo předpokládáno, a to především v závislosti na vstupním zatížení čistírny. Je třeba poukázat na skutečnost, že čím je zatížení nežádoucích látek čistírny větší, tím je role akumulace živin v rostlinách menší. Akumulace živin v rostlinách je limitována především biomasou rostlin. V případě, že rostlina dosáhne svého limitu, není schopna dále hromadit nutrienty. Je tedy nutné zdůraznit, že pokud průtok nedosahuje vysokých hodnot a obsah živin na přítoku je nízký (jako v případě KČOV Sedlečko) množství nutrientů přijaté rostlinami je relativně vysoké. Pokud je čistírna zatížená vysoce znečištěnou odpadní vodou, procento naakumulovaných nutrientů ve vegetaci bude nižší. Tato práce dokazuje, že u čistíren s nízkým zatížením může být podíl odstraněných látek ve vegetaci významný. Tudíž i pravidelné sklizení biomasy na těchto typech čistíren může hrát významnou roli pro odstraňování znečištění z odpadních vod.

8. Přehled literatury a seznam použitých zdrojů

Odborné publikace

Beneš J., 2009: kořenové čistírny odpadních vod, evidence a hodnocení existujících KČOV v ČR. Praha: Ministerstvo životního prostředí.

Brix H., 1994: Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 29, 71-78.

Crites R.W., Middlebrooks E.J., Reed S.C., 2010: *Natural Wastewater Treatment Systems in Civil and Environmental Engineering*. Boca Raton: CRC Press. ISBN 978-1-4200-2644-3.

Dohányos M., Koller J., Strnadová J., 1998: Čištění odpadních vod, 2. vydání, Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. ISBN 80-7080-316-9.

Focht D.D., Chang A.C., 1975: Nitrification and denitrification processes related to waste water treatment. *Advances in Microbial Ecology* 19, 153-186.

Gacia E., Bernal S., Nikolakopoulou M., Carreras E., Morgado L., Ribot M., Isnard M., Sorolla A., Sabater F., Martí E. 2019: The role of helophyte species on nitrogen and phosphorus retention from wastewater treatment plant effluents. *Journal of Environmental Management* 252, 109585.

Chudoba J., 1991: *Odpadní vody a jejich čištění*, Praha: KONEKO. ISBN 80-85122-09-X.

Chudoba J., Dohányos M., Wanner J., 1991: *Biologické čištění odpadních vod*, Praha: SNTL. ISBN 80-03-00611-2.

Kočková E., Kříž P., Legát V., Šálek J., Žáková Z., 1994: *Vegetační kořenové čistírny odpadních vod. Obnova venkova*, Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, v České zemědělské tiskárně Praha. ISBN 80-7084-104-4.

Křiška M., Němcová M., 2016: Kořenové čistírny – rekapitulace a budoucnost v České republice. *Vodní hospodářství* 2/2016, 14-20.

Maddison M., Mauring T., Remm K., Lesta M., Mander Ü., 2009: Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment wetlands in Estonia. *Ecological Engineering* 35, 258-264.

Mlejnská E., 2013: Vyhodnocení in—situ aplikace bakteriálně—enzymatického preparátu do kolmatovaných kořenových čistíren. Praha: VTEI 05/2013, 1-4.

Mlejnská E., Rozkošný M., Baudišová D., Váňa M., Wanner F., Kučera J., 2009: Extenzivní způsoby čištění odpadních vod, Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský v Praze. ISBN 978-80-85900-92-7.

Obarska-Pempkowiak, H., 1999. Nutrient cycling and retention in constructed wetland systems in Darzlubie near Puck Bay, Southern Baltic Sea. In: Vymazal, J. (ed.) Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 41-48.

Ottová V., Balcarová J., Vymazal J., 1997: Microbioal characteristics of sonconstructed wetlands. Water Sciece and Technology 38, 117-123.

Pevery, J., Sanford, W.E., Steenhuis, T.S., Surface, J.M., 1993. Constructed wetlands for municipal solid waste landfill leachate treatment. The New York Sate Energy Research and Development Authority Report 94-1.

Pitter P., 2015: HYDROCHEMIE. 5. aktualizované a doplněné vydání, Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. ISBN 978-80-7080-928-0.

Pošta J., 2005: Čistírny odpadních vod. 1. vydání, Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, technická fakulta. ISBN 80-213-1366-8.

Shelef O., Gross A., Rachmilevitch S., 2013: Role of plants in a constructed wetland: current and wew perspectives. Water 5, 405-419.

Sojka J., 2001: Malé čistírny odpadních vod, Brno: ERA. ISBN 80-86517-11-X.

Sommers, L.E., Nelson, D.W., 1972. Determination of total phosphorus in soils: a rapid perchloric acid digestion procedure. Soil Sci. Soc. Am. J. 36, 902–904.

Šálek J., Tlapák V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod, Praha: ČKAIT. ISBN 80-86769-74-7.

Švehla P., Tlustoš P., Balík J., 2004: Odpadní vody, Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, katedra agrochemie a výživy rostlin. ISBN 80-213-1169-X.

Van Cleemput O., Boeckx P., Lindgren P-E., Tonderski K., 2007: Denitrification in wetlands. *Biology of the nitrogen cycle*, 359-36.

Verstraete W., Focht D.D., 1977: *Biochemical Ecology of Nitrification and Denitrification*. In *Advances in Microbial Ecology*, 1. Boston: Springer. ISBN 978-1-4615-8219-9.

Vymazal J., 1995: *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*, Třeboň: ENVI s.r.o.

Vymazal J., 2003: Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. In: Wieder R.K., Novák M., Vile M.A. *Biogeochemical Investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland Ecosystems across the Globe*, 657-670. Dordrecht: Springer. ISBN 978-94-007-0952-2

Vymazal J., 2004: *Kořenové čistírny odpadních vod*, Třeboň: ENKI o.p.s.

Vymazal J., 2009: *Kořenové čistírny odpadních vod: Dvacet let zkušeností v České republice*. *Vodní hospodářství* 59, 113-118.

Vymazal J., 2011a: Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. *Environmental Science and Technology* 45 (1), 61-69.

Vymazal J., 2011b: Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133–156.

Vymazal J., 2016: Concentration is not enough to evaluate accumulation of heavy metals and nutrients in plants. *Science of the Total Environment* 54, 495-498

Vymazal J., 2017: Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in grave-based horizontal subsurface flow constructed wetlands?. *Chemical Engineering Journal* 331, 663-674.

Vymazal J., Kröpfellová L., 2008: *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. Dordrecht: Springer

Wrigley, T.J., Toerien, D.F., 1988. The ability of an artificially established wetland system to upgrade oxidation pond effluent to meet water quality criteria. *Water SA* 14, 171-177.

Internetové zdroje

Mokřady mezinárodního významu v České republice dostupné na: <http://mokrady.ochranaprirody.cz/o-mokradech-mokrady-mezinarodniho-vyznamu-v-ceske-republice/>

Legislativní zdroje

Nařízení vlády 401/2015 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.

Ostatní zdroje

Dokumentace pro vydání stavebního povolení – Katastrální mapa: Sedlečko u Soběslavě; Vodovod, kanalizace, stoka D, ČOV, 12/2008: Josef Voda – AQUA PROJEKT

Dokumentace pro vydání stavebního povolení – Půdorys ČOV: Sedlečko u Soběslavě; Vodovod, kanalizace, stoka D, ČOV, 12/2008: Josef Voda – AQUA PROJEKT

Dokumentace pro vydání stavebního povolení – Technická zpráva: Sedlečko u Soběslavě; Vodovod, kanalizace, stoka D, ČOV, 12/2008: Josef Voda – AQUA PROJEKT

Jágllová V., Šnajdr M., 2009: Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2000 ekvivalentních obyvatel: metodická příručka, Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR.

Kavková K., 2014: Vyhodnocení účinnosti kořenových čistíren v České republice, diplomová práce, Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, fakulta životního prostředí.

Koharu O., 2018: The effect of harvesting on nutrients accumulation in aboveground biomass of macrophytes, diplomová práce, Praha: Česká zemědělská univerzita, fakulta životního prostředí

Kröpfelová L., 2011: Využití umělých mokřadů při čištění odpadních vod – eliminace živin a stopových prvků v KČOV, disertační práce, Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, fakulta životního prostředí.

Venská P., 2015: Dusík a jeho sloučeniny v odpadních vodách, bakalářská práce, Brno: Vysoké učení technické v Brně, fakulta chemická.

9. Přílohy

Příloha 1: naměřené hodnoty parametru BSK₅ během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě ve třech fázích čistícího procesu – přítok, po předčištění, odtok.

| Datum odběru | Přítok | Po předčištění | Odtok |
|--------------|--------|----------------|-------|
| 20.2. | 123 | | 4,8 |
| 7.3. | 14,6 | 13,4 | 2,3 |
| 23.3. | 143 | 32,7 | 2,50 |
| 22.4. | 128 | 26,5 | 0,63 |
| 24.5. | 132 | 8,8 | 0,3 |
| 30.6. | 111 | 20 | 1,1 |
| 30.7. | 68 | 16,3 | 2,15 |
| 31.8. | 108 | 19,3 | 3,7 |
| 29.9. | 88 | 16,3 | 1,09 |
| 28.10. | 102 | 15,49 | 2,17 |
| 30.11. | 220 | 14,2 | 3,7 |
| 27.12. | 116 | 23,6 | 3,6 |
| | | | |
| průměr | 111,9 | 18,8 | 2,3 |
| sm. odchylka | 46,12 | 6,40 | 1,34 |

Příloha 2: naměřené hodnoty parametru CHSK během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě ve třech fázích čistícího procesu – přítok, po předčištění, odtok.

| Datum odběru | Přítok | Po předčištění | Odtok |
|--------------|--------|----------------|-------|
| 20.2. | 320 | | 51 |
| 7.3. | 171 | 304 | 43 |
| 23.3. | 254 | 123 | 36,00 |
| 22.4. | 356 | 86 | 15,11 |
| 24.5. | 121 | 60 | 35 |
| 30.6. | 178 | 103 | 30 |
| 30.7. | 155 | 48,1 | 47 |
| 31.8. | 231 | 131 | 43 |
| 29.9. | 180 | 111 | 27,2 |
| 28.10. | 164 | 105 | 56,1 |
| 30.11. | 428 | 48 | 44 |
| 27.12. | 374 | 127 | 37,3 |
| | | | |
| průměr | 237,5 | 113,3 | 38,7 |
| sm. odchylka | 96,86 | 66,91 | 10,71 |

Příloha 3: naměřené hodnoty parametru NL během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě ve třech fázích čistícího procesu – přítok, po předčištění, odtok.

| Datum odběru | Přítok | Po předčištění | Odtok |
|--------------|--------|----------------|-------|
| 20.2. | 91 | | 16,0 |
| 7.3. | 78 | 24 | 20,0 |
| 23.3. | 102 | 22 | 15,0 |
| 22.4. | 128 | 18 | 16,0 |
| 24.5. | 36 | 30 | 11,0 |
| 30.6. | 65 | 31 | 7,8 |
| 30.7. | 132 | 12 | 9,1 |
| 31.8. | 140 | 18 | 3,7 |
| 29.9. | 154 | 20 | 6,9 |
| 28.10. | 85 | 12 | 10,1 |
| 30.11. | 102 | 19 | 5,5 |
| 27.12. | 96 | 18 | 8,2 |
| | | | |
| průměr | 101,6 | 20,4 | 10,8 |
| sm. odchylka | 32,21 | 5,88 | 4,74 |

Příloha 4: naměřené hodnoty parametru TN (total nitrogen, celkový dusík) během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě ve třech fázích čistícího procesu – přítok, po předčištění, odtok.

| Datum odběru | Přítok | Po předčištění | Odtok |
|--------------|--------|----------------|-------|
| 20.2. | 34,90 | | 13,92 |
| 7.3. | 39,75 | 23,35 | 4,90 |
| 23.3. | 35,92 | 6,42 | 3,96 |
| 22.4. | 23,48 | 14,65 | 6,17 |
| 24.5. | 26,90 | 30,99 | 11,38 |
| 30.6. | 70,00 | 56,20 | 10,96 |
| 30.7. | 13,27 | 15,74 | 7,80 |
| 31.8. | 58,25 | 61,03 | 6,88 |
| 29.9. | 62,10 | 33,99 | 3,98 |
| 28.10. | 49,06 | 55,91 | 3,54 |
| 30.11. | 47,72 | 39,97 | 3,66 |
| 27.12. | 46,50 | 36,20 | 6,10 |
| | | | |
| průměr | 42,32 | 34,04 | 6,94 |
| sm. odchylka | 15,92 | 17,41 | 3,30 |

Příloha 5: naměřené hodnoty parametru TP (total phosphorus, celkový fosfor) během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě ve třech fázích čistícího procesu – přítok, po předčištění, odtok.

| Datum odběru | Přítok | Po předčištění | Odtok |
|--------------|--------|----------------|-------|
| 20.2. | 1,25 | | 2,05 |
| 7.3. | 6,23 | 6,88 | 3,05 |
| 23.3. | 4,12 | 5,28 | 3,31 |
| 22.4. | 4,58 | 2,45 | 7,85 |
| 24.5. | 7,81 | 7,89 | 6,43 |
| 30.6. | 2,64 | 2,49 | 1,87 |
| 30.7. | 0,56 | 1,77 | 0,65 |
| 31.8. | 4,24 | 5,14 | 2,56 |
| 29.9. | 2,29 | 5,26 | 1,26 |
| 28.10. | 3,22 | 4,32 | 1,42 |
| 30.11. | 3,52 | 4,92 | 0,39 |
| 27.12. | 4,8 | 5,11 | 1,33 |
| | | | |
| průměr | 3,77 | 4,68 | 2,68 |
| sm. odchylka | 1,93 | 1,78 | 2,18 |

Příloha 6: naměřené hodnoty parametru NH⁴⁺ během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě ve třech fázích čistícího procesu – přítok, po předčištění, odtok.

| Datum odběru | Přítok | Po předčištění | Odtok |
|--------------|--------|----------------|-------|
| 20.2. | 35,10 | | 8,66 |
| 7.3. | 13,98 | 16,82 | 0,82 |
| 23.3. | 17,07 | 4,37 | 3,96 |
| 22.4. | 36,33 | 15,06 | 6,17 |
| 24.5. | 21,68 | 25,18 | 0,89 |
| 30.6. | 34,70 | 0,70 | 0,20 |
| 30.7. | 12,27 | 2,21 | 0,22 |
| 31.8. | 15,40 | 0,82 | 0,70 |
| 29.9. | 21,02 | 0,99 | 0,26 |
| 28.10. | 20,70 | 19,90 | 0,41 |
| 30.11. | 44,78 | 38,67 | 1,04 |
| 27.12. | 36,20 | 32,10 | 0,52 |
| | | | |
| průměr | 25,77 | 14,26 | 1,99 |
| sm. odchylka | 10,48 | 12,99 | 2,66 |

Příloha 7: Naměřené hodnoty ostatních parametrů, pro které nebylo vydáno vodohospodářské nařízení či nejsou limitovány žádným jiným opatřením, naměřené během roku 2019 na KČOV Sedlečko u Soběslavě ve třech fázích čistícího procesu – přítok, po předčištění, odtok.

| Přítok | TOC | TC | IC | F | Cl | NO2 | Br | NO3 | PO4 | SO4 | pH |
|----------------|--------|--------|--------|------|-------|------|------|-------|-------|-------|------|
| 20.2. | 48,60 | 86,30 | 35,70 | 0,10 | 6,03 | 0,00 | 0,00 | 0,18 | 0,19 | 70,76 | 7,07 |
| 7.3. | 31,80 | 86,25 | 54,45 | 0,22 | 13,21 | 0,00 | 0,00 | 6,56 | 5,21 | 41,82 | 7,22 |
| 23.3. | 36,80 | 78,20 | 41,40 | 0,14 | 13,92 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,46 | 27,72 | 7,22 |
| 22.4. | 33,60 | 69,43 | 35,83 | 0,26 | 45,46 | 0,00 | 0,00 | 0,11 | 8,87 | 71,70 | 7,00 |
| 24.5. | 45,11 | 77,99 | 32,88 | 0,14 | 26,59 | 0,07 | 0,00 | 2,14 | 7,02 | 37,17 | 7,21 |
| 30.6. | 87,50 | 205,30 | 117,90 | 0,26 | 57,70 | 0,01 | 0,00 | 20,80 | 0,10 | 77,30 | 7,12 |
| 30.7. | 26,70 | 69,90 | 43,20 | 0,15 | 15,20 | 0,01 | 0,00 | 0,09 | 1,78 | 33,20 | 7,03 |
| 31.8. | 38,90 | 126,50 | 87,60 | 0,21 | 60,50 | 0,01 | 0,00 | 0,44 | 6,76 | 32,70 | 6,76 |
| 29.9. | 35,10 | 117,80 | 82,80 | 0,43 | 66,70 | 0,01 | 0,00 | 0,40 | 2,35 | 36,90 | 6,95 |
| 28.10. | 21,80 | 93,20 | 71,40 | 0,15 | 36,53 | 0,00 | 0,00 | 0,61 | 1,06 | 45,08 | 7,36 |
| 30.11. | 93,54 | 169,80 | 76,24 | 0,17 | 43,20 | 0,00 | 0,00 | 9,52 | 4,25 | 39,70 | 7,63 |
| 27.12. | 130,20 | 195,70 | 65,50 | 0,14 | 45,23 | 0,00 | 0,00 | 5,23 | 3,21 | 52,30 | 7,38 |
| | | | | | | | | | | | |
| průměr | 52,8 | 117,3 | 64,5 | 0,2 | 38,6 | 0,0 | 0,0 | 4,2 | 4,5 | 45,1 | 7,17 |
| sm. odchylka | 31,81 | 47,23 | 25,13 | 0,08 | 19,72 | 0,02 | 0,00 | 5,93 | 3,01 | 16,25 | |
| | | | | | | | | | | | |
| po předčištění | | | | | | | | | | | |
| 20.2. | | | | | | | | | | | |
| 7.3. | 21,90 | 56,25 | 34,35 | 0,24 | 40,41 | 1,95 | 0,00 | 7,70 | 17,58 | 78,18 | 7,12 |
| 23.3. | 15,42 | 21,74 | 6,33 | 0,16 | 8,15 | 0,70 | 0,00 | 6,01 | 1,45 | 22,36 | 8,32 |
| 22.4. | 22,04 | 49,40 | 27,36 | 0,25 | 4,89 | 0,05 | 0,00 | 0,00 | 2,36 | 66,73 | 6,89 |
| 24.5. | 34,95 | 85,64 | 50,69 | 0,19 | 36,82 | 0,05 | 0,00 | 0,12 | 7,81 | 58,20 | 7,45 |
| 30.6. | 59,60 | 146,60 | 96,06 | 0,21 | 43,40 | 0,01 | 0,00 | 20,80 | 5,01 | 64,10 | 7,02 |
| 30.7. | 22,50 | 53,30 | 30,80 | 0,12 | 11,90 | 0,01 | 0,00 | 0,10 | 4,37 | 24,90 | 6,89 |
| 31.8. | 53,00 | 136,00 | 83,00 | 0,18 | 41,20 | 0,01 | 0,00 | 0,29 | 11,80 | 37,80 | 6,73 |
| 29.9. | 22,90 | 74,80 | 52,00 | 0,28 | 22,90 | 0,01 | 0,00 | 14,10 | 11,51 | 36,50 | 6,81 |
| 28.10. | 30,80 | 112,00 | 81,60 | 0,13 | 61,93 | 0,00 | 0,00 | 0,32 | 1,26 | 42,98 | 6,82 |
| 30.11. | 34,49 | 101,23 | 66,74 | 0,00 | 43,60 | 0,00 | 0,00 | 9,13 | 11,00 | 66,30 | 7,27 |
| 27.12. | 131,70 | 253,60 | 121,90 | 0,11 | 54,23 | 0,00 | 0,00 | 8,32 | 1,38 | 52,63 | 7,12 |
| | | | | | | | | | | | |
| průměr | 40,8 | 99,1 | 59,2 | 0,2 | 33,6 | 0,3 | 0,0 | 6,1 | 6,9 | 50,1 | 7,13 |
| sm. odchylka | 31,55 | 60,92 | 32,71 | 0,07 | 18,08 | 0,57 | 0,00 | 6,56 | 5,22 | 17,55 | |
| | | | | | | | | | | | |
| Odtok | | | | | | | | | | | |
| 20.2. | 14,46 | 33,75 | 19,30 | 0,15 | 14,66 | 2,25 | 0,00 | 13,27 | 2,17 | 39,61 | 6,62 |
| 7.3. | 16,35 | 33,00 | 16,60 | 0,31 | 20,85 | 0,00 | 0,00 | 13,09 | 5,64 | 17,13 | 6,65 |
| 23.3. | 0,12 | 11,75 | 11,55 | 0,52 | 14,71 | 0,21 | 0,00 | 0,10 | 8,92 | 23,40 | 6,82 |
| 22.4. | 0,14 | 23,52 | 23,38 | 0,21 | 16,36 | 0,13 | 0,00 | 7,09 | 21,36 | 25,40 | 6,81 |
| 24.5. | 23,63 | 32,47 | 8,85 | 0,21 | 23,18 | 0,40 | 0,00 | 31,42 | 6,02 | 27,28 | 7,13 |
| 30.6. | 18,72 | 36,27 | 17,54 | 0,20 | 23,90 | 0,07 | 0,00 | 38,10 | 4,82 | 24,00 | 6,48 |
| 30.7. | 25,86 | 59,88 | 34,02 | 0,29 | 22,18 | 0,58 | 0,00 | 26,00 | 0,85 | 22,23 | 7,12 |
| 31.8. | 19,40 | 61,80 | 42,40 | 0,27 | 23,20 | 0,37 | 0,00 | 20,80 | 3,56 | 22,14 | 6,44 |
| 29.9. | 20,10 | 67,00 | 46,90 | 0,28 | 22,90 | 0,10 | 0,00 | 14,40 | 1,94 | 28,20 | 6,54 |
| 28.10. | 23,30 | 96,30 | 73,10 | 0,32 | 37,49 | 0,98 | 0,00 | 0,78 | 0,58 | 30,47 | 6,85 |
| 30.11. | 33,39 | 97,03 | 63,64 | 0,32 | 37,50 | 0,00 | 0,00 | 11,80 | 0,75 | 59,50 | 7,33 |
| 27.12. | 26,70 | 40,20 | 13,50 | 0,21 | 36,20 | 0,00 | 0,00 | 6,30 | 0,14 | 56,30 | 7,03 |
| | | | | | | | | | | | |
| průměr | 18,5 | 49,4 | 30,9 | 0,3 | 24,4 | 0,4 | 0,0 | 15,3 | 4,7 | 31,3 | 6,82 |
| sm. odchylka | 9,54 | 26,12 | 20,39 | 0,09 | 7,95 | 0,62 | 0,00 | 11,32 | 5,64 | 13,02 | |

Příloha 8: Fotografie KČOV Sedlečko u Soběslavě během roku 2019 a první poloviny roku 2020



Obr. 1: Kořenové pole na KČOV Sedlečko krátce po sklizni vegetace, leden 2019 (Zdroj: Vlastní)



Obr. 2: Sklizená vegetace na KČOV Sedlečko v lednu 2019 (Zdroj: Vlastní)



Obr. 3: Kořenová pole na KČOV Sedlečko na podzim 2019 (Zdroj:Vlastní)



Obr. 4: Tvorba zelených řas v důsledku nadbytku fosforu a dusíku v usazovací nádrži v létě 2019 na KČOV Sedlečko (Zdroj: Vlastní)



Obr. 5: Škody způsobené na KČOV Sedlečko zvěří – okusy potrubí (Zdroj: Vlastní)



Obr. 6: Škody způsobené na KČOV Sedlečko zvěří – poškozené oplocení (Zdroj: Vlastní)



Obr. 7 a 8: Stopy zvěře v okolí komplexu KČOV Sedlečko v zimě 2019 (Zdroj: Vlastní)