



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

EFEKT KOMBINACE DÁVKOVÁNÍ KOAGULANTU A FLOKULANTU NA ODVODŇOVÁNÍ ČISTÍRENSKÝCH KALŮ

EFFICACY OF COMBINED DOSING OF COAGULANT AND FLOCCULANT
ON WASTEWATER SLUDGE DEWATERING

DIPLOMOVÁ PRÁCE

DIPLOMA THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

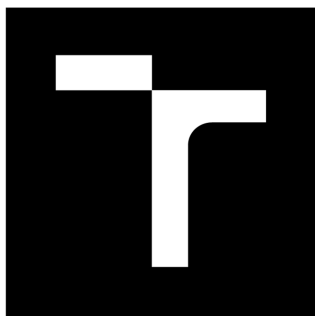
Bc. Kristína Pániková

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. KAREL HRICH, Ph.D.

BRNO 2019



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

EFEKT KOMBINACE DÁVKOVÁNÍ KOAGULANTU A FLOKULANTU NA ODVODŇOVÁNÍ ČISTÍRENSKÝCH KALŮ

EFFICACY OF COMBINED DOSING OF COAGULANT AND FLOCCULANT
ON WASTEWATER SLUDGE DEWATERING

DIPLOMOVÁ PRÁCE

DIPLOMA THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. Kristína Pániková

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. KAREL HRICH, Ph.D.

BRNO 2019



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program	N3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu	Navazující magisterský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor	3607T027 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště	Ústav vodního hospodářství obcí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Student	Bc. Kristína Pániková
Název	Efekt kombinace dávkování koagulantu a flokulantu na odvodňování čistírenských kalů
Vedoucí práce	Ing. Karel Hrich, Ph.D.
Datum zadání	31. 3. 2018
Datum odevzdání	11. 1. 2019

V Brně dne 31. 3. 2018

doc. Ing. Ladislav Tuhovčák, CSc.
Vedoucí ústavu

prof. Ing. Miroslav Bajer, CSc.
Děkan Fakulty stavební VUT

PODKLADY A LITERATURA

Tuček, F. a kol., 1977. Základní procesy a výpočty v technologii vody

Pitter, P. a kol., 1983. Laboratorní metody v technologii vody

Malý, J. a Malá, J., 2009. Čištění odpadních vod

Další literatura dle vlastní literární rešerše, např. zahraniční články:

GOLOB, V. et al., 2005, Efficiency of the coagulation/flocculation method for the treatment of dyebath effluents

ZÁSADY PRO VYPRACOVÁNÍ

Hlavním cílem práce je prokázat, je-li možné dosáhnout stejného nebo lepšího stupně odvodnění čistírenského kalu, jestliže se do kalu bude dávkovat různý poměr koagulantu a flokulantu.

Studentka provede odběr vzorků aerobně/anaerobně stabilizovaných kalů z několika komunálních čistíren odpadních vod za účelem laboratorních zkoušek. V každém kalu stanoví základní parametry a charakteristiky kalu potřebné pro vyhodnocení odvodnitelnosti kalu, např. CST, filtrační test, obsah sušiny a další. Následně studentka laboratorně otestuje, na základě série provedených testů, synergický účinek dávkování vhodného flokulantu a koagulantu na efektivitu odvodňování čistírenského kalu. Výstupem práce budou vyhodnocené výsledky v tabelární a grafické podobě.

STRUKTURA DIPLOMOVÉ PRÁCE

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část VŠKP zpracovaná podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (povinná součást VŠKP).
2. Přílohy textové části VŠKP zpracované podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (nepovinná součást VŠKP v případě, že přílohy nejsou součástí textové části VŠKP, ale textovou část doplňují).

Ing. Karel Hrich, Ph.D.
Vedoucí diplomové práce

ABSTRAKT

Zpracování a odstraňování kalů patří mezi nejdůležitější části čištění odpadních vod. Jedná se o ekonomicky náročné části, proto se klade důraz na efektivní dávkování. Dávka musí být co nejmenší, ale také výstupní sušina co nejvyšší. Proto hlavním cílem této diplomové práce je prokázat, je-li možné dosáhnout stejného nebo lepšího stupně odvodnění čistírenského kalu, jestliže se do kalu bude dávkovat různý poměr flokulantu a koagulantu.

Diplomová práce se zabývá stanovením optimální kombinace dávek chemikálií při odvodňování kalu. Práce obsahuje dvě části, praktickou a teoretickou. Teoretická část je tvořena rešerší, přehledem zpracovaných výzkumu a prací v oblasti odvodňování kalů. Druhá část je popis laboratorních měření a vyhodnocení výsledků.

KLÍČOVÁ SLOVA

odvodňování čistírenských kalů, CST, flokulanty, koagulanty, síran železitý, destabilizace

ABSTRACT

Sludge treatment and disposal are one of the most important parts of sewage treatment. These are economically challenging parts, and therefore emphasis is placed on effective dosing. The dose should be as small as possible but also the highest dry matter output. The main target of this diploma thesis is therefore to show that it is possible to achieve the same or better degree of drainage of the sludge if different flocculant/coagulant ratio is applied to the sludge.

Diploma thesis deals with determination of the optimal combination of chemical doses during sludge dewatering. The thesis contains two parts, practical and theoretical. The theoretical part consists of research, overview of processed research and works in the area of sludge dewatering. The second part is a description of laboratory measurements and evaluation of results.

KEYWORDS

dewatering of sludge, CST, flocculants, coagulants, ferric sulphate, destabilization

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE VŠKP

Bc. Kristína Pániková *Efekt kombinace dávkování koagulantu a flokulantu na odvodňování čistírenských kalů*. Brno, 2019. 60 s., 23 s. příl. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Karel Hrich, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ O SHODĚ LISTINNÉ A ELEKTRONICKÉ FORMY ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že elektronická forma odevzdané diplomové práce s názvem *Efekt kombinace dávkování koagulantu a flokulantu na odvodňování čistírenských kalů* je shodná s odevzdanou listinnou formou.

V Brně dne 10. 1. 2019

Bc. Kristína Pániková
autor práce

PROHLÁŠENÍ O PŮVODNOSTI ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci s názvem *Efekt kombinace dávkování koagulantu a flokulantu na odvodňování čistírenských kalů* zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 10. 1. 2019

Bc. Kristína Pániková
autor práce

PODĚKOVÁNÍ

Touto cestou bych ráda poděkovala vedoucímu diplomové práce Ing. Karlovi Hrichovi Ph.D., za odborné vedení a pomoc při zpracování práce. Poděkování patří i paní Ing. Novotné, která zapůjčila potřebné vybavení a byla nápomocná při zpracování diplomové práce.

OBSAH

1	ÚVOD	3
2	CHARAKTERISTIKA KALU	5
2.1	Zahušťování a odvodňování kalu	6
3	STABILIZACE A DESTABILIZACE	10
4	ČIŘENÍ	13
4.1	Koagulanty	14
4.1.1	Anorganické koagulanty	14
4.1.2	Organické polymery	14
5	VYUŽITÍ A ZNEŠKODŇOVÁNÍ KALU	16
5.1	Využití kalu ke hnojení zemědělské půdy	16
5.2	Kompostování	17
6	SOUČASNÉ TRENDY VYUŽITÍ ČISTÍRENSKÝCH KALŮ	19
6.1	Energetické využití čistírenských kalů	19
6.1.1	Termické procesy	19
6.1.2	Termochemické procesy	19
6.2	Těžba fosforu z čistírenských kalů	21
7	PLATNÁ LEGISLATIVA	22
7.1	Zákon o odpadech č. 185/2001 Sb. a o změně některých zákonů	22
7.2	Vyhláška č. 387/2016 Sb.	22
7.3	Vyhláška č. 437/2016 Sb.	22
7.4	Vyhláška č. 237/2017 Sb.	23
8	ODBĚR VZORKŮ	24
8.1	Čistírny odpadních vod s aerobní stabilizací	24
8.1.1	ČOV 1	24
8.1.2	ČOV 2	24
8.1.1	ČOV 3	25
8.2	Čistírny odpadních vod s anaerobní stabilizací	25
8.2.1	ČOV 4	26
8.2.1	ČOV 5	26
8.2.2	ČOV 6	27
9	POSTUP MĚŘENÍ	28
9.1	Příprava flokulantu	28
9.2	Pix 113	29
9.3	CST	29
9.3.1	Postup měření	30
9.3.2	Faktory ovlivňující stanovení	31
9.3.3	Vyhodnocení výsledků	31
9.4	Stanovení sušiny	31
9.4.1	Postup měření	32

9.5	Filtrační test	32
9.5.1	Postup měření.....	32
9.6	Zákal	33
9.6.1	Postup měření.....	33
9.7	Stanovení P_c.....	34
9.7.1	Spektrofotometrické stanovení.....	34
9.7.2	Postup měření.....	34
9.7.1	Rušivé vlivy	34
9.8	STANOVENÍ CHSK	35
9.8.1	Postup měření.....	35
9.8.2	Rušivé vlivy	35
10	VYHODNOCENÍ.....	36
10.1	Stanovení optimální dávky.....	36
10.2	CST	37
10.2.1	Aerobně stabilizované kaly	37
10.2.2	Anaerobně stabilizované kaly	37
10.3	Filtrační test	38
10.4	Zákal	39
10.4.1	Aerobně stabilizované kaly	39
10.4.2	Anaerobně stabilizované kaly	40
10.5	Celkový fosfor	41
10.6	CHSK.....	42
10.7	Sušina kalu	43
10.8	Shrnutí výsledků	44
11	DISKUZE	47
12	ZÁVĚR	49
13	POUŽITÁ LITERATURA.....	50
	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ	56
	SEZNAM TABULEK.....	57
	SEZNAM OBRÁZKŮ	58
	SUMMARY.....	59
	SEZNAM PŘÍLOH	60

1 ÚVOD

S postupným vývojem lidské civilizace byl spojen i vývoj čištění odpadních vod. Od jednoduchého hrubého předčištění v minulosti až po současné moderní čistírny odpadních vod. Vývoj technologií a pochopení procesů probíhajících ve vodách pomohl ke vzniku samostatných provozních souborů. V České republice jsou městské čistírny odpadních vod koncipovány jako mechanicko-biologické.

V první fázi čištění, kterému se říká hrubé předčištění, se surová voda zbavuje hrubých nerozpuštěných částic a látek, jejichž přítomnost je nežádoucí v dalších procesech čištění. Předčištění obvykle zahrnuje lapák šterku, česle a lapák písku. Odpadní voda zbavená předčištěním hrubých nečistot a písku, se přivádí na tzv. mechanické čištění, které je založeno na sedimentaci. Proces sedimentace probíhá v usazovacích nádržích. Kal zachycený v těchto nádržích se nazývá kalem primárním. Odpadní voda, zbavená hrubých nečistot předčištěním a většiny usaditelných látek a tuku mechanickým čištěním se přivádí na biologické čištění. Biologické čištění odpadních vod je napodobením a zintenzívněním procesů probíhajících v přírodních vodách, souhrnně zvaných samočištění, jimiž se tyto vody zbavují znečištění. Biologické aerobní čištění se skládá s vlastní biologické jednotky (aktivační nádrže) a z nádrže dosazovací. V aktivační nádrži se odstraňují především biologicky rozložitelné organické látky biochemickými oxidačními a syntézními pochody. Syntézou nové biomasy se odstraňuje z odpadních vod i část dusíku a fosforu. Aktivační směs přitéká do dosazovací nádrže, přičemž se usazuje aktivovaný kal a suspenze zbavená voda přepadá do odtokového žlábků. Část usazeného aktivovaného kalu z dosazovací nádrže se vrací potrubím zpět do aktivační nádrže jako tzv. „vratný aktivovaný kal“. Dosazovací nádrž je ve většině městských čistíren odpadních vod poslední v technologické lince čištění. Technologická linka může být doplněna o tzv. terciární čištění. Terciární čištění můžeme definovat jako jakékoliv zpracování odtoku z mechanicko-biologických čistíren za účelem snížení zbylého chemického a mikrobiologického znečištění. V terciárním čištění se nejčastěji používá těchto procesů: chlorace, biologické dočištění ve stabilizačních nádržích, filtrace a adsorpce na aktivním uhlí. [1]

Samostatnou část na čistírnách tvoří kalové hospodářství. To obnáší čerpání aktivovaného kalu, zahušťování, stabilizaci kalu, odvodnění (nenachází se na všech čistírnách) a konečné využití a případnou likvidaci kalu.

Čistírenské kaly jsou složitou heterogenní suspenzí anorganických a organických látek odsazených z odpadních vod nebo vzniklých při technologických procesech čištění odpadních vod. Jsou bohatým zdrojem organické hmoty, základních živin i stopových prvků a mohou zlepšovat fyzikálně-chemické i biologické vlastnosti půd. Z živin jsou v kalech významně zastoupeny především dusík a fosfor, obsah draslíku bývá většinou nízký. Reakce kalu je obvykle neutrální až alkalická. Obsah přístupných živin v čistírenských kalech je významný, i když značně variabilní při srovnání různých čistíren. Zatímco v rámci jednoho provozu je obsah živin poměrně stabilní. [2]

Přebytečný kal se akumuluje v nádržích. V těch dochází k stabilizaci a to buď k aerobní, nebo anaerobní. Aerobní stabilizace probíhá v otevřených nádržích, které jsou provzdušňovány a míchány. Anaerobní naopak probíhá bez přístupu kyslíku v uzavřených nádržích, které jsou jen míchány. V závislosti na teplotě nastává v nádržích buď kryofilní, psychofilní, mezofilní nebo termofilní vyhnívání.

Vyhníváním se kal stabilizuje a zredukuje se i jeho objem, záleží na druhu vyhnívání. Tato redukce objemu však nepostačuje a kal je potřebné zahustit a odvodnit. Při odvodňování se používají tzv. koagulanty a flokulanty. Zahuštěný a odvodněný kal je možné lépe přepravovat a lze ho následně likvidovat. Mezi nejběžnější likvidaci patří aplikace na půdu nebo kompostování. V posledních letech se objevili i nové způsoby a to spalování a pyrolýza vysušeného kalu. Kalové hospodářství tvoří důležitou součást biologického čištění. Náklady na odvodnění a likvidaci jsou ekonomicky náročné a proto je snaha je co nejvíce optimalizovat.

Tato diplomová práce se zabývá stanovením optimální kombinace dávek chemikálií při odvodňování kalu. Práce je rozdělena na teoretickou a praktickou část. Teoretická část zahrnuje rešerši zpracovaných výzkumů v problematice odvodňování kalu. V druhé části byly provedeny odběry vzorků aerobně (ČOV 1, 2, 3) a anaerobně (ČOV 4, 5, 6) stabilizovaných kalů z komunálních čistíren odpadních vod za účelem laboratorních zkoušek. V každém vzorku byly stanoveny základní parametry a charakteristiky kalů potřebné pro vyhodnocení odvodnitelnosti. Následně byl laboratorně otestován, na základě série provedených testů, případný synergický účinek dávkování vhodného flokulantu a koagulantu na efektivitu odvodňování čistírenského kalu. Výsledky byly vyhodnoceny v tabelární a grafické podobě.

Byly použity flokulanty Superfloc C-498 HMW, Superfloc C-496 HMW a Superfloc C-494 HMW. Flokulanty byly vybrány podle zkušeností z reálného provozu čistírny, případně tak, aby jejich vlastnosti co nejvíce korespondovali s těmi flokulanty, které jsou na vybraných čistírnách odpadních vod běžně používány. Laboratorní zkoušky proběhly v laboratoři ústavu chemie

2 CHARAKTERISTIKA KALU

Produktem čištění odpadní vody je kalová suspenze, jejíž zpracování tvoří nedílnou součást každé ČOV. Produkce kalu a jeho kvalita souvisí s kvalitou čištěné odpadní vody a způsobem jejího čištění. V mechanické části ČOV - v usazovacích nádržích - vzniká sedimentací látek odpadní vody primární kal. Produktem biologického čištění odpadní vody je přebytečný biologický kal. Tento je zpracováván buď samostatně, nebo je čerpán před usazovací nádrže a sedimentuje spolu s usaditelnými látkami přiváděnými v odpadní vodě jako směsný surový kal. Srážením koagulanty vzniká chemický kal, který podle způsobu aplikace tvoří směs s kalem primárním, příp. surovým, při simultánním srážení s kalem aktivovaným a při dočištění odpadní vody může být zpracováván samostatně. [3]

Čistírny odpadních vod se vyznačují objemnými kaly, které jsou obecně rezistentní k zahušťování a odvodňování, zejména kaly s nízkým zákalem. Tyto kaly jsou stlačitelné tak, že rostoucí tlak použitý během odvodňování, přináší vyšší odpor k filtraci. Takovéto kaly jsou tixotropní, v klidovém stavu se zdají pevné, ale při míchání se stávají tekutými. [4]

Kaly tvoří cca 1–2 % objemu čištěných odpadních vod, obsahují však 50–80 % původního znečištění. Kal je disperzní systém, který obsahuje látky rozpuštěné, koloidní i suspendované, ale převažují většinou látky suspendované. Zpravidla v něm obsah vody převyšuje obsah pevných látek. [5]

Složení kalu je vždy specifické a odvíjí se od charakteru odpadní vody, ale obvykle je v něm zastoupeno těchto 5 skupin látek:

- a) netoxické sloučeniny uhlíku, dusíku a fosforu
- b) toxické prvky a sloučeniny:
Zn, Pb, Cu, Hg, As, Cd, Cr, Ni, PCBs, PAHs, dioxiny, pesticidy, alkyl-sulfonáty apod.
- c) patogenní mikroorganismy
- d) anorganické sloučeniny hliníku, vápníku, hořčíku a křemíku
- e) voda, která může tvořit více než 95 % objemu kalu [6]

Základním ukazatelem kvality kalu je obsah suspendovaných látek, tvořených částicemi většími než cca 1 μm . Stanoví se jako hmotnostní podíl f_s suspendovaných látek (filtrovaných a vysušených při 105 °C) z celkové hmotnosti suspenze. Koncentrace rozpuštěných látek v kalech městských ČOV bývá obvykle 0,5 až 1 g.l^{-1} a v koncentrovanějších suspenzích je ve srovnání s hmotností suspendovaných látek poměrně malá. V těchto případech je možno vycházet ze sušiny kalu bez předchozí filtrace. Doplňujícím ukazatelem je obsah vody f_v , který je hmotnostním podílem vody v suspenzi. Platí: $f_s + f_v = 1$ za předpokladu zanedbání rozpustného podílu. Často se obsah sušiny a vody v kalu vyjadřuje v procentech (100 f_s , 100 f_v). [3]

V surovém kalu z městských odpadních vod je poměr organických látek v sušině k anorganickým přibližně 2:1, ve vyhnilém zhruba 1:1. Obvykle se předpokládá, že při vyhnívání surového kalu se obsah sušiny zmenší o 45 až 65 %. Typický smíšený surový kal z městské ČOV obsahuje kolem 5 % sušiny (z toho asi 70 % látek organických) a po vyhnití má asi 7 až 10 % sušiny (z toho asi 50 % látek organických). [7]

2.1 ZAHUŠŤOVÁNÍ A ODVODŇOVÁNÍ KALU

Zahušťování, stabilizace a odvodnění jsou počáteční procesy úpravy kalů. Tyto procesy zabezpečují:

- snížení objemu kalu,
- snížení provozních nákladů,
- optimální oddělení vody od hmoty. [8]

Surový kal obsahuje velké množství bakterií, mj. i patogenních, viry, často i patogenní červy a jejich vajíčka (např. škrkavky - *Ascaris*) a je tedy materiálem hygienicky vysoce závadným. Část jeho organické hmoty podléhá rychlému rozkladu za tvorby zápachajících produktů. Proto se požaduje, aby byl čistírenský kal před jeho odvedením mimo ČOV stabilizován. [3]

První proces úpravy kalu je jeho zahuštění. Zahušťování je definováno jako schopnost kalu zvýšit koncentraci obsahu tuhých částic (2–3x). Zahušťování se provádí filtrací, gravitačně nebo centrifugací. Zahušťování kalu je často používáno k redukci hydraulického zatížení kalového hospodářství. Gravitační a mechanické způsoby jsou používány k odstranění vody, čímž se podstatně snižuje objem kalu, který musí být v systému zpracován. Redukovaný objem kalu zvýší kapacitu jednotek založených na hydraulickém zdržení (vyhánění kalu). Přetížení nebo špatně nadimenzované zahušťování kalu ovlivňuje kapacitu ČOV. Obecně biologické kaly mohou být zahuštěny v rozmezí 5 až 10 %, primární kal může být zahuštěn v rozmezí 6 až 8 % sušiny. [9]

Pokud se separace vody děje gravitačními silami (nebo silami mírně zvýšenými), mluvíme o zahušťování. Koncentrace sušiny bývá u něj obvykle 5 až 10 %. Nejběžnějším způsobem zahušťování kalu je sedimentace. Dochází k ní v usazovacích a dosazovacích nádržích. Kal odvodněný z těchto nádrží obsahuje přesto značné množství vody, kterou lze oddělit zahuštěním v samostatných zahušťovacích nádržích, provozovaných obvykle diskontinuálně v pracovních cyklech: napouštění kalové suspenze – zahuštění sedimentací – odvodnění vody a kalu. Někdy slouží k zahušťování kalu i čerpací jímky. Zahušťovací nádrže je vhodné opatřit míchadly, která při pomalém pohybu přispívají k dokonalejšímu zahuštění suspenze. [10]

Další proces flotace využívá také gravitační síly k zahuštění kalu. Flotací oddělujeme suspendované částice z vody za působení plynu. Do kalové suspenze je dodáván plyn, nejčastěji vzduch, který tvoří mikrobublínky. Tyto se nabalují na kalové částice, vynášejí je k hladině, kde tak vzniká zahuštěná plovoucí vrstva – vzos (float). Vyflotovaný zahuštěný kal má charakter husté kalové pěny, která se z hladiny odebírá stíráním nebo nasáváním a je poměrně dobře čerpatelná. V praxi se používá tlaková nebo volná flotace. Tlaková flotace je v poslední době stále více používaná, zejména pro zahušťování přebytečného aktivovaného kalu. Koncentrace sušiny zahuštěné suspenze, dosažitelná flotací, závisí na poměru množství vzduchu a pevných částic, charakteristice kalu, látkovém zatížení flotace a použití organických flokulantů. Hmotový poměr vzduch/kalové částice, při kterém je dosaženo největší zahuštění se pohybuje mezi 2 až 4 %. [11]

Další stupeň po zahušťování je stabilizace kalu. Stabilizací kalu se rozumí takové jeho aerobní či anaerobní zpracování, které zajišťuje jeho hygienickou nezávadnost

z ekologického hlediska vzhledem k jeho dalšímu použití. Princip stabilizace spočívá v poklesu přítomnosti patogenních a ostatních živých organismů a ke snížení rozložitelného organického podílu sušiny kalu. Stabilizovaný kal není náchylný k dalšímu rozkladu, takže při skladování nezpůsobuje pachové a hygienické problémy. [1]

Stabilizací kalu tedy dosáhneme zlepšení:

- 1) hygienických vlastností,
- 2) senzorických vlastností (odstranění odpudivého zápachu). [3]

U biologických způsobů stabilizace se dosáhne zlepšení:

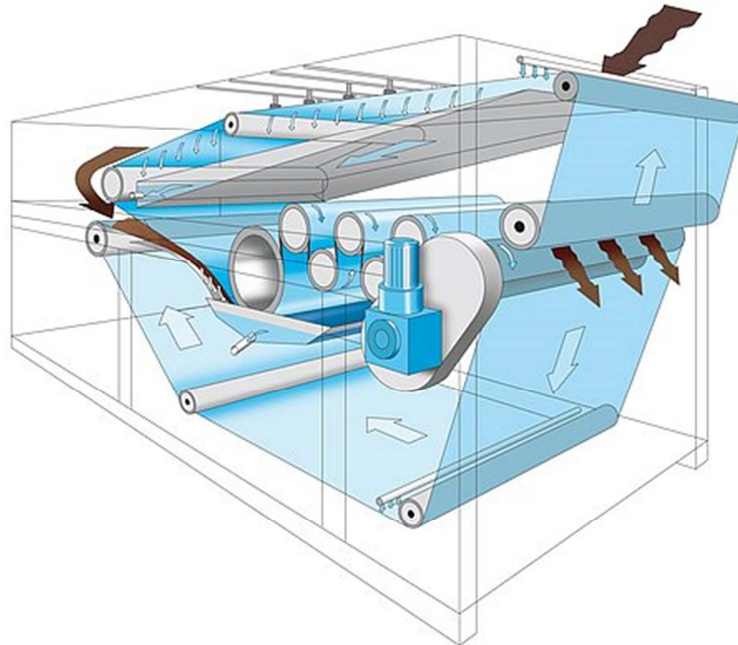
- 1) fyzikálních vlastností (homogenizace vlivem rozkladu hrubých součástí, lepší zahusťitelnost kalu),
- 2) snížení hmotnosti sušiny úbytkem organické hmoty,
- 3) při anaerobní stabilizaci lze získat energeticky hodnotný bioplyn. [3]

Za stabilizací kalu je zařazeno odvodňování a slouží k dalšímu podstatnému snížení obsahu vody v kalu a tedy i celkového objemu kalu. Výsledkem odvodnění je kal s obsahem sušiny 20–30 %, pevné rýpatelné konzistence, se kterým je možno zacházet jako se zeminou (nakládání pomocí nakladačů, transport v otevřených nákladních automobilech apod.). Vzhledem k tomu, že finální zpracování kalu bývá často finančně náročné, je vhodné provádět redukci objemu stabilizovaného kalu pomocí odvodnění, čímž se sníží náklady na likvidaci kalu. Odvodňování může být přirozené nebo strojní. Přirozené odvodňování kalu se provádí na kalových polích a lagunách, strojní pomocí lisů, kalolisů a dekantačních odstředivek. [5]

Kalové pole je otevřená mělká nádrž s betonovým dnem pokrytým vrstvou šterkopísku. V této vrstvě je zabudovaná drenáž, odvádějící odseparovanou vodu z kalu. Do nádrže se vypouští stabilizovaný kal ve vrstvě 20–40 cm, který je odvodněn jednak vsakováním vody do drenážní vrstvy, jednak výparem. Kal bývá z pole odebrán nakladači a transportován k finálnímu zpracování. Tento způsob odvodnění je časově náročný, závislý na klimatických činitelích, investičně nákladný a má velké nároky na zastavěnou plochu. Další možností jsou tzv. kalové laguny, mají přirozené dno bez drenážní vrstvy. Obvodové hráze se navrhují zemní, zpevněné kamenitým záhozem, dlažbou, nověji panely. Navrhují se nejméně dvě jednotky pracující samostatně. V těchto případech bývá střední hráz nahrazena betonovou stěnou. Odsazená voda se vypouští z každé laguny samostatně a regulují se přepady. Hladina vody se navrhuje vždy na nejvyšší úroveň, aby se udržel maximální prostor pro zahušťování. Kalové laguny plní zahušťovací i odvodňovací funkci. Obvykle se na ně vypouští všechna kalová voda. [9]

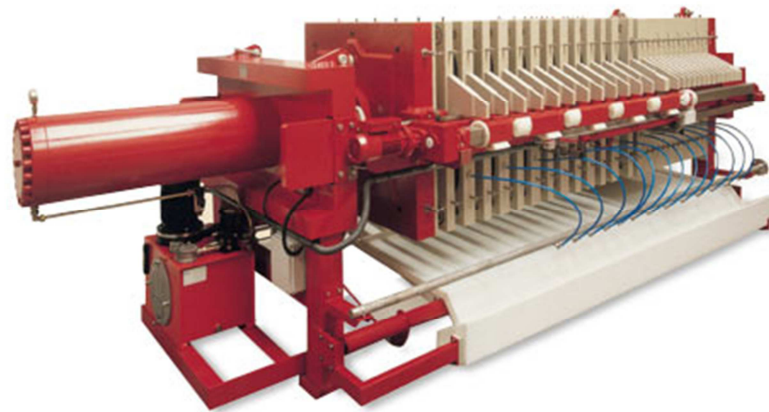
Výhodou strojního způsobu odvodnění oproti přirozenému způsobu jsou podstatně nižší stavební náklady, menší nároky na zábor půdy a nezávislost na klimatických podmínkách. Odvodnění se při tomto způsobu dosáhne filtrací suspenze za působení tlaků nebo v gravitačním poli za podstatného zvýšení gravitačních sil. Nezbytným požadavkem je předúprava kalu, zpravidla dávkováním kationtových organických flokulantů v množství cca 4 až 6 g na 1 kg sušiny. Výkony odvodňovacích zařízení bývají obvykle řadově v jednotkách $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. [10]

Na principu filtrace pracují sítopásové lisy a vakuové filtry (na městských ČOV již prakticky nepoužívané, pracují na principu podtlaku). Nejběžnější vakuový filtr je bubnový. Buben má plášť z děrovaného plechu, na kterém je ovinuta filtrační plachetka. Vnitřní část bubnu je rozdělena na část nasávací, v níž je udržován velmi nízký tlak a část odstraňování koláče, kde je pomocí tlakového vzduchu nebo vody oddělován koláč z plachetky. [12]



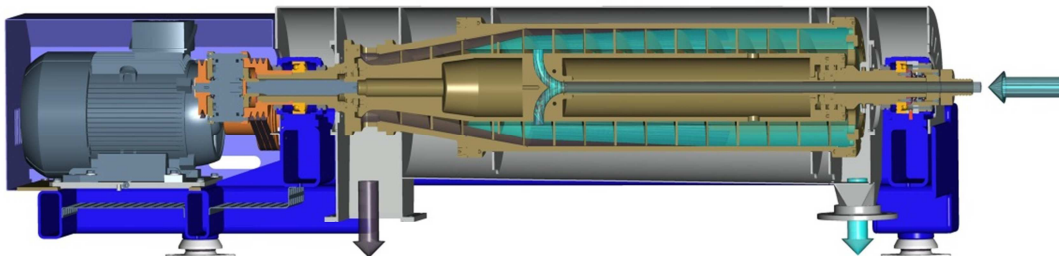
Obr. 2.1 Schéma sítopásového lisu [13]

Další způsob strojního odvodnění jsou kalolisy. Jsou vyráběny dva základní typy, a to komorové a membránové kalolisy. Membránové kalolisy dosahují až dvojnásobného výkonu ve srovnání s odpovídajícími komorovými kalolisy. V provozu kalolisů se prosazuje automatizace. Jako filtrační látka se používá nejčastěji polypropylen v úpravě, omezující přilnavost filtračního koláče k filtrační látce. Hlavním úkolem je zpravidla dosažení maximální sušiny v pevné fázi za současného dosažení nejvyšší čistoty kapalné fáze. Pro takovou separaci se jeví jako optimální řešení nasazení kalolisů. Zařízení je v podstatě plachetkový filtr konstruovaný pro tlakovou filtraci kapalin. Pracovní prostor je tvořen jednotlivými komorami filtračních desek, které mají v pracovní části drenážní systém povlečený filtrační tkaninou. V průběhu cyklu kapalná fáze vstupní suspenze prochází přes filtrační tkaninu a pevné částice jsou na této vrstvě zachyceny. [9]



Obr. 2.2 Kalolis [14]

Stejně jako u gravitačního zahušťování se i při odvodnění dekantacími odstředivkami využívá k zahuštění rozdílu hustoty mezi vodou a částicemi suspenze, obvykle s přidavkem organického flokulantu o dávce $1-3 \text{ g.kg}^{-1}$ sušiny. Hlavní výhodou tohoto způsobu je účinná separace, dosažitelná zařízením bez velkých prostorových nároků. Odstředivka se používá k zahuštění především přebytečného biologického (aktivovaného) kalu, lze ji však použít i pro zahuštění primárního kalu a chemického kalu. Při zahuštění aktivovaného kalu se dosahuje sušina 4 až 6 % (dle Dégremona až 8 %). Při provozu nedochází k úniku vlhkosti a zápachu do ovzduší. Zařízení je však ve srovnání s flotací choulostivější vůči změnám kvality vstupního kalu. Náklady na energii a údržbu (opotřebení šneku) jsou poměrně vysoké. [3]



Obr. 2.3 Schéma dekantací odstředivky [15]

Zahušťovací i odvodňovací vlastnosti kalu lze zlepšit přidavkem vhodných polymerních flokulantů. Pokusy na poloprovozním zařízení jsou nákladné a náročné na čas, zvláště má-li se určit optimální dávka polymerního flokulantu. Po této stránce je výhodná metoda CST (Capillary Suction Time), založená na principu měření rychlosti kapilárního sání kapalného CST ze vzorku kalu do filtračního papíru. Výhodou je, že jedno měření trvá řádově jen minuty, přičemž potřebné množství vzorku je velmi malé (5 - 10 ml). Metoda CST v případě aplikace polymerních flokulantů umožní podstatně omezit rozsah měření přímo na zařízeních. Pro navrhování vlastního zařízení je ovšem rozhodující pokus na poloprovozním nebo modelovém zařízení. [16]

3 STABILIZACE A DESTABILIZACE

Materiál ve vodách a v odpadních vodách pochází z eroze půdy, rozpouštěných minerálů, rozpadu vegetace, domácích a průmyslových odpadních vod. Pro dané vody může tento materiál obsahovat suspendované a / nebo rozpuštěné organické a / nebo anorganické látky a biologické formy, jako jsou bakterie, řasy a viry. Jak je vidět v tab. 1 velká část suspendovaného materiálu je ve vodě a odpadní vodě přítomná v rozmezí mikroskopické až submikroskopické velikosti. Částice menší než přibližně 10^{-5} mm se označují jako koloidy. [4]

Tab. 1 Klasifikace velikosti částic [4]

Velikost částic (mm)	Klasifikace	Příklady	Celková plocha povrchu (m^2/cm^3)	Čas potřebný k usazení 100 mm, při měrné hmotnosti = 2,65
10	Hrubá disperze (viditelné okem)	Štěrk, hrubý písek, minerální látky, vysrážené a flokulované částice, bahno, makroplankton	6×10^{-4}	0,1 sekundy
1			6×10^{-3}	1 sekunda
10^{-1}	Jemné částice disperze (viditelné pod mikroskopem)	Minerální látky, vysrážené a flokulované částice, bahno, bakterie, plankton a jiné organismy	6×10^{-2}	13 sekund
10^{-2}			0,6	11 minut
10^{-3}			6	20 hodin
10^{-4}			60	80 dnů
10^{-5}	Koloidní disperze (submikroskopické)	Minerální látky, produkty hydrolyzy a vysrážení, makromolekuly, biopolymery, viry	600	2 roky
10^{-6}			6000	20 let
$<10^{-6}$	Roztok	Jednoduché anorganické a komplexní ionty, molekulární a polymerní látky, polyelektrolyty, organické molekuly, nedisociované rozpuštěné látky		

Koloidy jsou obvykle definovány na základě velikosti, například v entitách, které mají alespoň v jednom směru rozměr mezi 1 nm a 1 μ m. Operační rozlišování na základě velikosti (membránová filtrace, centrifugace, difúze) je užitečné v oblasti provozu, ale není zcela dostačující. Koloidy jsou dynamické částice, jsou průběžně vytvářeny (fyzikální fragmentací a erozí, srážením a tvorbou nukleace z přebytečných roztoků), podléhají změnám složení a jsou průběžně odstraňovány z vody (koagulací, připojením, usazováním a rozpouštěním). Některé reakce koloidů jsou uvedeny v tabulce 2. [17]

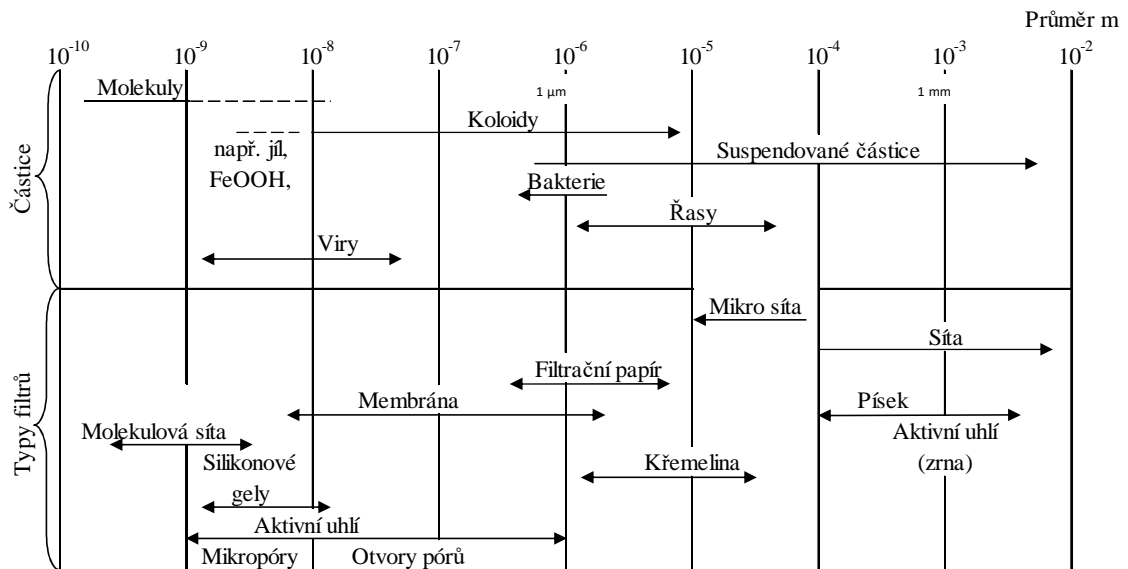
Tab. 2 Možné reakce koloidních částic [17]

Typ reakce	Projev reakce
Fyzikální	Shluk (collector) s jinými částicemi (agregace koloidů, koagulace) Transport chemikálií (kovy, znečišťující látky, živiny)
Chemická	Sloučení hydrofobních roztoku, které se hromadí na povrchu kvůli vyloučení z vody Organické nebo anorganické povrchové ligandy (Lewisova báze), které interagují s protony nebo kovovými ionty Lewisovy kyseliny, které vážou ligandy (anionty a slabé kyseliny), výměna ligandů Nabitý povrch (většinou výsledkem adsorpce iontů kovu, H^+ a ligandů) interagující s nabitými a polárními povrchy Redox katalyzátor sorbující oxidanty a redukční látky a zprostředkování jejich interakce Akceptory nebo donory elektronů oxidující nebo redukující rozpouštědla (oxidy Fe (III), oxidy Mn (III, IV), FeS_2 a sulfidy, biogenní organické částice) Chromofor absorbující světlo pro vyvolání heterogenních redoxních procesů (včetně redukčního rozpouštění vyšších valenčních oxidů), polovodiče
Chemicko-biologická	Biochemické zpracování biologických částic uhlíku a dalších živin, vznikem nebo snižováním zásaditosti prostředí Extracelulární enzymy hydrolyzují, oxidují nebo redukují rozpuštěné látky

Koloidy jsou odstranitelné z vody buď agregací anebo filtrací, pokud se navážou na částice média, kterým prochází roztok (půda, podzemní vody, technologické filtry). Agregace částic (půdy, oxidů, zbytky po rozkladu organické hmoty, mikroorganismy, fytoplankton) je proces slučování částic do větších agregátů. Proces, kterým se koloidní suspenze stává nestabilní a podléhá gravitačnímu usazování, se nazývá koagulace. Někdy se flokulace používá k popisu agregace koloidů přemostěním polymerů, ale všechny tyto termíny jsou často zaměňovány. [17]

Při práci s koloidy má termín stabilita zcela jiný význam než v termodynamice. Systém obsahující koloidní částice je považován za stabilní, jestliže během doby pozorování pomalu mění disperzní stav. Doba, po kterou jsou koloidní disperze stabilní, může být velmi dlouhá a může se počítat na léta. Velké rozpětí stability v těchto systémech představuje různé množství volné energie, která díky rekrystalizaci nebo aglomeraci má tendenci se snižovat. [17]

Je možné, že koloidní částice mohou být odstraněny z disperzí i jiným způsobem, namísto spolehnout se na gravitační účinky. Takové metody zahrnují adsorpci a fyzikální napětí. Obr. 3.1 znázorňuje různé typy filtrů, které mohou být použité pro různé velikosti rozptýleného materiálu. Vzhledem k velkým objemům při úpravě vody a čištění odpadních vod, přímou adsorpcí nebo filtrací pomocí daného typu filtru není obecně ekonomicky výhodné, i když mohou existovat výjimky. [4]



Obr. 3.1 Spektrum velikostí vodních částic a pórů filtru (podle Stumm, 1977) [4]

Z předešlého textu vyplývá, že oddělení jemných částic, koloidního nebo rozpuštěného materiálu z disperze nebo rozpouštědla je možné. Tyto postupy mohou být:

- změna povrchových vlastností částic materiálu, čímž se zvyšuje absorpce částic pro dané filtrační prostředí, nebo se vytvoří podmínky k agregaci menších částic do větších celků,
- sražený materiál se rozpustí a tím vytvoří částicový materiál, který je možné oddělit sedimentací a/nebo filtraceí. [4]

4 ČIŘENÍ

Abychom odstranili z povrchové vody a odpadní vody znečišťující látky v koloidním stavu, zařazujeme postupně procesy koagulace a číření. Souhrn technologických operací pro oba uvedené procesy se v technické praxi často zkrácené označuje jen jedním z obou názvů – koagulace nebo číření. [7]

Číření je nejběžnější způsob úpravy vody a chemického čištění odpadních vod. Čířením se z vody odstraňují většinou jemně suspendované a koloidní složky. Spočívá v dávkování solí hliníku nebo železa, které hydrolyzou poskytují hydroxid hlinitý, hydroxid železnatý nebo hydroxid železitý. Kladně nabitě částice koagulují s částicemi nečistot koloidní povahy, nesoucími záporný náboj a vytvářejí tak separovatelné vločkovité suspenze. [18]

Koagulace je proces, jímž může být daný stabilizovaný systém destabilizován. Projev destabilizace závisí na konkrétním systému. Například, v případě disperzních suspenzí nebo roztoků dochází k tvorbě viditelných vloček nebo sraženiny. V případě vysoce koncentrovaných suspenzí jako kaly dochází k odvodnění. [4]

Koagulace je shlukování koloidně dispergovaných částic ve větší agregáty, poutané mezimolekulovými adhezními povrchovými silami. Agregací primárních částic vzniká hrubě disperzní systém, který je nestálý, dojde k vyvločkování a pak k sedimentaci agregátů. [7]

Koagulaci je možno rozdělit na dvě stádia:

- a) perikinetická, kdy částice agregují vlivem Brownova pohybu,
- b) ortokinetická, kdy agregace probíhá vlivem hydraulických faktorů (koagulace při pomalém míchání, při sedimentaci, filtraci atd.) [18]

Podle rychlosti děje se rozlišuje koagulace pomalá a rychlá. Při pomalé koagulaci je potenciál ξ nižší než kritická hodnota, avšak není nulový. U rychlé koagulace je potenciál ξ roven nule. Rychlost koagulace závisí na počtu částic a objemové jednotce roztoku, na teplotě a na potenciálu ξ , a tím i na iontové síle vody, na hodnotě pH, struktuře hydratační vrstvy částic apod. [18]

Flokulace je vlastně shlukování koloidních a jemně suspendovaných látek po koagulaci v důsledku mírného míchání. Jestliže je však flokulující kal vystaven stříhovým silám, může docházet k rozpadu vznikajících vloček. Z tohoto důvodu musí míchání vnést jen tolik energie, kolik je zapotřebí k rozptýlení použitého činidla v upravovaném kalu a k zajištění potřebného kontaktu menších částic tak, aby mohli vytvořit větší vločky. [5]

Optimalizace je ovlivněna vlastnostmi obsažených látek, druhem koagulantu, který může být použitý a způsobem jakým se koagulant přidá do vody. Kombinace těchto faktorů, vlastností vytvořených vloček, včetně rozsahu vyvolaných rychlostních gradientů, mohou ovlivnit optimalizaci. Řízení je do značné míry ovlivněno změnami v kvalitě vody v případě, kdy je přítomen velký počet obsažených látek a jejich relativní koncentrace. [4]

4.1 KOAGULANTY

U destabilizace (koagulace) se můžeme setkat kromě neutralizace náboje i s jinými mechanismy. Tyto mechanismy mohou v některých případech převažovat a jsou podporovány jinými koagulanty než těmi, které mohou být popsány jako jednoduché elektrolyty. Takové koagulanty můžeme rozdělit obecně do dvou skupin anorganické koagulanty a polymery. [4]

4.1.1 Anorganické koagulanty

Nejobvyklejšími koagulanty na bázi kovu jsou soli železa a hliníku. Hydrolýzou železitých a hlinitých solí vznikají příslušné hydroxidy železitý a hlinitý, které tvoří hydrofobní koloidy nesoucí kladný elektrický náboj. V koloidním systému tvořeném převážně záporně nabitými částicemi, což je u odpadních vod nejčastějším případem, dochází k destabilizaci systému. Obvyklými koagulanty, které se používají ve formě roztoku, jsou: síran hlinitý $\text{Al}(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, síran železitý $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, chlorid železitý bezvodý FeCl_3 nebo silně hygroskopický chlorid železitý hexahdrát $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, chlorid síran železitý $\text{FeClSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ a síran železnatý $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Méně běžný je chlorid hlinitý AlCl_3 . [19]

Anorganické koagulanty (kovové koagulanty) jsou vhodnější pro odvodnění na tlakových lisech a vakuových filtrech. V těchto systémech probíhá filtrace přes kalový koláč. Oporou filtračního media je látka s otvory obvykle menšími než 100 - 200 μm . Tyto anorganické flokulanty dávají jemnější, ale mechanicky stabilnější vločky. [3]

Popularita koagulantů hliníku a železa vychází nejen z jejich účinnosti jako koagulantů, ale také z jejich snadné dostupnosti a relativně nízké ceně. Účinnost těchto koagulantů vyplývá především z hlediska jejich schopnosti tvořit multi-nabité vícejaderné komplexy v roztoku se zlepšenými adsorpčními schopnostmi. Povaha vytvořených komplexů může být řízena pomocí změny pH v systému. [4]

4.1.2 Organické polymery

Molekuly polymeru mohou být popsány jako série opakujících se chemických jednotek, které drží pohromadě kovalentními vazbami (polymer: z doslovného latinského překladu znamená mnoho částí). V případě, že opakující se jednotky jsou stejné molekulární struktury, se sloučenina nazývá homopolymer. V případě, že molekula je tvořena z více než jednoho typu opakujících se chemické jednotky, tak se nazývá kopolymer. Jednotlivé opakující se jednotky se nazývají monomery a molekulová hmotnost molekuly polymeru je součet molekulových hmotností jednotlivých monomerů. Celkový počet monomerních jednotek se nazývá stupeň polymerace. [4]

Organické flokulanty jsou tvořeny polymerními makromolekulami vláknitých, příp. síťovitých struktur. Jejich flokulační působení na koloidní částice, spočívající v tvorbě větších makroskopických částic, lze vysvětlit pomocí „můstkové teorie“ (bridging theory), předpokládající vazbu mezi koloidními částicemi a molekulami polymeru. Aby byla molekula polymeru účinným flokulantem, musí obsahovat chemické skupiny, schopné interakce s určitými místy povrchu částic. Při kontaktu se částice adsorbují na molekuly polymeru a tím dochází k destabilizaci disperze a posléze k její flokulaci. Předávkování polymeru má naopak stabilizující účinek na disperzi a vede ke zhoršení

flokulačních podmínek. To lze vysvětlit vytvořením ochranného obalu kolem částic molekulami polymeru, který brání spojení těchto částic. [3]

Podle druhu elektrochemického náboje ve vodném roztoku lze syntetické polymerní flokulanty dělit na:

- neionogenní (N)
- anionaktivní (A)
- kationaktivní (K)

Neionogenní polymery vykazují ve vodném roztoku neutrální elektrochemické chování, protože neobsahují na polymerním řetězci žádné disociovatelné skupiny. Typickým a významným neionogenním flokulantem je čistý homopolymer akrylamidu. Anionaktivní polymery obsahují v polymerním řetězci disociovatelné skupiny. Nejdůležitějšími jsou kopolymery akrylamidu a sodné soli kyseliny akrylové, přitom je možné měnit v širokém rozmezí poměr mezi neionogenními skupinami akrylamidu a disociovatelnými akrylátovými skupinami. Kationaktivní polymery obsahují v polymerním řetězci rovněž disociovatelné skupiny. Jedná se o kopolymery akrylamidu s kationtovými monomery, těmi jsou nejčastěji kvarterní nebo protonované estery či amidy aminokarboxylových kyselin. Analogicky lze získat kopolymery s různými kationtovými aktivitami změnou poměru mezi neionogenním akrylamidem a kationaktivním komonomerem. [20]

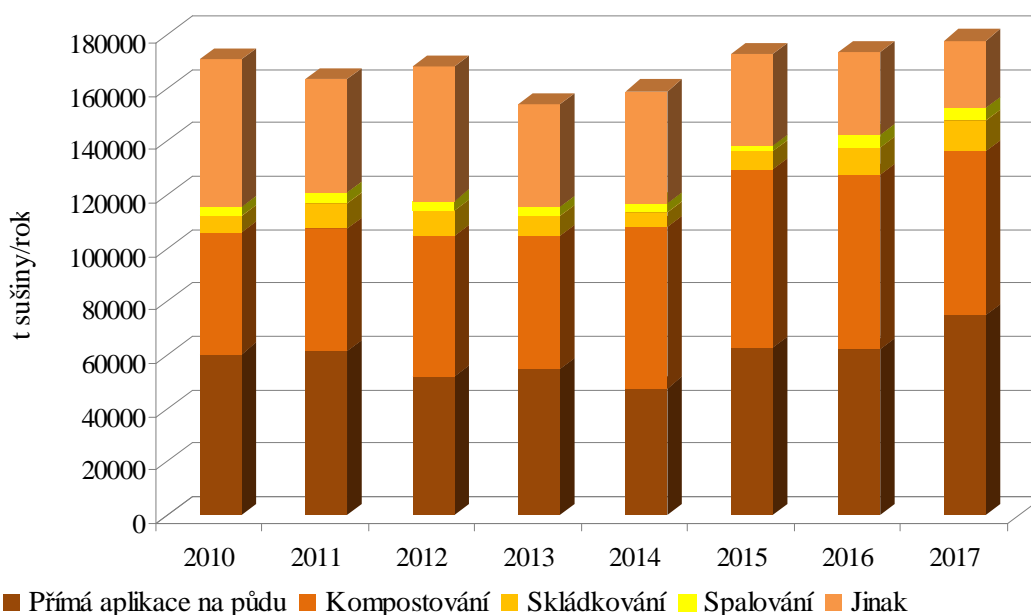
5 VYUŽITÍ A ZNEŠKODŇOVÁNÍ KALU

Ze statistiky Českého statického úřadu vyplývá, že v současné době (k roku 2017) se převážná část (76,6 %) vyprodukovaných čistírenských kalů (178 077 tun sušiny) využívá k přímé aplikaci na půdu a k rekultivacím (42,4 %) a ke kompostování (34,2 %). [21]

V tab. 3 jsou uvedeny i ostatní způsoby jako je skládkování a spalování. Od roku 2010 vzrostlo kompostování, skládkování a spalování. Naopak jiné způsoby zneškodnění kalu klesají. Skládkování již v budoucnu (od roku 2024) nebude možné z důvodu změny zákona o odpadech 185/2001 Sb.. Předpokládá se snížení množství přímé aplikace na půdu a to z důvodu zpřísnění ukazatelů mikrobiologického znečištění. Do popředí by se měli dostat nové způsoby jako je sušení a následné spalování nebo proces pyrolýzy.

Tab. 3 Likvidace kalů v průběhu let 2010-2017 [22]

Způsob zneškodnění kalu (t sušiny/rok)	Rok							
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Přímá aplikace na půdu	60639	61750	51912	54713	47830	63061	62551	75451
Kompostování	45528	45985	53222	50384	60511	67065	65163	60930
Skládkování	6177	9527	9340	7123	5236	6513	10183	11809
Spalování	3336	3538	3528	3232	3400	2167	4814	4736
Jinak	55009	43018	50188	38822	42185	34191	30998	25151
Celkem	170689	163818	168190	154274	159162	172997	173709	178077



Obr. 5.1 Způsoby likvidace kalů (2010-2017)

5.1 VYUŽITÍ KALU KE HNOJENÍ ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY

Vhodným způsobem zpracování čistírenských kalů je jejich využití pro hnojení zemědělské půdy, a to buď přímo, nebo jako součást kompostů. Využívá se přitom hnojivých složek kalu, nelze však zanedbat ani hygienická rizika, která uvedený způsob přináší. Těmi jsou jednak nežádoucí látky, zejména vybrané těžké kovy a z organických

látek AOX a PCB. Jejich koncentrace v kalu, použitelném pro výrobu kompostu i pro přímé hnojení, jsou limitovány. K rizikům přistupují epidemiologická rizika, vyvolaná přítomností patogenních organismů, které jsou při kompostování usmrceny. Při přímé aplikaci kalů do půdy musí být epidemiologické riziko minimalizováno kontrolou jejich mikrobiologických vlastností. Uvedený požadavek byl promítnut do novelizované směrnice pro použití upravených kalů na zemědělské půdě. [3]

Dobře stabilizovaný a maximálně hygienizovaný kal vhodného složení je možno použít v zemědělství. Kal většinou obsahuje velké množství organických látek, dusíku (2 – 4 %), fosforu (1 – 2 %) a vápníku, což jsou látky potřebné k růstu pěstovaných rostlin. [5]

Výhodami využití kalu jako hnojiva jsou tyto aspekty:

- recyklování odpadního produktu ČOV,
- zvyšování obsahu živin v půdě,
- zlepšení textury a sorpčních schopností půdy díky zvýšenému obsahu organických látek,
- podpora růstu rostlin.

Jistými nevýhodami jsou:

- možnost zvýšení koncentrace nežádoucích látek v půdě,
- riziko přenosu patogenů na zvířata a člověka,
- zápach aplikovaných kalů díky rozkladu organických látek. [5]

5.2 KOMPOSTOVÁNÍ

Kompostování je aerobní termofilní proces rozkladu a stabilizace organické hmoty v tuhém stavu. Mikrobiální rozklad organické hmoty je v průběhu kompostování provázen zvýšením teploty až na cca 70 °C. U kompostů vyráběných z látek s důvodným podezřením na přítomnost patogenních organismů, k nimž patří i kaly z městských ČOV, musí dosáhnout teplota minimálně 55 °C po dobu 21 dnů. Za těchto podmínek jsou patogenní organizmy zničeny a současně dochází ke snižování obsahu vody. Část organické hmoty je přeměněna humifikačními procesy na huminové látky, potřebné v půdě pro vytváření její struktury, vhodných agrochemických vlastností (humuso-křemičitanový sorpční komplex) a zlepšení jímavosti vody. [3]

Postupy kompostování jsou buď s přirozenou, nebo nucenou aerací. První jsou realizovány v otevřeném prostoru a zakládky jsou mechanicky obráceny s použitím vhodných strojů. V postupech s nucenou aerací probíhá kompostování v zakládkách na volném prostoru nebo v uzavřených reaktorech, u nichž lze použít jako výchozí materiál i surový čistírenský kal, který by na volném prostoru působil pachové a hygienické potíže. V převážné míře je však pro kompostování používán biologicky stabilizovaný kal. Doba zrání kompostu je u postupů s přirozenou aerací o výšce zakládky 2 až 4 m minimálně 60 dnů, během nichž je materiál dvakrát překopán. Po prvé hned po založení, aby došlo k promísení surovin, po druhé za více než dalších 21 dnů. Při kompostování v reaktorech, v nichž je materiál průběžně aerován i míchán, jsou doby zrání kratší, například 4 týdny. [23]

Ke kompostování jsou vhodné zejména kaly, které jsou stabilizované, mají vysoký podíl organických látek (min 25%) a minerální složku (N, P, K, Mg, Ca). V surovinách a materiálu pro kompostování se mohou vyskytovat látky, které nelze kompostovat a jsou proto pro zavedení do kompostu nežádoucí. Jedná se především o inertní příměsi, které

se do materiálu dostanou nedbalostí nebo omylem. Po stabilizaci kalů je podle dalšího způsobu zpracování kal používán v tekutém stavu nebo je různými způsoby zahuštěn. [24]

Pro přípravu kompostu jsou nutné tyto podmínky:

- potřebná mikroflóra - je obsažena v čistírenském kalu, očkování není tedy nutné,
- výchozí pH materiálu není podstatným parametrem pro úspěšné kompostování, neboť se samo upraví na hodnotu mezi 6,5 až 8,0 (acidifikace je následována tvorbou amoniaku a odstraněním CO₂ aerací),
- optimální obsah vody na začátku procesu je 55 až 65 %, zrající kompost je nutno v případě potřeby zavlažovat, - při termodynamické rovnováze doprovází proces kompostování i částečná evaporace vody. Odpařování spotřebuje více než 80 % energie uvolněné při kompostování. Poměr mezi množstvím vody a rozložitelné organické hmoty má být po dobu kompostování menší než 10:1.
- aerace je účinná jen tehdy, jestliže je materiál dostatečně propustný. Poněvadž odvodněný kal má malou porozitu, je někdy nutné přidávat podpurný materiál (obvykle uhlíkatý), který ji zvýší tak, aby podíl prázdného prostoru byl alespoň 20 %. [3]

6 SOUČASNÉ TRENDY VYUŽITÍ ČISTÍRENSKÝCH KALŮ

V posledním roce byly změněny mnohé vyhlášky a zákony týkající se způsobů likvidace a využití kalu. Proto jsou provozovatele nuceni hledat nové způsoby využití anebo likvidace kalu. Kal už není považován za odpad ale za surovinu vhodnou k dalšímu využití.

6.1 ENERGETICKÉ VYUŽITÍ ČISTÍRENSKÝCH KALŮ

Z bilančního hlediska jsou pro energii obsaženou v odpadní vodě a v kalech důležité množství těchto prvků: uhlík, vodík, síra, kyslík, dusík a voda. Obsah těchto prvků v kalech určuje energetický obsah organického podílu kalů. [25]

Pro oba níže popsané procesy je nutné kaly nejdříve vysušit, a to nejlépe v místě vzniku kalů, což také snižuje náklady na dopravu kalů do místa zpracování, a to může současně zabezpečit energetickou soběstačnost daného procesu.

6.1.1 Termické procesy

Termické procesy jsou už dlouhodobě známy a využívány k likvidaci kalu. Dříve se ale kaly spalovali spolu s komunálním odpadem a to buď ve vysušeném stavu, nebo jen odvodněné. Transport kalu z čistíren odpadních vod na spalovnu zvyšoval náklady na celkovou likvidaci. V současné době se ve velkém přechází k sušení a spalování přímo na místě vzniku kalu. Nové technologie a postupy spalování efektivně využívají a hospodaří s energií vzniklou v procesu spalování.

Použitím termických procesů k likvidaci/využití kalu lze s výhodou zredukovat hmotnost až o polovinu (vztaženo na suchý kal), zejména pak spalováním jako nejběžnějším termickým procesem pro zpracování čistírenského kalu, a zabezpečit absolutní hygienickou nezávadnost. Termickými způsoby lze navíc získat druhotné suroviny, které mohou být následným zpracováním využívány např. pro získání fosforu (popel ze spalování). [21]

Aby nedošlo k naředění popela bohatého na fosfor je použito mono-spalování, konkrétně nejvíce fluidní technologie. Cílem mono-spalování je zejména:

- kombinovaná výroba elektrické energie a užitého tepla,
- úplná stabilizace a hygienizace čistírenského kalu,
- destrukce veškerých organických látek
- koncentrování nutrietů (fosforu, draslíku, vápníku a hořčíku) v popelu,
- částečné odstranění těkavých a polo-těkavých těžkých kovů [21]

V současné době existuje mnoho druhů spaloven pracujících v odlišných teplotách a s jinými technologiemi.

6.1.2 Termochemické procesy

Jako poměrně zajímavé a v zahraničí hojně diskutované jsou metody zpracování čistírenských kalů za využití termochemických procesů jako pyrolýzy nebo zplynování. [26]

Pyrolýza je termický rozklad materiálu za nepřístupu médií obsahujících volný kyslík. Podstatou pyrolýzy je ohřev materiálu nad mez termické stability přítomných organických sloučenin, což vede k jejich štěpení. Produkty pyrolýzy kalu jsou: pyrolyzní plyn, kapalný (kondenzující) podíl a pevný zbytek (biochar). Vzájemný poměr produktů závisí na podmínkách pyrolyzního procesu, hlavně na teplotě a době zdržení. Kapalný podíl se skládá z organické fáze (minoritní část) a vodní fáze (majoritní část). Směs pyrolyzního plynu a kapalného podílu nad teplotou rosného bodu dehtů se nazývá primární pyrolyzní plyn. Kapalný podíl obsahuje jak výše-vroucí organické látky vzniklé procesem pyrolýzy, tak i výše-vroucí organické látky volatilizované (odtékané, odpařené) z čistírenského kalu. V případě výroby kalocharu lze proces nazvat karbonizací, neboť hlavním produktem je uhlíkatý materiál. Celkové je proces silně endotermní, což znamená, že je nutné do procesu dodat velké množství tepelné energie. Primární pyrolyzní plyn však má dostatek energie pro pokrytí energetických nároků na proces pyrolýzy. [21]

Z řady odborných článků, studií a výzkumných projektů vyplývají dva hlavní potenciální směry využití technologií s produkcí Biocharu v čistírenské praxi:

1. Minimalizace produkce aerobně či anaerobně stabilizovaného přebytečného kalu a jeho možné následné využití v zemědělství.
2. Využití sorpčních vlastností Biocharu pro dočištění vyčištěných odpadních vod. [26]

Jednou z mnoha zajímavých vlastností Biocharu je schopnost díky vysoké porositě zadržovat vlhkost, což zlepšuje půdní vlastnosti především v období sucha. Důležitá je i vysoká stabilita Biocharu (až 50 let), který aplikován na zemědělské půdě na rozdíl od anaerobně stabilizovaných kalů již neprochází rozkladným procesem s vývinem skleníkových plynů (metan). [26]

Rozsah užití Biocharu zahrnuje širokou škálu oblastí, jako např.:

- silážní prostředek, doplněk/náhražka krmiva, přísada do podestýlky, úprava kejdy, kompostování hnoje, ošetřování vody u chovu ryb
- uhelné hnojivo, kompost, náhrada rašeliny, ochrana rostlin, náhradní hnojivo – nosič pro stopové prvky
- izolace, dekontaminace vzduchu, dekontaminace zemních základů, regulace vlhkosti vzduchu, ochrana proti elektromagnetické radiaci
- ošetření fugátu, čištění odpadní a pitné vody (aktivní uhlíkové filtry, předproplachová přísada) [27]



Obr. 6.1 Pyrolyzní jednotka PYREG [28]

6.2 TĚŽBA FOSFORU Z ČISTÍRENSKÝCH KALŮ

Odstraňování fosforu z odpadních vod má již bohatou historii a je na čistírnách odpadních vod zavedeno především z důvodů snižování koncentrace fosforu ve vyčištěné odpadní vodě, čímž je eliminována zvýšená eutrofizace vodních zdrojů a také provozní problémy, kdy tvorba nárůstu sraženiny struvitu v trubních systémech či strojním vybavení (např. odstředivky) vede k zhoršování funkce čistírny odpadních vod. [29]

S rostoucím počtem obyvatel planety Země roste poptávka po surovinách a s ní spojená potřeba hnojiv, čímž je zvyšována spotřeba přírodních zásob fosforu, které začínají rapidně ubývat. V současné době je na výrobu hnojiv využíváno 80 % vytěženého fosforu. Spotřeba fosforečnanových hnojiv v Evropské unii je více jak 1,2 milionů tun fosforu za rok. Těžba fosforu bude ovšem brzy náročnější a dražší z důvodů zhoršující se dostupnosti ložisek a narůstající kontaminace kadmiiem a uranem. Vlivem koloběhu fosforu v přírodě dochází k jeho ztrátám také vyluhováním rozpustných forem fosforu do povrchových a podzemních vod, které jsou unášeny do moře, kde je fosfor ukládán v podobě nerozpustných fosforečnanů v hlubinných sedimentech. [29]

Pro zemědělské účely je použito 90–95% fosforu. Z toho pouze 20–25 % se dostává do lidského potravinového řetězce. Množství fosforu, který vstupuje na ČOV, není zanedbatelné, tvoří údajně 10 % produkce fosforu. [30]

V ČR se ročně použije zhruba 69 411 t P_2O_5 v minerálních hnojivech. Lze odhadnout, že pokud by vytíženost fosforu z celkové produkce čistírenských kalů v České republice byla 50 %, pak při průměrné koncentraci P_c v odvodněném kalu cca 30 g/kg sušiny, může dojít k nahrazení 8–9 % používaných minerálních hnojiv. Celkově by šlo o cca 6 000 t fosforu vyjádřeno v t P_2O_5 . [31]

Vzhledem k výše zmíněným faktům je nutné zaměřit se na možnosti recyklace fosforu z obnovitelných zdrojů a na jeho následné opětovné využití. Potenciálními zdroji pro získávání fosforu jsou odpadní vody, produkty anaerobní stabilizace kalů, zvířecí či lidské výkaly a zbytky potravy a rostlin. Existují tři hlavní přístupy k znovuzískávání fosforu – srážení z kapalně fáze, mokré chemické procesy a termické (metalurgické) zpracování kalů. [29]

7 PLATNÁ LEGISLATIVA

Pro všechny čistírny odpadních vod je samozřejmé dodržování povolených hodnot na odtoku. Nejen pro vyčištěnou vodu, ale i pro čistírenský kal platí zákony a vyhlášky, které je nutno dodržovat. V posledním období došlo k výraznému zpřísnění, změny se nejvíce dotkly zákona o odpadech a tří vyhlášek.

Trend zpřísnování monitoringu, technických požadavků na likvidaci čistírenských kalů bude pokračovat. Akční plán Evropské unie pro oběhové hospodářství a další směrnice evropské unie požadují další zpřísnování hodnot. Jedná se zejména o optimalizaci spotřeby energie, fosforu a zajištění hygienické nezávadnosti čistírenských kalů. Všechny nově vydané zákony a vyhlášky týkající se problematiky zpracování a likvidace kalů přispějí k dalšímu vývoji a modernizaci kalové koncovky na čistírnách odpadních vod.

7.1 ZÁKON O ODPADECH Č. 185/2001 SB. A O ZMĚNĚ NĚKTERÝCH ZÁKONŮ

Upravuje především pravidla pro předcházení vzniku odpadů a nakládání s nimi, práva a povinnosti osob působících v odpadovém hospodářství a také působnost orgánů veřejné správy. Zákon má celkově 18 částí, z kterých je pro nakládání s kaly nejdůležitější část čtvrtá, díl 4. V posledních letech prošel zákon řadou novelizací, které měly vliv i na čistírenské kaly. Novelizovaný zákon zakazuje ukládání biologicky rozložitelného materiálu na skládku.

7.2 VYHLÁŠKA Č. 387/2016 Sb.

- platnost od 2. 12. 2016
- účinnost od 1. 1. 2017

Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů, a vyhláška č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů. [32]

Nejdůležitější část se nachází v příloze č. 11. Z této přílohy bylo vyjmuto, že kaly mohou být použity do rekultivační vrstvy skládky.

7.3 VYHLÁŠKA Č. 437/2016 Sb.

- platnost od 23.12.2016
- účinnost od 1.1.2017

O podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady). [33]

Vyhláška specifikuje nové povinnosti pro provozovatele čistírny odpadních vod a zařízení na úpravu kalů. Rovněž stanovuje podmínky pro skladování kalů v zařízení ke sběru a skladování odpadů a technické požadavky pro dočasné uložení upravených

kalů v ČOV a jejich použití na zemědělské půdě. Vyhláška stanovuje požadavky pro provozovatele zařízení na úpravu kalů tak, aby bylo prokazatelné, že technologie úpravy je schopna účinně kaly hygienizovat na požadované snížení počtu patogenních mikroorganismů. Provozovatel je povinen ověřovat technologii na úpravu kalů, a to na základě odebrání vzorků na vstupu do technologie a na výstupu z technologie a následného porovnání kontaminace, která nesmí překročit stanovený počet kolonií tvořících jednotku (KTJ). Ve vyhlášce jsou upravena mikrobiologická kritéria pro použití upravených kalů na zemědělskou půdu, kdy od 1. ledna 2020 bude možné aplikovat na zemědělské půdy pouze kal kategorie I. Upravený kal lze dočasně uložit za předem stanovených podmínek v ČOV po maximální dobu celkem 12 měsíců od okamžiku výstupu z technologie úpravy kalů v rámci jejich shromažďování, nebo u zemědělce po dobu 8 měsíců od doby výstupu z technologie úpravy kalů. [34]

7.4 VYHLÁŠKA Č. 237/2017 Sb.

- platnost od 4.8.2017

- účinnost od 3.9.2017

Vyhláška, kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů. [35]

Ve vyhlášce jsou rozšířené sledované parametry hnojiva o mikrobiologické činitele. Při aplikaci upravených kalů na zemědělské půdy se uplatňují limitní hodnoty vybraných mikrobiálních parametrů kalů. Při zpracování kalů do organických hnojiv a substrátů se dosud mikrobiální kontaminace při procesu registrace hnojiv nehodnotila, což sejevilo jako disproporce. Navíc, takto zpracované kaly nemají aplikační omezení, například pro použití do zeleniny, případně při hobby využití. Pro ochranu zdraví lidí je tedy žádoucí, aby výrobky z takto rizikového materiálu podléhaly odpovídající kontrole. [36]

8 ODBĚR VZORKŮ

Jako materiál pro měření byly použity kaly z komunálních čistíren odpadních vod nacházejících se v Jihomoravském kraji. Pro objektivní zhodnocení byly zvoleny tři anaerobní a tři aerobní čistírny odpadních vod.

Kal byl odebrán z nádrží před dávkováním flokulantu a odvodněním. Odběr vzorků byl realizován na třech čistírnách v stejný den a převezen do laboratoří Ústavu chemie VUT FAST. Na druhý den proběhlo měření, které spočívalo v sérii pokusů.

8.1 ČISTÍRNÝ ODPADNÍCH VOD S AEROBNÍ STABILIZACÍ

Aerobní stabilizace se uplatňuje při zpracování biologického kalu, a to jednak v systému biologického čištění volbou dostatečně dlouhého stáří kalu, jednak v samostatném reaktoru následnou aerací přebytečného kalu. [3]

Aerobní stabilizaci lze realizovat dvěma způsoby: a) odstavným v jednorázovém procesu, při němž je reaktor po naplnění (příp. již v průběhu plnění) aerován po dobu potřebnou ke stabilizaci, b) průběžným v semikontinuálním procesu, při kterém je z aerovaného reaktoru odebíráno ve stanovených časových intervalech (zpravidla jednodenních) určité množství kalu a stejné množství kalu je přidáváno. Další variantou je průtočný způsob s kontinuálním procesem. Nevýhodou prvního způsobu je potřeba více (alespoň dvou) reaktorů, nevýhodou druhého způsobu je skutečnost, že část kalu má v reaktoru poměrně krátkou dobu zdržení. [3]

Aerobní rozklad organických látek je, tak jako každý mikrobiální děj, provázen syntézou biomasy. Produkce biomasy organotrofních organismů tento proces podmiňujících je přitom výrazně větší než v procesu anaerobním. Stáří kalu při jeho aerobní stabilizaci bývá obvykle větší než v systémech biologického čištění odpadní vody a v průběhu stabilizace dochází k endogenní respiraci a následně k postupné autolýze mikroorganismů, neboli k jejich odumírání a rozpadu. Produkty autolýzy jsou substrátem živých organismů. Konečným produktem aerobního rozkladu organické hmoty jsou CO_2 a H_2O , takže se jedná o její mineralizaci. [3]

Aerobní procesy probíhají v otevřených nádržích za přístupu kyslíku, které jsou provzdušňovány. Aerobní stabilizace se používá u malých ČOV. [37]

8.1.1 ČOV 1

Čistírna odpadních vod je navržena jako mechanicko-biologická pro 5 500 EO. Odpadní vody protékají přes čerpací stanici, automatické česle, lapák písku a biologický stupeň.

Pro uskladnění přebytečného kalu je na čistírně osazena otevřená kruhová nádrž. Potrubí vzduchu zabezpečuje provzdušnění a míchaní kalu v nádrži kalojemu. Kal je přiveden k odstředivce, kde je dávkován flokulant a následně se kal odstřeďuje.

8.1.2 ČOV 2

Mechanicko-biologická čistírna odpadních vod patří mezi nejstarší v jihomoravském kraji. Na ČOV přitékají komunální odpadní vody od obyvatelstva. Na přítoku jsou osazeny lapák šterku, strojní česle a lapák písku. Aktivační nádrž je čtvercového půdorysu a je míchána.

Na čistírně se nacházejí uskladňovací nádrže na přebytečný kal o objemu 120 m³. Z těchto nádrží je pak kal čerpán na mobilní odstředivku, před odstředivkou je dávkován flokulant.

8.1.1 ČOV 3

Do ČOV jsou přiváděny odpadní vody z jednotné stokové sítě, jedná se o mechanicko-biologickou čistírnu odpadních vod. Čistírna je navržena na 9 900 EO.

K nakládání s přebytečným kalem je vybudováno kompletní kalové hospodářství sestávající z uskladňovací a zahušťovací nádrže, odvodnění kalu, hygienizace kalu a čerpání přebytečného kalu. Uskladňovací nádrž kalu slouží k destabilizaci a zahuštění přebytečného kalu. Odvodnění kalu sestává z podávacího čerpadla kalu, chemického hospodářství a sítopásového lisu. Podávací čerpadlo kalu odtahuje kal z uskladňovací nádrže a dopravuje jej do sítopásového lisu. Po trase výtlaku je do čerpaného kalu dávkován flokulant. V lisu dojde k mechanickému odloučení části vody z kalu. Na ČOV probíhá hygienizace kalu úpravou pH dávkováním vápna do odvodněného kalu.

8.2 ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD S ANAEROBNÍ STABILIZACÍ

Organické kaly (primární, aktivovaný) se ve větších čistírnách zpracovávají zásadně anaerobním vyhníváním. Je to relativně neekonomičtější způsob jejich stabilizace. Pouze u malých čistíren je výhodnější stabilizovat kaly za aerobních podmínek. [7]

V čistírnách odpadních vod se zpracovává vždy směs primárního a aktivovaného kalu. Přebytečný kal se odvádí z dosazovací nádrže do nádrže usazovací, tam se míchá s kalem primárním a vzniklá směs se vede do vyhnívací nádrže. [7]

Anaerobní rozklad organických látek je proces, při kterém směsná kultura mikroorganismů za anaerobních podmínek postupně rozkládá biologicky rozložitelnou organickou hmotu. Konečnými produkty anaerobního rozkladu jsou CH₄, CO₂, H₂S, N₂, H₂, vzniká biomasa a stabilizovaná organická hmota. [18]

Anaerobní rozklad zahrnuje dva soubory procesů, které se od sebe liší reakcí prostředí, v němž probíhají a konečnými produkty rozkladu. V první, tzv. předmetanizační fázi jsou organické látky rozkládány kulturou mikroorganismů za vzniku jednoduchých organických látek, které pak slouží jako substrát pro mikroorganismy tzv. metanizační fáze. Přitom postupně probíhají tyto procesy:

- hydrolýza vysokomolekulárních organických látek,
- rozklad produktů hydrolýzy na organické kyseliny, alkoholy, CO₂ a H₂,
- rozklad složitějších produktů předcházejícího procesu na substráty vhodné pro metanové bakterie,
- tvorba CH₄ a CO₂. [18]

Výhodou anaerobních procesů je nesporně omezená tvorba nových buněk, protože podíl odstraněného substrátu přecházející na syntézu je při anaerobních pochodech malý. Další výhodou je malá spotřeba energie. Značné redukce BSK₅ lze dosáhnout v některých případech levněji než pochody aerobními. Anaerobní čištění se obvykle považuje za ekonomické, když obsah organických látek anaerobně rozložitelných přesahuje asi 1 % (10 kg/m³). [7]

Mezi nejdůležitější faktory, které ovlivňují průběh anaerobního rozkladu organických látek, patří složení substrátu, přítomnost živin, pH (optimum 6,5–7,5), tlumivá kapacita a teplota. Nepříznivě působí větší koncentrace solí těžkých kovů (Cu, Pb, Cr, Ni, Zn aj.), dále sulfidy, kyanidy aj. Z organických látek mají na anaerobní procesy nepříznivý vliv fenoly, pesticidy, tenzidy, rozpouštědla a řada dalších specifických látek. [18]

Anaerobní procesy jsou urychlovány zvýšenou teplotou. Metanizace probíhá v teplotním rozmezí přibližně od 6 do 60 °C. Rychlost všech procesů probíhajících při metanizaci se stoupající teplotou vrůstá, takže postačí kratší doba zdržení. Podle pracovní teploty se rozlišují tyto oblasti mehanizace: kryofilní, psychofilní, mezofilní a termofilní. [18]

Tab. 4 Pracovní teploty metanizace [18]

Teplotní oblast metanizace	θ/°C		
	minimální	optimální	maximální
kryofilní	0	5	7
psychofilní	5	20	27
mezofilní	27	37	40
termofilní	45	55	60

8.2.1 ČOV 4

Primární kal z ČOV je jímán do jímky surového kalu. V této jímce je smícháván se zahuštěným přebytečným kalem. Sezónně se přebytečný kal zahušťuje gravitačně v usazovací nádrži. Z jímky surového kalu je kal dávkován do vyhnívací nádrže 1. Tato nádrž je vyhřívána a probíhá zde mezofilní vyhnívání při teplotě kolem 38 °C. Druhá vyhnívací nádrž je dohňovací a není temperovaná. Kal je ve vyhnívací nádrži promícháván pomocí bioplynového kompresoru a recirkulačních čerpadel. Vyhníly kal je odváděn do uskladňovacích nádrží a následně je odvodňován na dekantáční odstředivku. [37]

8.2.1 ČOV 5

Tato ČOV je technologicky provedena jako mechanicko-biologická čistírna městských a průmyslových odpadních vod se zpracováním kalu anaerobním mezofilním vyhníváním.

Kalové hospodářství je soubor objektů, které zajišťují čerpání a zpracování surového směsného kalu. Surový kal je na ČOV stabilizován anaerobně. Tímto procesem se kal stabilizuje a částečně hygienizuje. Proces probíhá v tzv. mezofilní oblasti 35 °C a doba zdržení je minimálně 15 dnů. Vyhnívací nádrž se provozuje kontinuálně, tzn., že se nádrž míchá, ohřívá se kal a dávkuje se surový kal. Přebytečný vyhníly kal je čerpán přímo do uskladňovací nádrže. Nádrž slouží k propouštění vyhnílého kalu z vyhnívací nádrže jako mezistupeň před dalším zpracováním kalu v kalovém hospodářství – odvodnění kalu na odstředivce. V budově odvodňování je instalována odvodňovací linka sestavena z odstředivky a čerpadla. Pro zlepšení separace se do přiváděného kalu přidává 0,1–0,2% roztok flokulantu, připravovaný a dávkovaný automatickou stanicí. Kal z odstředivky vypadá do šikmého dopravníku, který dopravuje kal mimo budovu odvodnění kalu. Fugát z odstředivek gravitačně odtéká do kanalizace.

8.2.2 ČOV 6

Čistírna odpadních vod slouží k čištění odpadních vod přiváděných systémem kanalizačních stok z města a ve stále větší míře prostřednictvím soustavy čerpacích stanic i z širokého okolí.

Na čistírně se nacházejí čtyři vyhnívací nádrže, které jsou intenzivně promíchávány a udržovány na konstantní teplotě 35 °C, aby byl zajištěn růst mezofilních bakterií. Doba zdržení kalu ve vyhnívacích nádržích je cca 22 dnů. Dvě další nádrže slouží jako uskladňovací nádrže stabilizovaného kalu s užitným skladovacím objemem na více jak čtyři dny. Z uskladňovacích nádrží je vyhnílý kal (obsah sušiny kolem 4 %) odvodňován dvěma odstředivkami typu Guinard. Kal z odstředivky o sušině cca 24 % je šnekovým dopravníkem transportován do sušárny. Vysušený kal o sušině 90 – 92 % je ze sušárny dopravován pomocí chlazených dopravníků do dvou kontejnerů umístěných vně budovy sušárny, odkud jsou naplněné kontejnery přemísťovány do skladu sušeného kalu. [37]

9 POSTUP MĚŘENÍ

Odebrané vzorky čistírenských kalů byly přivezeny do laboratoře Ústavu chemie. V aerobních (ČOV 1, ČOV 2, ČOV 3) i anaerobních kalech (ČOV4, ČOV5, ČOV6) byl stanoven obsah sušiny a CST. Po přípravě flokulantů se stanovily optimální dávky flokulantu. Nejdříve se měřily vzorky pouze s nadávkovaným flokulantem (A), poté byl k optimální dávce flokulantu přidán PIX 113 (B). V dalších dvou vzorcích se snižoval objem flokulantu oproti optimální dávce (C, D). U každého vzorku jsou změřeny hodnoty CST, sušiny, filtrační test, zákal, CHSK_{Cr} a také celkový fosfor.

V průběhu měření bylo rozhodnuto o opakování měření vzorků kalu z ČOV 6, ale s upravenou konstantní dávkou PIX 113. Toto měření je označováno jako ČOV 7. Tedy ČOV 6 a ČOV7 se shoduje, je to kal z jedné čistírny. Tato změna měla potvrdit, zda má poměr flokulantu a Fe^{3+} vliv na odvodnění.

9.1 PŘÍPRAVA FLOKULANTU

Flokulanty řady SUPERFLOC[®] jsou polyelektrolyty vhodné pro systémy na úpravu a čištění vody, zahušťování kalů na komunálních čistírnách, ve vodárenství, v papírenském a jiném průmyslu. Ve hrubém předčištění se flokulanty SUPERFLOC[®] používají pro zlepšení sedimentace, v čištění odpadních vod pro sedimentaci a odvodnění kalu. Podle druhu elektrochemického náboje se jedná o neionogenní polymery. [38]



Obr. 9.1 Práškové flokulanty Kemira

Flokulanty SUPERFLOC[®], které byly použity, jsou dodávány ve formě prášku a před použitím se musí rozpustit ve vodě. Do nádob se odměřil 1 litr vody. Následně byly všechny nádoby umístěné do míchadla. Po spuštění přístroje se odměřené množství práškového flokulantu, 2 g na 1 litr vody, po malých dávkách přisypal do vody. Pro dosažení co nejlepší homogenity, byly roztoky míchány dvě hodiny.

V laboratoři se připravily roztoky jednotlivých flokulantů, které odpovídaly flokulantům používaným na jednotlivých čistírnách.



Obr. 9.2 Roztoky flokulantů

9.2 PIX 113

První vzorek obsahoval pouze flokulant do ostatních se dávkoval i roztok síranu železitého, 40–43 % hm., obchodní název PIX 113.

Je to anorganický roztok používaný pro úpravu pitných, průmyslových vod a čištění všech druhů odpadních vod. Ve vodě hydrolyzuje za tvorby hydroxidů železa v rozmezí pH 5–7. Působením této reakce se pH ve vodě snižuje. Jsou-li přítomny fosfáty, dochází ke vzniku železito-fosfátových komplexů. [39]

9.3 CST

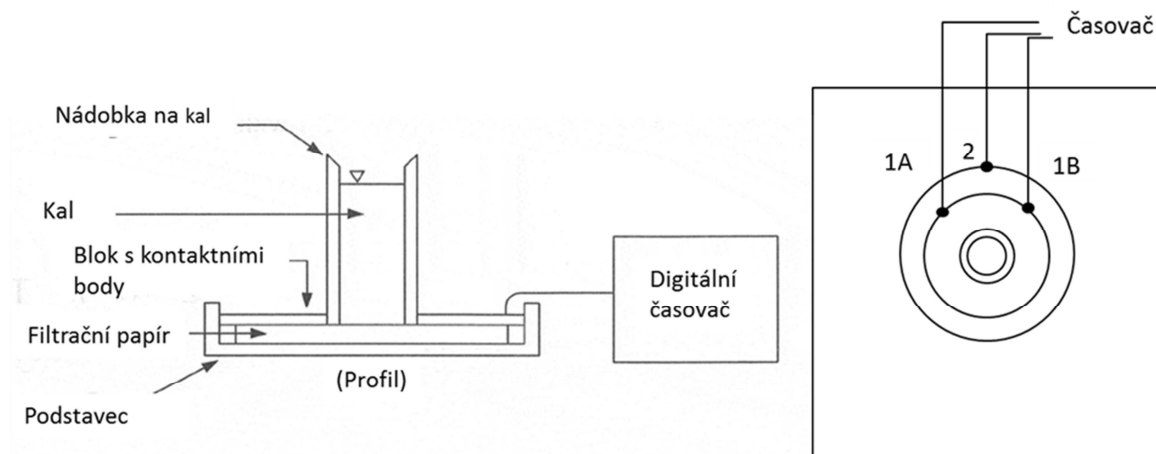
Obsah vlhkosti v kalu odpovídá náročnosti odvodnění. [40], [41] Doba kapilárního sání (CST – Capillary Suction Time) a specifický filtrační odpor (SRF - Specific Resistance to Filtration) jsou dva běžně používané parametry při hodnocení odvodnitelnosti kalu. [42], [43], [44], [45] CST je jednoduchý a levný postup stanovení, protože nevyžaduje externí zdroj tlaku nebo sání. [44] SRF je časově náročná, složitá a nákladná metoda, která vyžaduje použití vakua. [43], [45] Avšak SRF se považuje za více vědecký přístup než CST test kvůli jeho hydrodynamické charakteristice. [46] Sawalha a Scholz [43] publikovali empirický model získání SRF z CST díky empirické relativitě SRF a CST.

$$CST = c_1 \cdot SRF \cdot \mu \cdot W + c_2 \cdot \mu \quad (1)$$

kde c_1 a c_2 jsou empirické koeficienty související s CST; μ je viskozita (Pa·s) filtrátu; W je sušina na jednotku objemu filtrátu.

Princip stanovení CST spočívá v nahrazení tlakového spádu, potřebného k filtraci překážkou, sací silou vhodného filtračního papíru, kterým je filtrát sorbován. Rychlost sorpce závisí hlavně na vlastnostech filtračního papíru (jeho sací síle) a na filtrovatelnosti kalu. [18]

Vlastní technické uspořádání měření je poměrně jednoduché. Vzorek kalu se pipetuje do nádoby tvaru dutého válce, jehož dno tvoří filtrační papír. Vlivem kapilárního sání je filtrát ze vzorku odsáván, na papíru uvnitř nádoby se tvoří koláč a vně nádoby postupuje kruhové filtrační čelo. Měří se čas, za který postoupí čelo kapaliny na filtračním papíru o určitou vzdálenost. [16]



Obr. 9.1 Schéma CST přístroje [37]

CST se může měřit na příklad na komerčním přístroji firmy Triton Electronics (viz obr. 5.2). Přístroj se skládá ze tří základních dílů – měřící cely, spínacího zařízení a elektronického stopek. [16]

Měřící cely je zhotovena z tlustostěnného polymethylmethakrylátu. Má dva díly, mezi něž se vkládá filtrační papír. V horním dílu je kruhová zásobní nádobka na vzorek kalu a stabilně upevněné měřící kontakty. Spodní díl slouží jako základna a nosič filtračního papíru. Z měřící cely jsou vyvedeny kontakty. Spínací zařízení tvoří dva stabilní klopné obvody, jeden obvod je zapojen jako spínací, druhý jako rozpínací v obvodu elektrického stopek. [16]



Obr. 9.2 CST přístroj

9.3.1 Postup měření

Do zásobní nádobky se pipetuje 2 až 5 ml vzorku zkoumané suspenze. Vlivem kapilárního sání je filtrát ze vzorku odsáván, což se projevuje postupujícím kruhovým filtračním čelem. Ve vzdálenosti nutné k dosažení rovnovážné rychlosti postupu se čelo kapaliny dotkne spínacích kontaktů 1A a 1B a vodivě je spoj (viz obr. 6.1). Tato změna elektrického stavu se přenesou do elektronického zařízení, které zapne stopky. Čelo kapaliny postupuje dále po filtračním papíru, a jakmile dosáhne třetího kontaktu 2 (který je umístěn v radiální vzdálenosti od kontaktů 1A a 1B, $l = 10 \text{ mm}$) a vodivě jej

spojí s kontakty 1, stopky se zastaví. Vynulováním přístroje a výměnou filtračního papíru je přístroj připraven k dalšímu měření. Takto změřený čas se udává jako čas kapilárního sání čili CST pro danou suspenzi. [37]

9.3.2 Faktory ovlivňující stanovení

Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících stanovení CST je kvalita použitého filtračního papíru. Aby se dosáhlo dobré reprodukovatelnosti měření, musí mít použitý papír dostatečnou sací sílu a musí být homogenní. To znamená, že jeho struktura a tloušťka musí být rovnoměrná, aby filtrační čelo bylo ostré a kruhového tvaru. Tyto požadavky nejlépe splňuje chronografický papír Whatman 17 (s ním také pracuje i přístroj firmy Triton Electronics). [18]

Dalším faktorem je množství a druh pipetovaného vzorku. Pro suspenze, které se snadno odvodňují, se všeobecně používá zásobní nádobka o průměru 10 mm a množství vzorku 2 až 5 ml. Pro špatně odvodnitelné suspenze se volí nádobka o průměru 16 mm a objem vzorku 5 až 10 ml. Dostatečné množství vzorku je důležité se zřetelem k celkovému objemu pórů filtračního papíru. Přitom tlak způsobený výškou sloupce suspenze v zásobní nádobce je zanedbatelný proti tlaku kapilárního sání. [16]

Pro vyloučení možných chyb stanovení, zejména chyb způsobených horší kvalitou použitého filtračního papíru, se doporučuje provádět paralelně 2 až 3 měření se stejným vzorkem. [16]

9.3.3 Vyhodnocení výsledků

Jelikož jde o usanční metodu, musí se dodržovat již uvedené podmínky stanovení. Výsledky měření se vyjadřují jako čas kapilárního sání (CST) v sekundách (s). To je vhodné pro srovnání suspenzí se stejnou koncentrací sušiny. Při sledování suspenzí o různé koncentraci sušiny je výhodnější vyjadřovat specifickou hodnotu CST_s , což je hodnota CST vztažená na hmotnostní jednotku koncentrace sušiny a vyjadřuje se v $kg^{-1} \cdot s \cdot m^3$. [18] Výsledky se zpracují do grafické podoby.

9.4 STANOVENÍ SUŠINY

Sušina byla stanovena v surovém kalu (před odvodněním) a také z koláče, který byl zachycen po filtračním testu. Ve všech vzorcích byla stanovena sušina v laboratorní sušárně.



Obr. 9.3 Laboratorní sušárna

9.4.1 Postup měření

Do předem vyžháného a zváženého porcelánového kelímku (m_1) se odměří potřebné množství homogenizovaného vzorku. Kelímek společně s kalem se zváží (m_2), vysuší se do konstantní hmotnosti při teplotě $105\text{ }^\circ\text{C}$ a po ochlazení v exsikátoru se znovu zváží (m_3). Hmotnosti se obvykle uvádí v gramech (g).

$$V_L = \frac{m_3 - m_1}{m_2 - m_1} * 100 [\%] \quad (2)$$

9.5 FILTRAČNÍ TEST

Filtrovatelnost kalů se vyjadřuje objemem filtrátu z 250 ml zkoušeného kalu, který proteče filtračním sítkem za 120 sekund při standardizovaných podmínkách. [47]

9.5.1 Postup měření

Odměřené množství kalu a flokulantu se prolévá v kádinkách, dokud se tvoří stabilní vločky. Po stanovení CST se zbylé množství použije k filtračnímu testu. Do skleněné nálevky s vrcholovým úhlem 60° se vloží filtrační sítko o rozměrech ok 0,1 mm. Rozmíchaný vzorek kalu se přelije přes filtrační sítko. Po 5, 10, 20, 30, 40, ..., 60 a 120 sekundách se odečte objem filtrátu v odměrném válci a zapíše hodnota. Po 120 sekundách se pod tlakem stlačí kal zachycený na filtračním sítku. Po stlačení se odečte a zapíše výsledný objem filtrátu v odměrném válci.



Obr. 9.4 Filtrační test [37]

Vyhodnocení filtračních testů se provede pomocí srovnání v grafech. Z grafu se vizuálně odečte, která dávka byla nejvhodnější.

9.6 ZÁKAL

Zákal lze definovat jako snížení průhlednosti (transparence) vody nerozpuštěnými látkami. Zákal vody je způsoben anorganickými nebo organickými látkami (zpravidla koloidně dispergovanými), které mohou být buď přirozeného, nebo antropogenního původu. Jde např. o jílové minerály, hydratované oxidy kovů (především železa a manganu), bakterie, plankton (řasy a sinice), detrit (jemně dispergované zbytky těl rostlin a živočišných organismů) aj. [48]

9.6.1 Postup měření

Kyveta se vypláchne a následně naplní vzorkem vody. Kyveta se musí důkladně osušit a otřít, aby na ní nebyly otisky prstů a kapky vody. Zákal dokonale homogenizovaného vzorku se měří v 5 cm kyvetě při vlnové délce 560 nm v jednotkách ZF.



Obr. 9.5 Měření zákalu na spektrofotometru

9.7 STANOVENÍ P_C

9.7.1 Spektrofotometrické stanovení

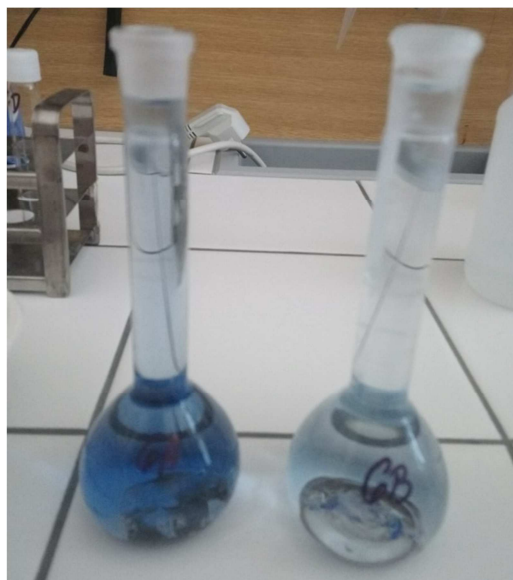
Nejběžnější metoda stanovení fosforu spočívá ve vzniku barevného produktu zvaného molybdenová modř. Kyselý mineralizátor vzorku obsahující kyselinu fosforečnou jako jedinou sloučeninu fosforu, se uvede do reakce s přebytkem molybdenanových iontů. Přitom vzniká kyselina molybdátofosforečná $H_3[P(Mo_3O_{10})_4]$ a její redukcí pak molybdenová modř, tj. směs heteropolykyselin pětimocného a šestimocného molybdenu. Absorbanci, která je úměrná koncentraci fosforu, lze měřit v širokém rozmezí vlnových délek 650–840 nm. [49]

9.7.2 Postup měření

V mineralizační zkumavce se k 5,00 ml vzorku přidá 130 mg Oxisolvu, zkumavka se uzavře šroubovým uzávěrem a směs se důkladně promíchá. Pak se vloží do mineralizačního boxu a zahřívá se 30 minut při teplotě 148 °C. Po dokonalém vychladnutí (chladnutí se nesmí urychlovat např. ve studené vodě) na teplotu laboratoře (15–30 °C) se obsah zkumavky převede do 50 ml odměrné baňky. Odměrná baňka se doplní po rysku destilovanou vodou. V 50 ml odměrné baňce se k 50 ml vzorku s obsahem P–PO₄ do 40 µg (neboli 2,0 mg.l⁻¹) přidá 1,0 ml roztoku kyseliny askorbové a 4,0 ml směsného činidla. Roztok se promíchá. Intenzita zbarvení se měří po 10 min od přídatku činidla v 1cm kyvetě při vlnové délce 690 nm proti destilované vodě nebo proti slepému vzorku. Hmotnostní koncentrace fosforu ve vzorku, vyjádřená jako P v mg/l se určí z kalibrační závislosti s přihlédnutím k případnému ředění vzorku před vlastním stanovením.

9.7.1 Rušivé vlivy

Stanovení není rušeno křemičitany do 20 mg SiO₂ a Fe³⁺ nebo Fe²⁺ do 10 mg Fe v proměřovaném objemu (100 ml). Stanovení ruší vysoký obsah Cl⁻, NO₂⁻, CrO₄²⁻, obecně silných oxidačních činidel a tanin.



Obr. 9.6 Vznik molybdenové modře

9.8 STANOVENÍ CHSK

CHSK (chemická spotřeba kyslíku) je definována jako množství kyslíku, které se za přesně vymezených uzančných podmínek spotřebuje na oxidaci organických látek ve vodě silným oxidačním činidlem. Udává se jako hmotnost kyslíku, která je ekvivalentní spotřebě oxidačního činidla, na 1 litr vody, obvykle v mg/l. [50]

Metoda je založena na oxidaci organických látek obsažených ve vzorku vody dichromanem draselným v silně kyselém prostředí kyseliny sírové při hodinovém varu. Oxidace organických látek je katalyzována stříbrnými ionty a probíhá v nadbytku dichromanu. Pro maskování chloridů, které by byly za podmínek stanovení oxidovány na Cl_2 a způsobovaly by při stanovení CHSK_{Cr} pozitivní chybu, se přidává síran rtuťnatý. Koncentrace chromitého iontu (vzniklého redukcí z dichromanu draselného, která je úměrná obsahu organických látek ve vzorku vody) se stanoví metodou absorpční spektrofotometrie. [50]

9.8.1 Postup měření

Do zkumavky se šroubovým uzávěrem se odpipetuje 2 ml vzorku vody, odměří se cca 50 mg HgSO_4 , 1 ml roztoku dichromanu draselného a 3 ml roztoku síranu stříbrného v koncentrované kyselině sírové, směs se důkladně promíchá. Zkumavka se uzavře šroubovým uzávěrem a pak se vloží do mineralizačního boxu. Mineralizace probíhá jednu hodinu při teplotě 148 °C. Po skončení mineralizace se vzorek nechá na vzduchu zchladnout na laboratorní teplotu. Absorbance se měří přímo ve zkumavce, která se před měřením vyleští (tj. odstraní se možné nečistoty na zkumavce zkreslující výsledek), při vlnové délce 445 nm proti redestilované vodě, a to na spektrofotometru.

9.8.2 Rušivé vlivy

Některé látky obsažené ve vzorku mohou mít negativní vlivy na výslednou hodnotu. Proto je nutno věnovat zvýšenou pozornost těmto látkám:

- Chloridy jsou maskovány síranem rtuťnatým.
- Anorganické redukující látky (dusitany, siřičitany, sulfidy, sulfan, Fe^{2+} atd.) – pokud je známa koncentrace, je možné je od výsledku odečíst, jinak jsou zahrnuty do CHSK.
- Některé velmi těkavé organické látky mohou vytékat před oxidací.
- Může vznikat zákal, ten je možné odstranit sedimentací nebo odstředěním.

10 VYHODNOCENÍ

Každý kal má jiné složení, které je specifické pro danou odkanalizovanou oblast. Ve velkých městech se ke splaškovým odpadním vodám přidávají, v různé kvalitě a kvantitě, vody z průmyslu, které mění charakter a vlastnosti kalu.

Vyhodnocení naměřených hodnot bylo provedeno v grafické i tabelární podobě. Pro přesné srovnání všech kalů z čistíren odpadních vod bylo nutné přepočítat CST na CST_s a také optimální dávku vztáhnout k sušině příslušného kalu.

10.1 STANOVENÍ OPTIMÁLNÍ DÁVKY

Na začátku každého měření bylo nutné připravit polymery z prášku (viz kapitola 9.1). Poté se přistoupilo k stanovení optimální dávky. Postupně se dávkovaly různé dávky polymeru, pozoroval a zaznamenával se proces číření. Optimální dávka byla stanovena, pokud se vytvořily velké a stabilní vločky s nejlepším časem CST.

Předávkování organických polymerních flokulantů zhoršuje účinnost odvodnění. [51], [52], [53], [54] Křivka CST, která odpovídá odvodnitelnosti kalu s přidávkou polymeru, se zvyšující se dávkou flokulantu zpočátku klesá a poté stoupá. Z toho se dá odvodit optimální dávka. [54] Kromě toho, opětovné vyrovnaní systému způsobené nadbytečným pozitivním nábojem a předávkováním polymerním flokulantem zvýší viskozitu kalové vody a vede ke snížení množství filtrátu a zhoršení odvodnitelnosti [54], [55] Dong a kol. [56] zjistili, že při předávkování polymerním flokulantem (40 mg/g suš.) se vlivem vysoké viskozity zvýší specifický filtrační odpor (SRF) a dojde k poškození filtračního papíru.

Při stanovení se projeví rozdílné vlastnosti kalů. Ačkoliv aerobní i anaerobní kaly byly testovány zvlášť, bylo pozorováno rozdílné chování při číření i mezi kaly, které měly proces stabilizace shodný.

Tab. 5 Optimální dávky flokulantu pro aerobně stabilizované kaly

Objem dávky v ml na 1 litr kalu	Kal, flokulant		
	ČOV 1 C-496 HMW	ČOV 2 C-494 HMW	ČOV 3 C-498 HMW
Optimální dávka flokulantu	15,2	70	90

Tab. 6 Optimální dávky flokulantu pro anaerobně stabilizované kaly

Objem dávky v ml na 1 litr kalu	Kal, flokulant		
	ČOV 4 C-496 HMW	ČOV 5 C-498 HMW	ČOV 6 C-498 HMW
Optimální dávka flokulantu	88	68	120

Aerobní kaly (tab. 5) mají velký rozptyl optimální dávky flokulantu. ČOV 1 měla dávku pouhých 15,2 ml na 1 litr kalu, zatímco u ČOV 3 byla stanovena dávka 90 ml/l kalu. ČOV 2 a ČOV 3 se velikostí dávky mohou srovnat s anaerobními kaly. Tyto velké

rozdíly připisujeme samozřejmě různým vlastnostem každého kalu, ale také se dá říci, že větší dávky byly stanoveny u větších čistíren.

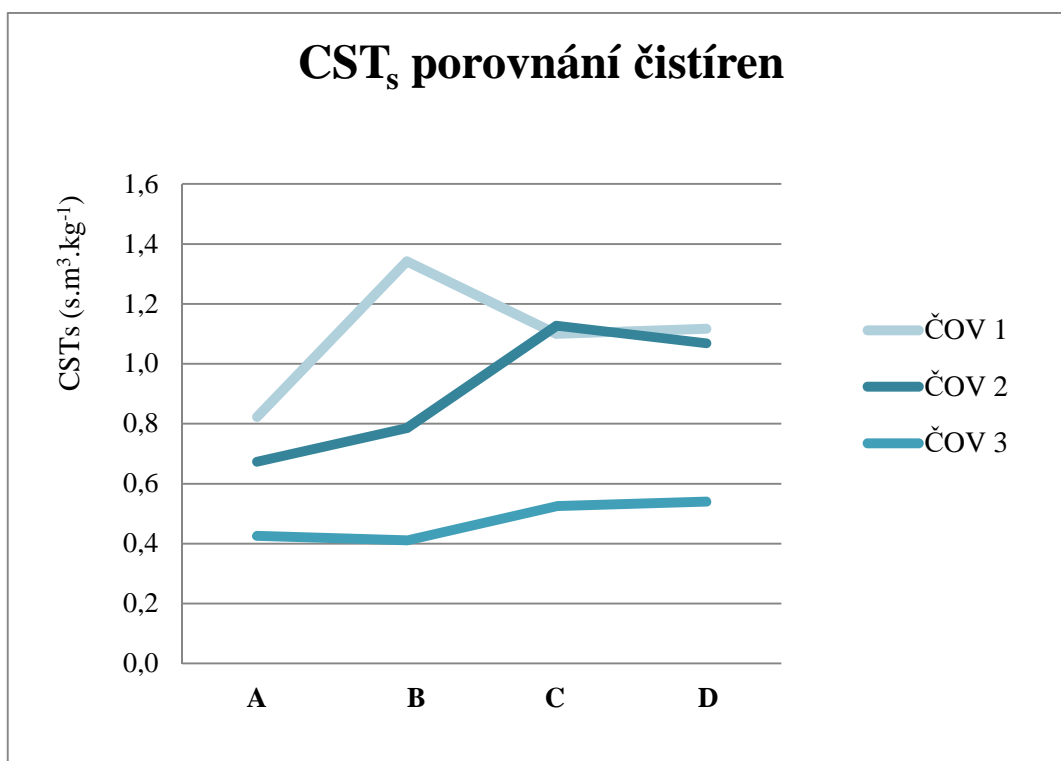
Z mnou vypracované bakalářské práce na téma optimální dávkování koagulantu a flokulantu vyplynulo, že nejefektivnější dávka je 1 ml PIX 113. Konstantní dávka PIX 113 byla proto zvolena 1 ml na 1 litr kalu. Pouze v případě ČOV 7 se dávka liší a je 1,4 ml na 1 litr kalu, z důvodů, které jsou uvedeny v předchozí kapitole 9.

10.2 CST

10.2.1 Aerobně stabilizované kaly

Přídavek PIX 113 měl na CST u aerobních kalů zhoršující vliv. U ČOV 1 bylo dosaženo nejlepšího času u vzorku A, naopak nejhorší u vzorku B. U ČOV 2 byl postupný zhoršující se průběh, až na poslední vzorek D, který se nepatrně zlepšil v porovnání s vzorkem C. Vzorek B u ČOV 3 dosáhl lepšího výsledku než A, ale všechny další vzorky C a D měly horší CST.

Pro porovnání kalů mezi sebou je nutné přepočítat hodnoty na CST_s (viz kapitola 9.3.3). Na obr. 10.1 jsou graficky zobrazeny průběhy CST_s každého kalu. Výsledky se nedají zevšeobecnit, průběhy jsou rozdílné.



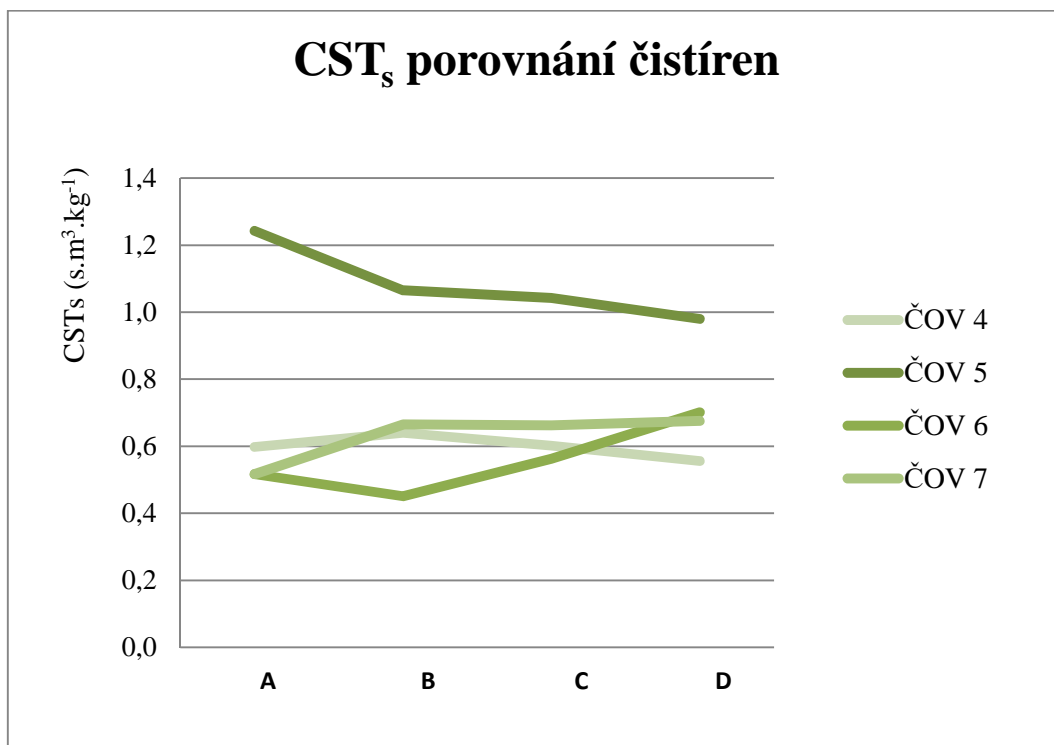
Obr. 10.1 Porovnání výsledků CST_s aerobně stabilizovaných kalů

10.2.2 Anaerobně stabilizované kaly

Výsledky jednotlivých anaerobních kalů pro CST se lišily. U ČOV 4 byl nejlepší vzorek A, po přídavku PIX 113 se skokově zhoršilo CST a to u vzorku B i C. Vzorek D měl nepatrně lepší čas CST než vzorky B a C.

Časy CST u ČOV 5 se s postupným úbytkem flokulantu a přidavkem PIX 113 zlepšovaly. Kal s ČOV 6 měl také klesající tendenci, ale od vzorku C se časy zhoršovaly. CST u vzorků s ČOV 7 se postupně zhoršovalo.

Stejně jako u aerobních kalů je porovnání všech kalů z anaerobních čistíren mezi sebou nejednoznačné. Všechny vzorky kalů mají rozdílný průběh a nedají se zevšeobecnit nebo dospět k jednoznačnému zhodnocení.



Obr. 10.2 Porovnání výsledků CST_s aerobně stabilizovaných kalů

10.3 FILTRAČNÍ TEST

U aerobních kalů byly filtrační testy jednoznačné. Nejlepší vzorky byly vždy A u každé ČOV (viz příloha 1). Vzorky z anaerobních kalů, tak jednoznačné výsledky neměli. Nejlepší výsledky pro ČOV 4 byly zaznamenány u vzorků B a C, nejhorší A a D. Rozdíly byly minimální u ČOV 5, nedá se přesně říci, který vzorek byl nejlepší. U ČOV 6 a 7 byl nejlepší filtrační test zaznamenán u vzorku B a nejhorší u vzorku D. Podrobné průběhy filtračních testů viz příloha 2.



Obr. 10.3 Odvodněný kal po filtračním testu

10.4 ZÁKAL

10.4.1 Aerobně stabilizované kaly

Byl předpokládán zhoršující se postupný zákal z důvodu snižování dávky flokulantu. U aerobních kalů se tento předpoklad potvrdil u dvou čistíren a to ČOV 2, ČOV 3, viz tab. 7. U ČOV 1 byl nejlepší vzorek B, tedy vzorek s optimální dávkou flokulantu a přídavkem PIX 113. V následujícím vzorku C se zákal prudce zhoršil a u vzorku D mírně klesl.

Tab. 7 Vyhodnocení zákalu filtrátů z aerobně stabilizovaných kalů

Objem dávky v ml na 1 litr kalu		Kal, flokulant		
		ČOV 1 C-496 HMW	ČOV 2 C-494 HMW	ČOV 3 C-498 HMW
Zákal	nejlepší vzorek	B	A	A
	nejhorší vzorek	C	D	D

ČOV 2 a ČOV 3 měly podobný průběh zákalu. Přídavek PIX 113 k optimální dávce mírně zhoršil zákal, ale až následné snížení dávky flokulantu přineslo zvýšení hodnot nad 100. Na obr. 10.4 je vidět postupný zhoršující se zákal.



Obr. 10.4 Zákal filtrátu z aerobně stabilizovaných kalů

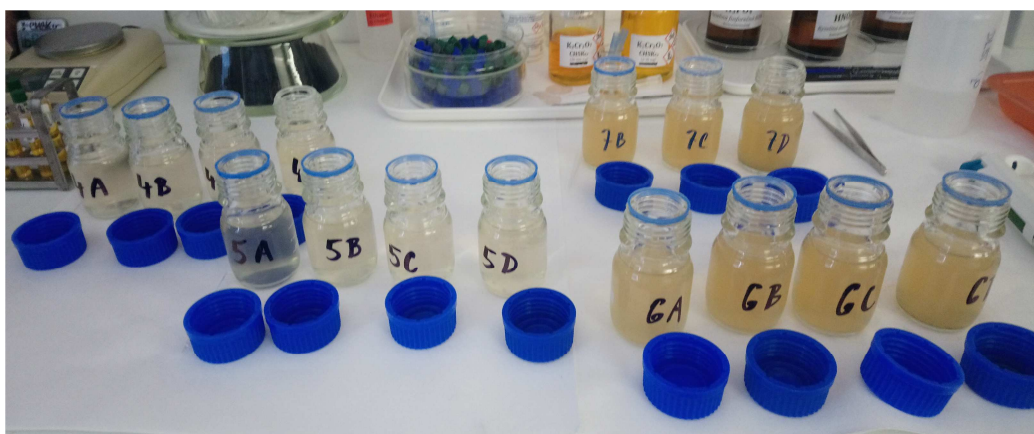
10.4.2 Anaerobně stabilizované kaly

U anaerobních kalů jsou výsledky zákalu nejednoznačné, viz tab. 8. U ČOV 6 a ČOV 7 se dá říci, že se výsledky postupně plynule zhoršovaly. Podobný průběh byl očekáván, jelikož se jedná o stejný kal. Prokázalo se zhoršení zákalu z důvodu vyšší dávky PIX 113, ve filtrátu zůstalo více zbytkového železa. ČOV 5 má naopak opačný průběh. Nejhorší výsledek zákalu byl u vzorku A, nejlepší u vzorku D. Hodnoty zákalu neměly velký rozptyl, od 16,1 po 12,7 ZF. ČOV 3 má nejlepší vzorek A, pak zákal vzrostl u vzorků B a C, v posledním měření zákal opět klesl. Nutno ale říci, že zákal se pohyboval v rozptylu od 11,3 do 12,3 ZF.

Tab. 8 Vyhodnocení zákalu filtrátů z anaerobně stabilizovaných kalů

Objem dávky v ml na 1 litr kalu		Kal, flokulant			
		ČOV 4 C-496 HMW	ČOV 5 C-498 HMW	ČOV 6 C-498 HMW	ČOV 7 C-498 HMW
Zákal	nejlepší vzorek	A	D	A	A
	nejhorší vzorek	C	A	D	D

Nejhorší hodnoty dosahovaly ČOV 6 a 7 v porovnání s ČOV 4 a 5, tento rozdíl byl pozorován již před měřením zákalu, obr. 10.5.



Obr. 10.5 Zákal filtrátů z anaerobně stabilizovaných kalů

Anaerobní kaly neměly takový velký rozptyl a skokový průběh zákalu na rozdíl od aerobních kalů. Některé vzorky aerobních kalů překročily hodnoty absorbance na hodnotu >100 což se v případě anaerobních nestalo ani u jednoho testovaného vzorku. Podrobné výsledky v grafické podobě viz přílohy.

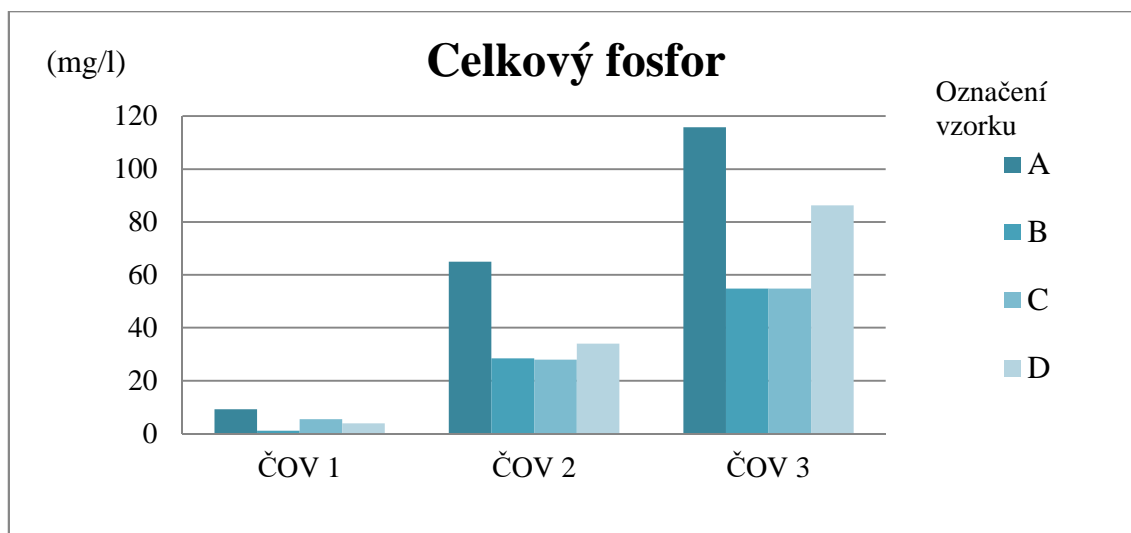
Z dostupné literatury je patrné, že předávkování a poddávkování vede k tzv. „restabilizačnímu účinku“.

Důsledek je, že se zákal, tvořený organickými látkami, např. bílkovinami a polysacharidy s relativně vysokou molekulovou hmotností, zvyšuje a to vede ke změnám vlastností rozpuštěných mimobuněčných polymerních sloučenin (které zahrnují látky podobné bílkovinám, uhlovodíky, tuky, DNA, huminové látky a další). [57], [58]

10.5 CELKOVÝ FOSFOR

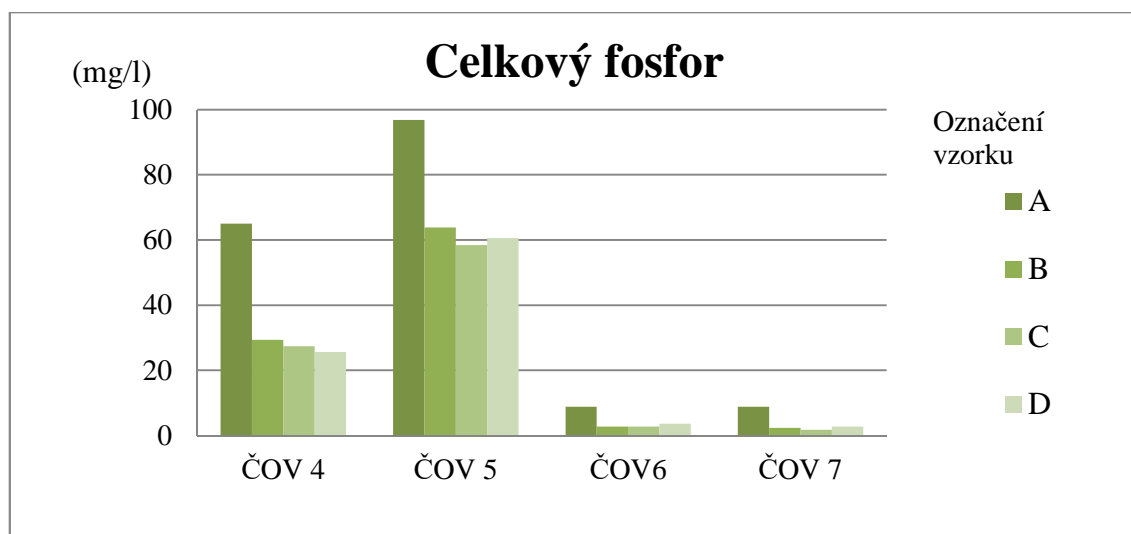
U všech předchozích testů se výsledky přidavkem PIX 113 a úbytkem flokulantu zhoršovaly nebo byly nejednoznačné. Pro celkový fosfor měl ale přidavek PIX 113 pozitivní vliv. U všech vzorků, v porovnání s vzorkem A, se koncentrace celkového fosforu ve filtrátu snížila, čili více fosforu bylo zachyceno v kalovém koláči po odvodnění.

Množství fosforu v aerobních kalcích kleslo, jak ve vzorcích B tak i C. U vzorků D se koncentrace fosforu u ČOV 2 a ČOV 3 zvýšila oproti B a C, ale nedosáhla koncentrace vzorků A.



Obr. 10.6 Vyhodnocení celkového fosforu – aerobně stabilizované kaly

Anaerobní kaly měly stejný klesající průběh pro celkový fosfor jako aerobní. U ČOV 5 a ČOV 6 se hodnota fosforu zvýšila, ale ne významně. V případě kalu z čistíren odpadních vod 4 a 5 je vidět velký úbytek fosforu ve filtrátu oproti vzorku, kde byl nadávkován jen flokulant.



Obr. 10.7 Vyhodnocení celkového fosforu – anaerobně stabilizované kaly



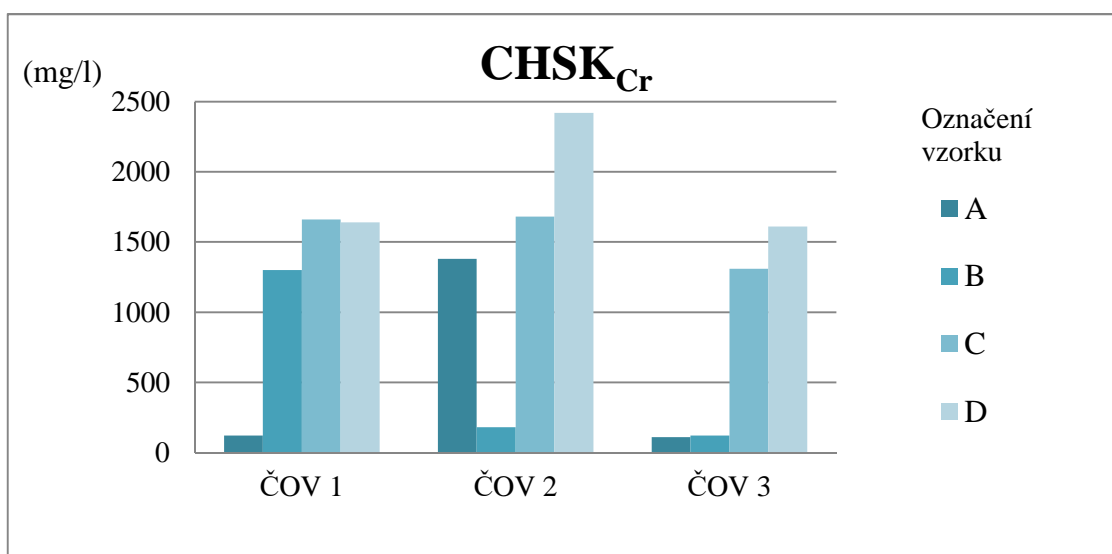
Obr. 10.8 Vznik molybdenové modře – anaerobně stabilizované kalý

10.6 CHSK

Pro aerobní kalý měl pŕídavek PIX 113 a úbytek flokulantu zhoršující efekt. V některých případech vzrostlo $CHSK_{Cr}$ desetinasobně. U ČOV 1 měl první vzorek A hodnotu 120 mg/l, pŕídavkem PIX 113 nastal skokový nárůst na hodnotu až 1300 mg/l. U dalšího vzorku C se hodnota zvýšila na 1660 mg/l, poslední vzorek klesl na hodnotu 1640 mg/l.

Vzorky s ČOV 2 měly odlišný průběh než ČOV 1. Pro vzorek A byla stanovena hodnota $CHSK_{Cr}$ 1380 mg/l, pŕídavek PIX 113 měl u tohoto kalu pozitivní vliv. Hodnota klesla na 180 mg/l. Úbytek flokulantu, ale způsobil zhoršení a to u vzorku C na 1680 mg/l a u vzorku D na 2420 mg/l.

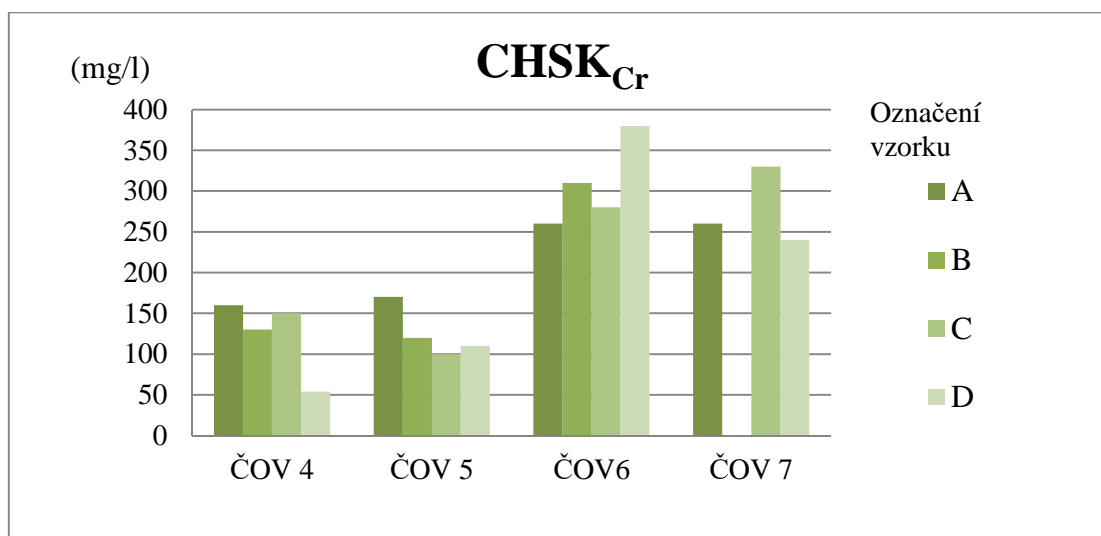
Dle obr. 10.9 u ČOV 3 je $CHSK_{Cr}$ podobná u prvních dvou vzorků (A, resp. B) 110, resp. 120 mg/l. Další vzorky mají skokový nárůst $CHSK_{Cr}$ na hodnoty 1310, resp. 1610 mg/l (C, resp. D).



Obr. 10.9 Vyhodnocení $CHSK_{Cr}$ – aerobně stabilizované kalý

Na obr. 10.10 je vidět průběh $CHSK_{Cr}$ pro anaerobní kaly. Na první dvě čistírny měl přírůstek PIX 113 a i úbytek flokulantu pozitivní vliv a hodnoty se snižovaly. U ČOV 4 z hodnoty 160 mg/l na hodnotu 54 mg/l. U vzorku C nastal mírný nárůst na 150 mg/l. U ČOV 5 bylo počáteční $CHSK_{Cr}$ ve vzorku A 170 mg/l. V dalších vzorcích následovalo snížení a u posledního (D) nárůst na 110 mg/l.

Kal z poslední čistírny odpadních vod měl průběh $CHSK_{Cr}$ při dávce PIX 113 1 ml/l kalu jiný než při dávce 1,4 ml/l kalu. Při první dávce – ČOV 6 (1 ml/l) nejdříve hodnota $CHSK_{Cr}$ mírně stoupla z 260 mg/l (A) na 310 mg/l (B) a poté klesla na 280 mg/l. V posledním vzorku se $CHSK_{Cr}$ zvýšila až na 380 mg/l (D). U dávky 1,4 ml/l (ČOV 7) došlo u vzorku B k chybě měření, nebylo možné vypočítat $CHSK_{Cr}$. Stejně jako u předchozího pokusu s dávkou 1 ml/l, došlo ke zvýšení $CHSK_{Cr}$, a to na 330 mg/l (C), avšak překvapivě poté u posledního vzorku D ke snížení na 240 mg/l. Tato hodnota byla mírně nižší než u vzorku A (260 mg/l).

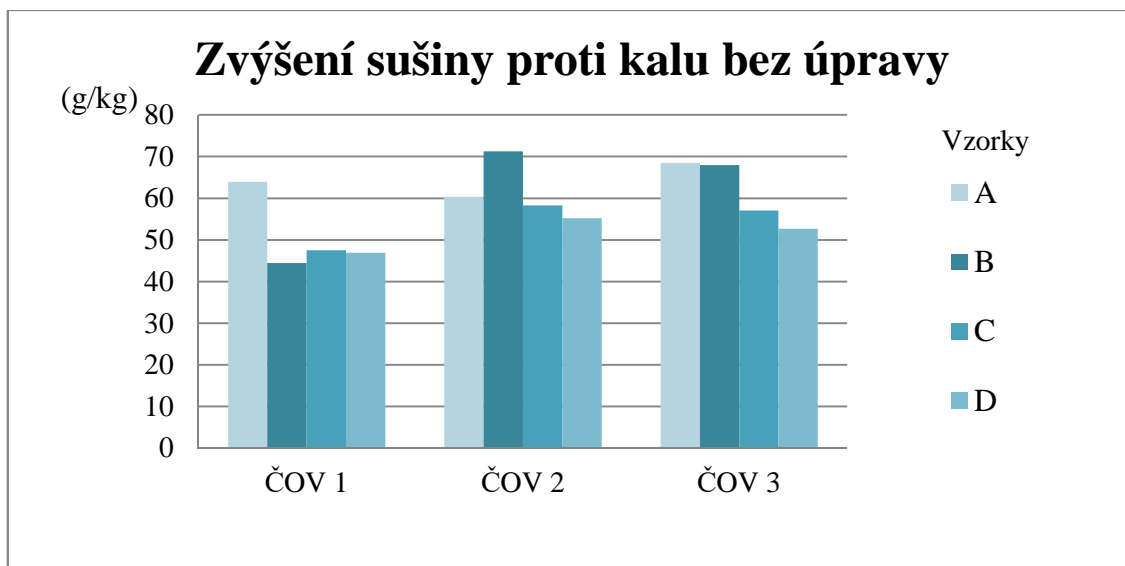


Obr. 10.10 Vyhodnocení $CHSK_{Cr}$ – anaerobně stabilizované kaly

$CHSK_{Cr}$ anaerobních kalů mělo menší hodnoty než $CHSK_{Cr}$ aerobních. U aerobních kalů se pohybuje v řádech tisíců, naopak u anaerobních nebyla dosažena ani hodnota 400 mg/l.

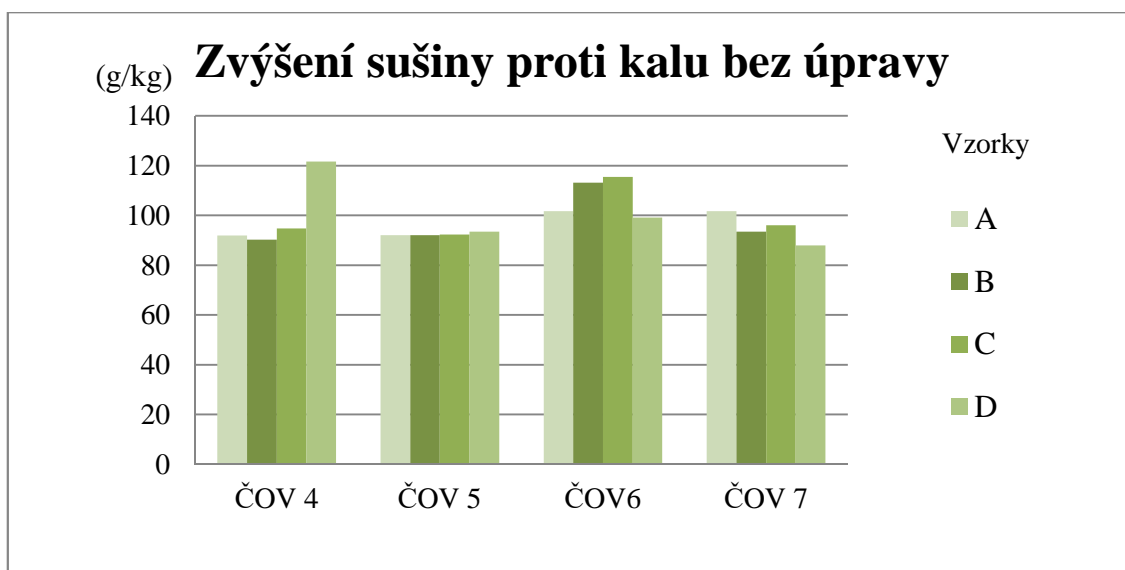
10.7 SUŠINA KALU

Sušina se u všech vzorků oproti neupravenému kalu zvýšila jak je vidět na obr. 10.11 a 10.12. Po přidavku PIX 113 sušina kalu u ČOV 1 a ČOV 3 klesla. ČOV 2 měla největší sušinu naopak u vzorku B, kdy byl dávkován flokulant i PIX 113, ale poté došlo stejně jako u ČOV 1 a 3 k poklesu sušiny. Dá se říct, že u aerobně stabilizovaných kalů dochází při přidavku flokulantu k výraznému zlepšení sušiny ve vzorcích a přidavek PIX 113 sice zhorší tuto hodnotu, ale ne nijak markantně.



Obr. 10.11 Sušina aerobně stabilizovaných kalů

Jak již bylo uvedeno výše, stejně jako u aerobně stabilizovaných kalů, došlo ke zvýšení sušiny oproti neupravenému kalu (bez přídavku flokulantu a PIX 113). U ČOV 4 dokonce docházelo k postupnému nárůstu, kdy nejlepší sušiny dosáhl kal ve vzorku D (viz obr. 10.12). ČOV 5 se hodnota sušiny po přídavku PIX 113 prakticky nezměnila. U vzorků označených jako ČOV 6 došlo nejdříve ke zvýšení a poté k poklesu sušiny. Vzorky ČOV 7 vykazovaly mírný pokles proti A (vzorek pouze s flokulantem). Vzhledem k tomu, že vzorky ČOV 6 a 7 jsou složením kalu totožné (stejná čistírna, jiný poměr flokulantu ke koagulantu), je jasné, že je průběh velice podobný.

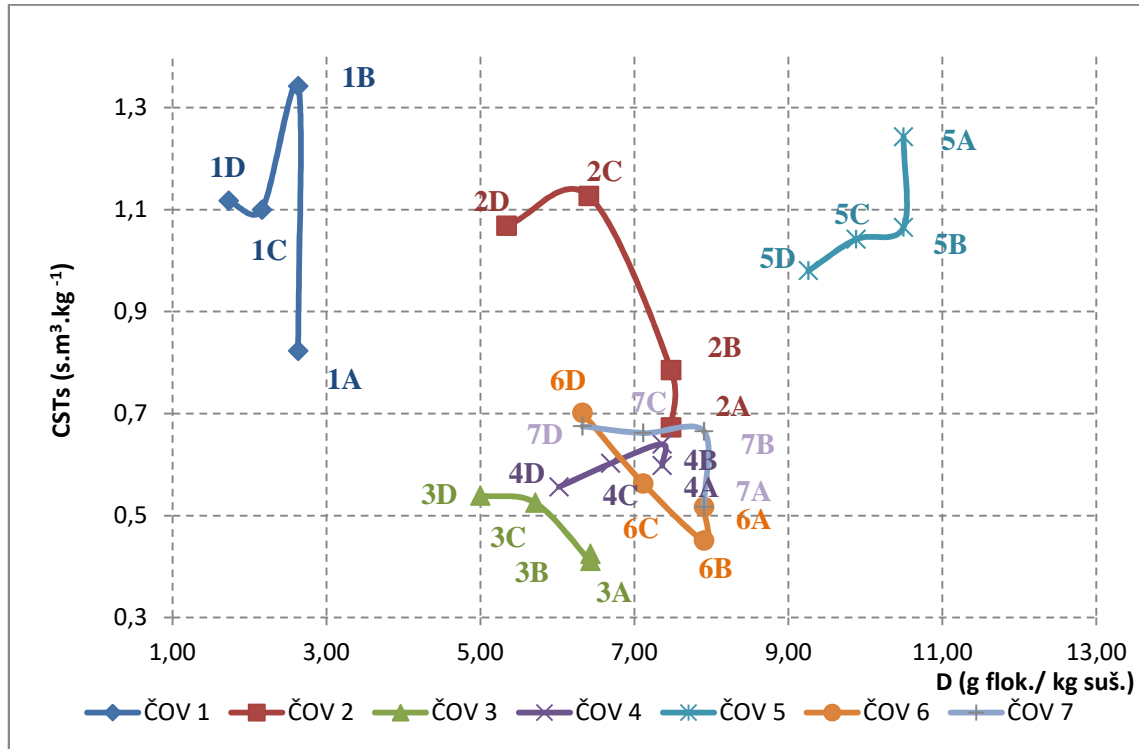


Obr. 10.12 Sušina anaerobně stabilizovaných kalů

10.8 SHRUTÍ VÝSLEDKŮ

Porovnáním jednotlivých ukazatelů v grafech poukázalo na závislosti zkoumaných parametrů mezi sebou.

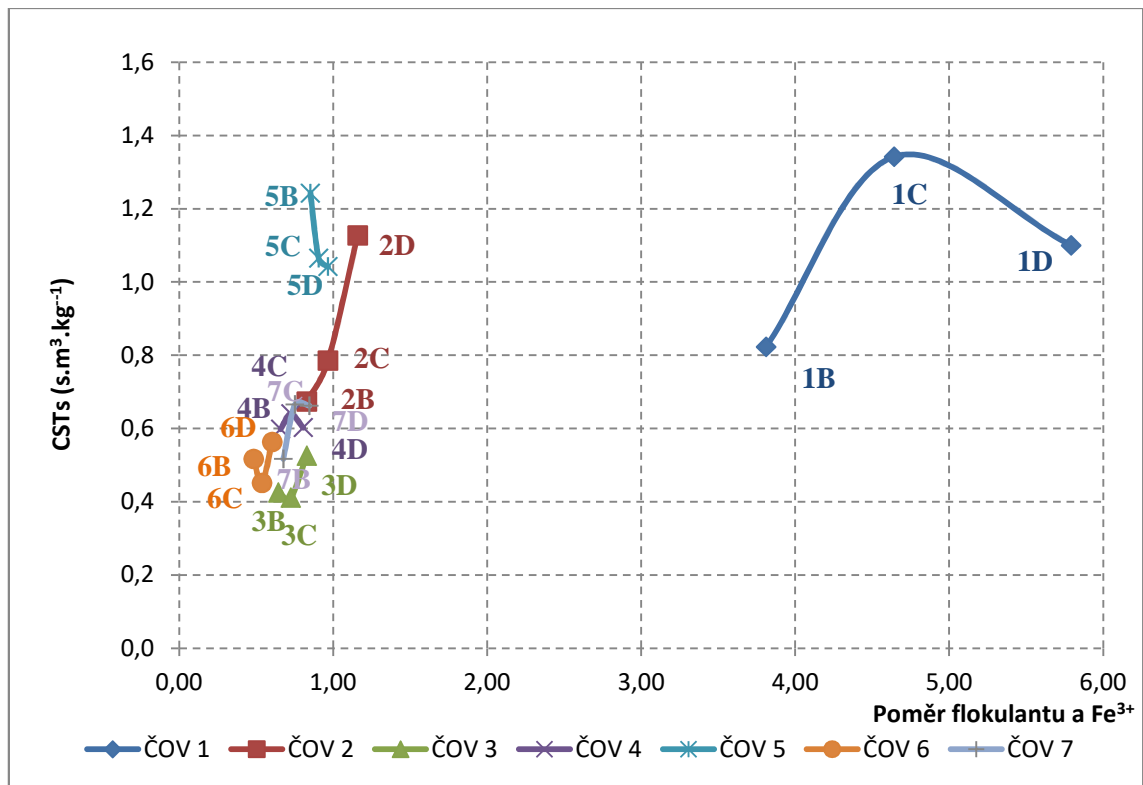
Na obr. 10.13 je vidět závislost dávky (g flok./kg suš.) a CST_s ($s.m^3.kg^{-1}$). Pro všechny námi zkoumané kaly aerobně stabilizované platí, že se zmenšující se dávkou flokulantu dojde k prudkému nárůstu a následnému mírnému poklesu CST_s . Pro anaerobně stabilizované kaly z grafu plyne mírný nárůst a postupný pokles hodnot. Velkou odlišnost v průběhu má ČOV 6, to může být způsobeno i dávkováním PIX 113, které v grafu není bráno do úvahy.



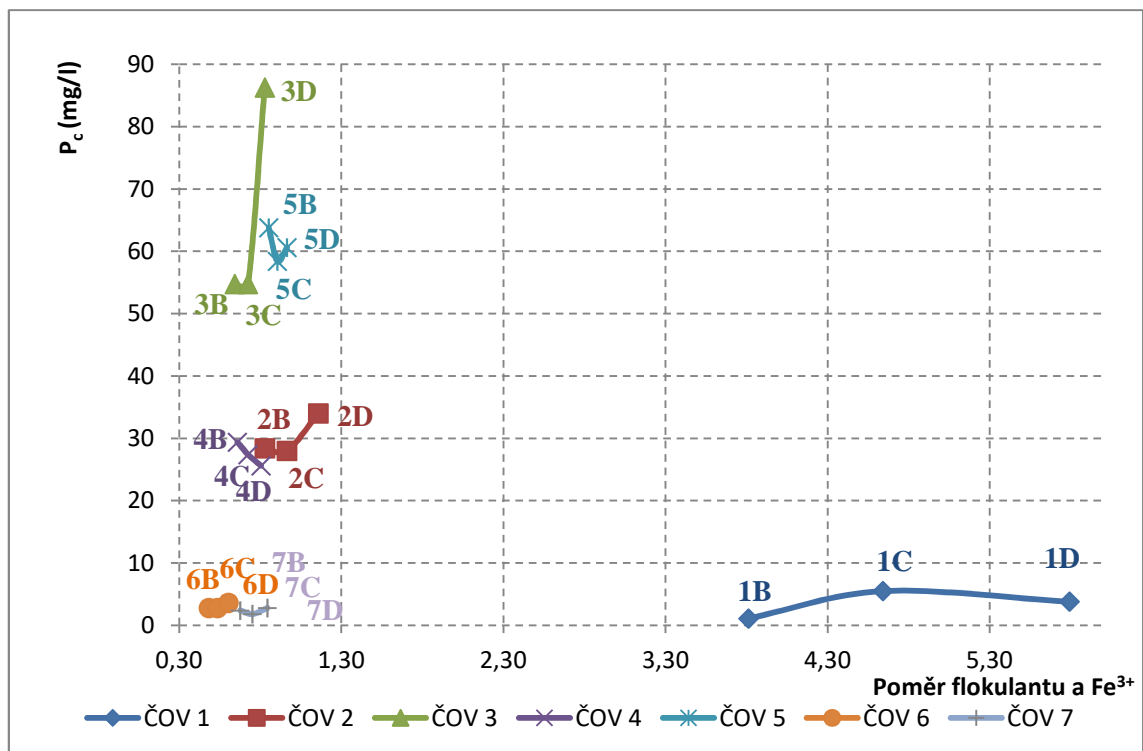
Obr. 10.13 Graf závislosti dávky a CST_s

Obr. 10.14 zobrazuje průběh závislosti mezi poměrem flokulant/ Fe^{3+} a CST_s . Všechny čistírny mají podobný parabolický průběh kromě ČOV 1. Má opačný průběh a i CST_s má vyšší hodnoty než u většiny ostatních čistíren. Je vidět, že záleží na poměru flokulant/koagulant.

Také závislost fosforu a poměru flokulant/ Fe^{3+} má parabolický průběh, viz obr. 10.15. V tomto grafu se jako jediný opět odlišuje kal s ČOV 1. Poměr Fe^{3+} /flokulant je vhodné brát do hodnoty maximálně 1, jako v našem případě u většiny vzorků.



Obr. 10.14 Graf závislosti Fe³⁺/fokulantu a CST_s



Obr. 10.15 Graf závislosti Fe³⁺/fokulantu a P_c

11 DISKUZE

Z výše uvedených a zhodnocených výsledků plynou různé závěry a otázky. Projevila se velká různorodost čistírenských kalů, které i když mají původ (ČOV 6, ČOV 7), způsob čištění stejný vykazují odlišné výsledky při minimálních změnách v dávkování. Tyto odchylky mohou být způsobeny řadou faktorů.

Koagulanty/flokulanty přicházejí do styku se suspendovanými koloidy a vytvářejí tak velké vločky, které se snadno separují sedimentací [59], [60], ale na tvorbu vloček mají vliv různé faktory prostředí. Proto je třeba tyto faktory znát a brát v potaz při odvodňování kalu. Dávkování, pH a teplota jsou ty nezákladnější faktory. [61]

Mezi předpokládaný vliv patří poměr flokulantu a Fe^{3+} . Správné dávkování je jedno z nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují proces koagulace/flokulace při odvodňování kalu. U optimalizace dávky koagulantu/flokulantu se musí brát v potaz nejen účinnost odvodnění, ale i ekonomické hledisko. Nedostatečná dávka koagulantu/flokulantu vede k nedostatečné neutralizaci náboje a potlačení účinnosti. Naopak nadměrné dávky mohou způsobit to, že se částice kalu pokryjí koagulantem/flokulantem, a to může vést zpátky ke stabilitě suspendovaných částic, pak mluvíme o tzv. „restabilizačním účinku“. [62], [63]

Jak bylo uvedeno v kapitole 10.8, v námi zkoumaných případech bylo nejvhodnější brát poměr flokulantu/ Fe^{3+} do hodnoty 1, viz tab. 9.

Tab. 9 Poměr dávky flokulantu a Fe^{3+}

Označení čistírny odpadních vod	Poměr flokulantu a Fe^{3+} ve vzorku		
	B	C	D
ČOV 1, C-496 HMW	3,81	4,64	5,79
ČOV 2, C-494 HMW	0,83	0,97	1,16
ČOV 3, C-498 HMW	0,64	0,72	0,83
ČOV 4, C-496 HMW	0,66	0,72	0,80
ČOV 5, C-498 HMW	0,85	0,91	0,97
ČOV 6, C-498 HMW	0,48	0,54	0,60
ČOV 7, C-498 HMW	0,68	0,75	0,84

V procesech čištění odpadních vod je vliv pH na odvodňování kalu stěžejní. [64] Obecně, povrchové náboje koloidních částic a flokulantů/koagulantů, zejména ionaktivních flokulantů/koagulantů, se mění při různých hodnotách pH, což pak ovlivňuje účinek neutralizace náboje. Jak například uvádí [65], [66], [67], záporně nabitě koloidní částice obvykle posilují svůj náboj s rostoucím pH v systému. Různé koagulanty/flokulanty obvykle vykazují různé závislosti na pH v souvislosti s odvodňováním kalu.

Hodnota pH může ovlivnit u anorganických koagulantů rozpustnost, rychlost reakce hydrolyzy a formy v jakých se sráží. [68] Cao a kol. [69] uvádí, že stupeň hydrolyzy anorganických koagulantů má významný dopad na účinnost odvodňování. Systémy s vysokým pH tvoří hustší agregáty s omezenou difúzí, což zhoršuje odvodnění. [68] Li a kol. [70] poukázal na to, že jedině okyselení vede ke snížení CST (doba kapilárního sání) a SRF, při použití anorganických koagulantů.

U vodou rozpustných organických polymerních flokulantů záleží na povrchovém náboji a molekulové struktuře, jakou mají závislost na pH. Neutrální a silně ionaktivní polymerní flokulanty jsou vhodné pro relativně široké rozmezí pH. [71] Například Wang a kol. [72] zjistil, že polyakrylamid, kationaktivní polyakrylamid a Chitosan-poly-(diallyl dimethyl ammonium chlorid) jsou schopné snížit obsah vody na méně než 80 % při dávce 20 mg/l v rozmezí pH 2-9 a vynikajících účinků dosahuje v rozmezí pH 4–7.

Anaerobní kaly vyhnívají při optimálním pH 6,5–7,5 [18]. Během měření jsme tedy vliv pH na účinek odvodnění nepředpokládali. Z výše uvedených zahraničních studií byly vynikající účinky odvodnění dosaženy v rozmezí pH 4–7. Do této problematiky je nutno brát v úvahu i neutralizační kapacitu.

Praktické pokusy s koagulanty/flokulanty dávkovaných do odpadních vod ukazují závislost velikosti dávky na teplotě okolí. Optimální dávka koagulantu/flokulantu se obvykle zvyšuje s poklesem teploty. [73], [74] Nízká teplota způsobí, že viskozita kapaliny se zvyšuje a to brání Brownovu pohybu koloidních částic a snižuje možnost shlukování částic. [74] Vyšší teplota obvykle může zlepšit rozpustnost a aktivitu polymerních flokulantů, což má za následek lepší tvorbu vloček. [75] Avšak ne vždycky musí být vyšší teplota přínosem. Vločky vznikající za relativně vyšších teplot (>45 °C) jsou nestabilní a sedimentovaný objem pevných částic se snadno zvětší. [76]

Provedené měření proběhlo v laboratorních podmínkách při teplotě přibližně 20 °C, proto se v našem případě nedá hovořit o vlivu teploty na proces odvodnění.

12 ZÁVĚR

Diplomová práce měla za cíl prokázat, je-li možné dosáhnout stejného nebo lepšího stupně odvodnění čistírenského kalu, jestliže se do kalu dávkoval různý poměr koagulantu a flokulantu.

Byl proveden odběr vzorků aerobně a anaerobně stabilizovaných kalů z celkově šesti komunálních čistíren odpadních vod za účelem laboratorních zkoušek. V každém kalu byl stanoveny základní parametry a charakteristiky kalu potřebné pro vyhodnocení odvodnitelnosti kalu (CST, filtrační test, obsah sušiny, celkový fosfor, zákal a CHSK). Na základě série provedených testů byl zjišťován synergický účinek dávkování vhodného flokulantu a koagulantu na efektivitu odvodňování čistírenského kalu.

Po stanovení optimální dávky flokulantu se přidával PIX 113 v konstantní dávce 1 ml na litr kalu, kromě ČOV 7, kde byla dávka 1,4 ml. V dalších vzorcích se dávka flokulantu snižovala. Synergický účinek se nepotvrdil při testech CST a ani při zákalu. Jedinou výjimkou byl kal s ČOV 5, zákal i CST se postupně zlepšovalo. Z porovnání všech čistíren vyplynulo, že nejhorší CSTs byly postupně u ČOV 1, ČOV 2, ČOV 5. Ostatní kaly z čistíren odpadních vod měly hodnoty do $0,7 \text{ s.m}^3.\text{kg}^{-1}$.

Filtrační testy byly jednoznačně nejlepší při dávkování pouze flokulantu. Přídavek PIX 113 a následné odebírání flokulantu výrazně zhoršilo hodnoty CHSK. U aerobních kalů bylo zhoršení až desetinásobné. U anaerobních se hodnoty zhoršily, ale nedosahovaly takových hodnot jako v případě aerobních.

Synergický účinek se projevil na celkovém fosforu a sušině kalů. U všech čistíren byl snížen obsah fosforu ve filtrátu, v některých případech o více než polovinu. Sušina se zlepšila u 5 čistíren, zlepšení sušiny, ale nebylo tak výrazné. Jedinou výjimkou byla čistírna ČOV 1, kde došlo k poklesu.

Grafické zhodnocení výsledných hodnot ukázalo závislost v poměru dávky flokulantu a PIX 113. Odchylky u aerobních kalů byly největší u ČOV 1, další dvě čistírny měly podobné hodnoty ve sledovaných ukazatelích. Odchylky u ČOV 1 mohly být způsobeny velkým poměrem flokulantu a PIX 113. Poměr u této čistírny byl vyšší než 3. U ostatních čistíren nebyly poměry vyšší než 1.

Při odvodňování je důležité správné dávkování, pH a teplota. Jak je zmíněno výše dávkování a poměr flokulant/koagulant mají velký vliv na proces odvodnění kalu. Další faktor je pH, které je dle zahraniční literatury pro flokulanty na bázi polyakrylamidu 2–9. Při vyhnívání se pH pohybuje v rozmezí 6,5–7,5, proto nebyl předpoklad vlivu pH na námi provedené testy. Poslední faktor, který ovlivňuje proces odvodnění je teplota. V laboratorních podmínkách byla teplota konstantní, proto se vliv tohoto faktoru neuvažoval.

Do procesu odvodnění vstupuje, jak bylo prokázáno, více proměnných. Námi zkoumané ukazatele potvrdily vliv poměru dávky flokulantu/koagulantu. Pro přesnější určení poměru, který je vhodný je nutno provést četnější měření při různých poměrech. Prokázali jsme synergický účinek přídavku koagulantu na proces odvodnění, ale pouze u ukazatelů celkového fosforu a sušiny kalu. Na ostatní ukazatele měl přídavek koagulantu a úbytek flokulantu nepříznivý účinek.

13 POUŽITÁ LITERATURA

- [1] CHUDOBA, Jan, Jiří WANNER a Michal DOHÁNYOS. *Biologické čištění odpadních vod: vysokoškolská příručka pro vysoké školy chemicko-technologické*. Praha: SNTL, 1991. Ochrana životního prostředí. ISBN 80-03-00611-2.
- [2] *Charakteristika čistírenských kalů*. [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupný z: <http://hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/charakter.html>
- [3] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Čištění odpadních vod* [online]. [Brno: Tribun EU, 2009] [cit. 2019-01-02]. ISBN 978-80-7399-785-4.
- [4] BRATBY, John. *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*. Third edition. London, UK: IWA Publishing, 2016. ISBN 9781780407494.
- [5] HLAVÍNEK, Petr, Jan MIČÍN a Petr PRAX. *Stokování a čištění odpadních vod*. Brno: Akademické nakladatelství CERM, 2003. ISBN 80-214-2535-0.
- [6] MAŇÁKOVÁ, Blanka. *Možnosti snížení rizikovosti arsenu v problematických kalech*. [online]. Brno, 2011 [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: http://is.muni.cz/th/211127/prif_m/. Diplomová práce. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Jakub Hofman.
- [7] TUČEK, Ferdinand, Zdeněk KONÍČEK a Jan CHUDOBA. *Základní procesy a výpočty v technologii vody*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1977. Ochrana životního prostředí.
- [8] *Sludge thickening and dewatering*. [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupný z: <https://www.suez.com/en/our-offering/Local-authorities/What-are-you-looking-for/Water-management/Sludge-and-by-products-management/Sludge-thickening-and-dewatering>
- [9] *Technologické postupy pro zpracování odpadních kalů*. [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupný z: <http://hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/postupy.html>
- [10] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody*. 2., dopl. Vyd. Brno: ARDEC, c2006. ISBN 80-86020-50-9.
- [11] STAŇKOVÁ, Michala. *Způsoby nakládání s kaly z čistíren odpadních vod*. Brno, 2006. Bakalářská práce. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Agronomická fakulta, Ústav zemědělské, potravinářské a environmentální fakulty. Vedoucí práce Ing. Tomáš Vítěz.
- [12] DOHÁNYOS, Michal, Jan KOLLER a Nina STRNADOVÁ. *Čištění odpadních vod*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická [Praha], 1994. ISBN 80-7080-207-3
- [13] *HUBER Sítopasový lis B-PRESS* [online]. In: . [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <https://www.hubercs.cz/cz/produkty/zpracovani-kalu/odvodneni/huber-sitopasovy-lis-b-press.html>
- [14] *Kalolisy* [online]. In: . [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <https://www.zitex-filtry.cz/filtrace-a-technicka-konfekce/filtracni-plachetky/kalolisy/>

- [15] *Dekantační odstředivka* [online]. In: . [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <http://www.nasepbs.cz/cz/kariera-v-pbs/pribehy-nasich-vyrobkku/dekantacni-odstredivka>
- [16] ZÁBRANSKÁ, Jana. *Laboratorní metody v technologii vody*. Praha: VŠCHT, 1997. ISBN 978-80-7080-272-4.
- [17] STUMM, Werner. *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. 3rd ed. New York: Wiley, c1996. Environmental science and technology. ISBN 978-0-471-51185-4.
- [18] PITTER, Pavel. *Laboratorní metody v technologii vody: příručka pro vysoké školy chemickotechnologické*. Praha: SNTL, 1983.
- [19] MALÝ, Josef a Petr HLAVÍNEK. *Čištění průmyslových odpadních vod*. Brno: NOEL 2000, 1996. ISBN 80-86020-05-3.
- [20] Teorie flokulantů [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <http://www.sokoflok.cz/www/script/main.php?ac=stranka&id=5&menu=5>
- [21] POHOŘELÝ, Michael, MOŠKO, Jaroslav, Šyc, Michal, VÁCLAVKOVÁ, Šárka, SKOBLIA, Siarhei, BEŇO, Zdeněk a SVOBODA, Karel. Materiálové a energetické využití suchého stabilizovaného čistírenského kalu. In: *Sborník přednášek a posterů z 28. konference KALY A ODPADY 2018, konané ve dnech 20.-21. června 2018 v Brně*. Brno: Tribun EU, 2018, s. 29-38. ISBN 978-80-263-1408-0.
- [22] Český statistický úřad [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/>
- [23] MALÁ, Jitka. *Čištění odpadních vod a zpracování kalů*. BRNO: FAST VUT 2010. (Studijní opora MO3)
- [24] KOLÁŘOVÁ, Žaneta. *Kompostování čistírenských kalů*. Brno, 2006. Diplomová práce. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Agronomická fakulta, Ústav zemědělské, potravinářské a environmentální fakulty. Vedoucí práce doc. Ing. Rudolf Rybář, CSc..
- [25] HARTIG, Karel. Kalové hospodářství ČOV z pohledu bilance energie a nutrietů. In: *Sborník přednášek a posterů z 28. konference KALY A ODPADY 2018, konané ve dnech 20.-21. června 2018 v Brně*. Brno: Tribun EU, 2018, s. 55-60. ISBN 978-80-263-1408-0.
- [26] WANNER, Filip. *SOVAK ČR zahájil širokou diskusi o možnosti využití termochemických procesů při zpracování kalů v čistírenské praxi*. SOVAK. 2016, 2016(10), 14-15.
- [27] Hlavínek, P.. *Mikrovlnná pyrolýza čistírenského kalu*. [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupný z: <http://www.vodovod.info/index.php/kanalizace-a-cov/312-mikrovlanna-pyrolyza-cistirenskeho-kalu#.WR1Ob2jyjIU>
- [28] *P500 SLUDGE* [online]. In: . [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <https://www.pyreg.de/p500-klaerschlammm/?lang=en>
- [29] SÝKOROVÁ, Eva, WANNER, Jiří a BENEŠ, Ondřej. *Analýza znovuzískávání fosforu srážením struvitu z kalových vod na vybraných čistírnách odpadních vod*. *Chem. Listy* 108, 610-614 (2014)

- [30] RIBAROVA, Irina, Sonja DIMITROVA, Ralitsa LAMBEVA, Thomas WINTGENS, Jan STEMANN a Kirsten REMMEN. Phosphorus recovery potential in Sofia WWTP in view of the national sludge management strategy. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 2017, 116, 152-159 [cit. 2019-01-04]. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.10.003. ISSN 09213449. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344916302865>
- [31] ROSENBERGOVÁ, Radka, CHUDOBA, Pavel, BENEŠ, Ondřej, SOUKUP, Bohdan a TODT, Vladimír. Jak na fosfor - budoucí trendy a realita. In: Sborník přednášek z XXIII. ročníku semináře Nové metody a postupy při provozování čistíren odpadních vod, konané ve dnech 10.-11. dubna 2018 v Moravské Třebové. Brno: NOEL, 2018, s. 12-23. ISBN 978-80-86020-86-0.
- [32] Vyhláška č. 387/2016 Sb.
- [33] Vyhláška č. 437/2016 Sb.
- [34] *Nová vyhláška o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.* [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupný z: <https://www.kr-vysocina.cz/nova-vyhlaska-o-podminkach-pouziti-upravenych-kalu-na-zemedelske-pude/d-4078019>
- [35] Vyhláška č. 237/2017 Sb.
- [36] *Změny zákona o hnojivech a jeho prováděcích vyhlášek.* [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupný z: <https://www.vurv.cz/index.php?p=aktuality&id=517&site=institute>
- [37] Kristína Pániková *Optimalizace dávkování chemikálií při odvodňování kalu.* Brno, 2017. 34 s., 18 s. příl. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav chemie. Vedoucí práce Ing. Karel Hrich, Ph.D.
- [38] Prochemie. *Flokulanty Superfloc®.* [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <http://www.prochemie.cz/chem/tech-list-organicke-flokulanty-superfloc.pdf>
- [39] Kemifloc. *Anorganické koagulanty.* [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: http://www.kemifloc.cz/dokumenty/PIX-313_PIX-113_PIX-113T_BL_CZ.pdf
- [40] Lu, Y., Zheng, G.Y., Wu, W.Z., Cui, C.H., Zhou, L.X., 2017. Significances of deflocculated sludge flocs as well as extracellular polymeric substances in influencing the compression dewatering of chemically acidified sludge. *Separ. Purif. Technol.* 176, 243-251.
- [41] Novak, J.T., 2006. Dewatering of sewage sludge. *Dry. Technol.* 24, 1257-1262.
- [42] Pan, J.R., Huang, C., Cherng, M., Li, K.C., Lin, C.F., 2003. Correlation between dewatering index and dewatering performance of three mechanical dewatering devices. *Adv. Environ. Res.* 7 (3), 599-602.
- [43] Sawalha, O., Scholz, M., 2010. Modeling the relationship between capillary suction time and specific resistance to filtration. *J. Environ. Eng.* 136 (9), 983-991.
- [44] Scholz, M., 2005. Review of recent trends in capillary suction time (CST) dewaterability testing research. *Ind. Eng. Chem. Res.* 44, 8157-8163.
- [45] Yukseler, H., Tosun, _I., Yetis, U., 2007. A new approach in assessing slurry filterability. *J. Membr. Sci.* 303, 72-79.

- [46] Fitria, D., Scholz, M., Swift, G.M., 2013. Impact of different shapes and types of mixers on sludge dewaterability. *Environ. Technol.* 34, 931-936.
- [47] SEDLÁČEK, Miroslav. *Metody rozboru kalů a pevných odpadů*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1978. Lesnictví, myslivost a vodní hospodářství.
- [48] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 3. přepr. vyd. Praha: VŠCHT, 1999. ISBN 8070803401.
- [49] *Stanovení minerálních látek*. [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <https://web.vscht.cz/~koplikr/MI2012.pdf>
- [50] HORÁKOVÁ, Marta, Peter LISCHKE a Alexander GRÜNWALD. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod: celostátní vysokoškolská příručka pro stud. VŠCHT stud. oboru technologie vody*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1986
- [51] Guo, J.Y., Ma, J., 2015. Biofloculant from pre-treated sludge and its applications in sludge dewatering and swine wastewater pretreatment. *Bioresour. Technol.* 196, 736-740.
- [52] Guo, J.Y., Nengzi, L.C., Zhao, J., Zhang, Y.Z., 2015. Enhanced dewatering of sludge with the composite of biofloculant MBFGA1 and P(AM-DMC) as a conditioner. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99 (7), 2989-2998.
- [53] Jin Jin, L.Y., Zhang, P.Y., Zhang, G.M., Li, J., 2016. Study of sludge moisture distribution and dewatering characteristic after cationic polyacrylamide (C-PAM) conditioning. *Desalin. Water Treat* 57 (60), 29377e29383.
- [54] Pambou, Y.B., Fraikin, L., Salmon, T., Crine, M., Léonard, A., 2016. Enhanced sludge dewatering and drying comparison of two linear polyelectrolytes coconditioning with polyaluminum chloride. *Desalin. Water Treat* 57 (58), 27989-28006.
- [55] Christensen, J.R., Christensen, G.L., Hansen, J.A., 1993. Mechanisms for overdosing in sludge conditioning. *J. Environ. Eng.* 119 (1), 159-171.
- [56] Dong Dong, Y.J., Wang, Y.L., Feng, J., 2011. Rheological and fractal characteristics of unconditioned and conditioned water treatment residuals. *Water Res.* 45 (13), 3871e3882.
- [57] Flemming, H.C., Wingender, J., 2001. Extracellular polymeric substances - the construction material of biofilms. *Water Sci. Technol.* 43, 1-8.
- [58] Sheng, G.P., Yu, H.Q., Li, X.Y., 2010. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review. *Biotechnol. Adv.* 28 (6), 882-894.
- [59] Bolto, B., Gregory, J., 2007. Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Res.* 41 (11), 2301-2324
- [60] Gregory, J., Barany, S., 2011. Adsorption and flocculation by polymers and polymer mixtures. *Adv. Colloid Interface Sci.* 169 (1), 1-12.
- [61] WEI, Hua, Boqiang GAO, Jie REN, Aimin LI a Hu YANG. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. *Water Research* [online]. 2018, 143, 608-631 [cit. 2019-01-02]. DOI:

- 10.1016/j.watres.2018.07.029. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135418305724>
- [62] Lin, Q., Peng, H.L., Zhong, S.X., Xiang, J.X., 2015. Synthesis, characterization, and secondary sludge dewatering performance of a novel combined silicaluminum-iron-starch flocculant. *J. Hazard Mater.* 285, 199-206.
- [63] Yang, R., Li, H.J., Huang, W., Yang, H., Li, A.M., 2016b. A review on chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. *Water Res.* 95, 59-89.
- [64] Zheng, H.L., Sun, Y.J., Zhu, C.J., Guo, J.S., Zhao, C., Li, Y., Guan, Q.Q., 2013. UV-initiated polymerization of hydrophobically associating cationic flocculants: synthesis, characterization, and dewatering properties. *Chem. Eng. J.* 234, 318-326.
- [65] Neyens, E., Baeyens, J., 2003. Review: a review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *J. Hazard Mater.* B98 (1), 51-67.
- [66] Besra, L., Sengupta, D.K., Roy, S.K., Ay, P., 2004. Influence of polymer adsorption and conformation on flocculation and dewatering of kaolin suspension. *Separ. Purif. Technol.* 37 (3), 231-246.
- [67] Raynaud, M., Vaxelaire, J., Olivier, J., Dieude-Fauvel, E., Baudez, J.C., 2012. Compression dewatering of municipal activated sludge: effects of salt and pH. *Water Res.* 46 (14), 4448-4456.
- [68] Verrelli, D.I., Dixon, D.R., Scales, P.J., 2009. Effect of coagulation conditions on the dewatering properties of sludges produced in drinking water treatment. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp* 348 (1-3), 14-23.
- [69] Cao, B.D., Zhang, W.J., Wang, Q.D., Huang, Y.R., Meng, C.R., Wang, D.S., 2016. Wastewater sludge dewaterability enhancement using hydroxyl aluminum conditioning: role of aluminum speciation. *Water Res.* 105, 615e624.
- [70] Li, C.W., Lin, J.L., Kang, S.F., Liang, C.L., 2005. Acidification and alkalization of textile chemical sludge: volume/solid reduction, dewaterability, and Al(III) recovery. *Separ. Purif. Technol.* 42 (1), 31-37.
- [71] Zheng, H.L., Sun, Y.J., Guo, J.S., Li, F.T., Fan, W., Liao, Y., Guan, Q.Q., 2014. Characterization and evaluation of dewatering properties of PADB, a highly efficient cationic flocculant. *Ind. Eng. Chem. Res.* 53 (7), 2572-2582.
- [72] Wang, D.F., Zhao, T., Yan, L., Mi, Z., Gu, Q., Zhang, Y., 2016a. Synthesis, characterization and evaluation of dewatering properties of chitosan-grafting DMDAAC flocculants. *Int. J. Biol. Macromol.* 92, 761-768.
- [73] Chen, Y.X., Liu, S.Y., Wang, G.Y., 2007. A kinetic investigation of cationic starch adsorption and flocculation in kaolin suspension. *Chem. Eng. J.* 133 (1-3), 325-333.
- [74] Zhang, W.X., Shang, Y.B., Yuan, B., Jiang, Y.X., Lu, Y.B., Qin, Z.Q., Chen, A.M., Qian, X.Z., Yang, H., Cheng, R.S., 2010a. The flocculating properties of

chitosan- graftpolyacrylamide flocculants (II)-test in pilot scale. J. Appl. Polym. Sci. 117,2016-2024.

- [75] Sperling, L.H., 2006. Introduction to Physical Polymer Science, fourth ed. John Wiley & Sons, Inc, Hoboken, New Jersey.
- [76] Lu, W.Y., Zhang, T., Zhang, D.Y., Li, C.H., Wen, J.P., Du, L.X., 2005. A novel bioflocculant produced by *Enterobacter aerogenes* and its use in defecating the trona suspension. Biochem. Eng. J. 27 (1), 1-7.

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

ČOV	čistírna odpadních vod
CST	Capillary Suction Time
PCBs	polychlorované bifenyly
PAHs	polycyklické aromatické uhlovodíky
f_s	hmotnostní podíl suspendovaných látek
f_v	hmotnostní podíl vody v suspenzi
AOX	halogenované organické sloučeniny
KTJ	kolonii tvořící jednotky
EO	ekvivalentní obyvatelé
BSK	biologická spotřeba Kyslíku
CHSK	chemická spotřeba Kyslíku
ZF	formazínové jednotky
SRF	Specific Resistance to Filtration
W	objem filtrátu
VL	veškeré látky
μ	viskozity
ξ	potenciál

SEZNAM TABULEK

Tab. 1 Klasifikace velikosti částic [4]	10
Tab. 2 Možné reakce koloidních částic [17].....	11
Tab. 3 Likvidace kalů v průběhu let 2010-2017 [22]	16
Tab. 4 Pracovní teploty methanizace [18]	26
Tab. 5 Optimální dávky flokulantu pro aerobně stabilizované kaly.....	36
Tab. 6 Optimální dávky flokulantu pro anaerobně stabilizované kaly	36
Tab. 7 Vyhodnocení zákalu filtrátů z aerobně stabilizovaných kalů	39
Tab. 8 Vyhodnocení zákalu filtrátů z anaerobně stabilizovaných kalů	40
Tab. 9 Poměr dávky flokulantu a Fe^{3+}	47

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 2.1 Schéma sítopásového lisu [13]	8
Obr. 2.2 Kalolis [14]	9
Obr. 2.3 Schéma dekantační odstředivky [15].....	9
Obr. 3.1 Spektrum velikostí vodních částic a pórů filtru (podle Stumm, 1977) [4]	12
Obr. 5.1 Způsoby likvidace kalů (2010-2017).....	16
Obr. 6.1 Pyrolýzní jednotka PYREG [28]	21
Obr. 9.1 Práškové flokulanty Kemira	28
Obr. 9.2 Roztoky flokulantů	29
Obr. 9.3 Laboratorní sušárna	32
Obr. 9.4 Filtrační test [37]	33
Obr. 9.5 Měření zákalu na spektrofotometru	33
Obr. 9.6 Vznik molybdenové modře	34
Obr. 10.1 Porovnání výsledků CSTs aerobně stabilizovaných kalů.....	37
Obr. 10.2 Porovnání výsledků CSTs aerobně stabilizovaných kalů.....	38
Obr. 10.3 Odvodněny kal po filtračním testu	39
Obr. 10.4 Zákal filtrátu z aerobně stabilizovaných kalů.....	39
Obr. 10.5 Zákal filtrátů z anaerobně stabilizovaných kalů.....	40
Obr. 10.6 Vyhodnocení celkového fosforu – aerobně stabilizované kaly	41
Obr. 10.7 Vyhodnocení celkového fosforu – anaerobně stabilizované kaly	41
Obr. 10.8 Vznik molybdenové modře – anaerobně stabilizované kaly	42
Obr. 10.9 Vyhodnocení $CHSK_{Cr}$ – aerobně stabilizované kaly.....	42
Obr. 10.10 Vyhodnocení $CHSK_{Cr}$ – anaerobně stabilizované kaly	43
Obr. 10.11 Sušina aerobně stabilizovaných kalů	44
Obr. 10.12 Sušina anaerobně stabilizovaných kalů	44
Obr. 10.13 Graf závislosti dávky a CSTs	45
Obr. 10.14 Graf závislosti Fe^{3+} /fokulantu a CSTs.....	46
Obr. 10.15 Graf závislosti Fe^{3+} /fokulantu a Pc.....	46

SUMMARY

Sludge treatment and disposal are one of the most important parts of sewage treatment. These are economically challenging parts, and therefore emphasis is placed on effective dosing. The dose should be as small as possible but also the highest dry matter output.

The main target of this diploma thesis is therefore to show that it is possible to achieve the same or better degree of drainage of the sludge if different flocculant/coagulant ratio is applied to the sludge.

Sewage sludge was removed from the six treatment plants. In the practical part were measured: CST, filter test, turbidity, total phosphorus, COD and slurry. Evaluations of results are in graphical and tabular form.

In the first sample was only flocculant. In any other we put 1 ml PIX 113 at 1 liter sludge. Synergic effects were in total phosphorus and slurry. In every sludge, were the results better than in sample with only flocculant. CST, filter test, turbidity and COD were impaired. COD was worst in the first three treatment plant, more than 2000 mg/l. The last three treatment plant had COD less than 400 mg/l.

From the results we see that is very important ratio between flocculant/coagulant. The good ratio was in ours tests 1. Treatment plant 1 had ration more than 3 and the many results weren't good.

SEZNAM PŘÍLOH

1. Aerobně stabilizované kaly (ČOV 1, ČOV 2, ČOV 3)
2. Anaerobně stabilizované kaly (ČOV 4, ČOV 5, ČOV 6, ČOV 7)