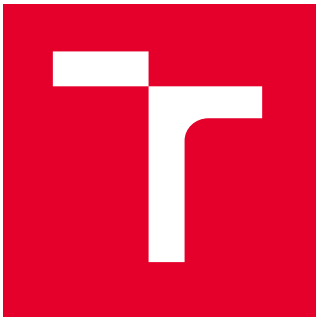


VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ KRAJINY

INSTITUTE OF LANDSCAPE WATER MANAGEMENT

PROCES KOLMATACE FILTRAČNÍCH POLÍ PROBÍHAJÍCÍ PŘI EXTENZIVNÍM ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

CLOGGING IN SUBSURFACE-FLOW WASTEWATER TREATMENT WETLANDS

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE — Bc. Tereza Semrádová

AUTHOR

VEDOUCÍ PRÁCE — doc. Ing. Michal Kriška-Dunajský, Ph.D.

SUPERVISOR

BRNO 2025

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
FAKULTA STAVEBNÍ

Zadání diplomové práce

Ústav:	Ústav vodního hospodářství krajiny
Studentka:	**Bc. Tereza Semrádová**
Vedoucí práce:	**doc. Ing. Michal Kriška-Dunajský, Ph.D.**
Akademický rok:	2024/25
Studijní program:	N0732A260025 Stavební inženýrství – vodní hospodářství a vodní stavby

Děkan Fakulty Vám v souladu se zákonem č.111/1998 o vysokých školách a se Studijním a zkušebním řádem VUT v Brně určuje následující téma diplomové práce:

Proces kolmatace filtračních polí probíhající při extenzivním čištění odpadních vod

Stručná charakteristika problematiky úkolu:

1. Seznámení s problematikou - odpadní vody, přírodní čistírna odpadních vod, kolmatace. 2. Metodika měření - popis výzkumných objektů i poloprovozního objektu. 3. Realizace laboratorního a poloprovozního testování. 4. Výsledky a jejich vyhodnocení. 5. Závěr a diskuse, doporučení

Cíle a výstupy diplomové práce:

Diplomová práce bude zaměřena na výzkum spojený s objasněním zanášení (kolmatace) rozdílných filtračních polí tvořících hlavní čistící stupeň přírodních čistíren odpadních vod (ČOV). V první části práce bude podrobně zpracována rešerše dosavadních výzkumných poznatků v oblasti kolmatace filtračních náplní a s tím související snížené čistící účinnosti filtračních zařízení.
V navazující části, která je stěžejní náplní práce, bude provedeno laboratorní/poloprovozní měření na výzkumném pozemku VHK. Na základě zjištěných výsledků bude popsáno snížení hydraulické vodivosti filtračního prostředí v závislosti na koncentraci nerozpuštěných látek na přítoku. Vyhodnoceny budou možné postupy regenerace vedoucí k obnovení propustnosti filtru. Výsledky budou promítnuty do provozních postupů přírodních ČOV s cílem zajistit jejich maximální životnost.

Seznam doporučené literatury a podklady:

DOTRO, Gabriela; LANGERGRABER, Günter; MOLLE, Pascal; NIVALA, Jaime; PUIGAGUT, Jaume et al., 2017. Biological Wastewater Treatment Series: Volume 7: Treatment Wetlands. online. London: IWA Publishing. ISBN 9781780408774.

KAYSER, K. a KUNST, S., 2005. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. online. Water Science and Technology. roč. 51, č. 9, s. 177-184. ISSN 0273-1223. Dostupné z: https://doi.org/10.2166/wst.2005.0314. [cit. 2022-06-02].

LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J. a PRESSL, A., 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. online. Water Science and Technology. roč. 48, č. 5, s. 25-34. ISSN 0273-1223. Dostupné z: https://doi.org/10.2166/wst.2003.0272. [cit. 2023-03-15]

NIVALA, Jaime; KNOWLES, Paul; DOTRO, Gabriela; GARCÍA, Joan a WALLACE, Scott, 2012. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. online. Water Research. roč. 46, č. 6, s. 1625-1640. ISSN 00431354. Dostupné z: https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.051. [cit. 2023-05-26]

DWA-A 262E, 2017. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

ZEDNÍK, Ondřej a Michal KRIŠKA DUNAJSKÝ, 2023. Hydraulická vodivost filtračních materiálů vytvořených ze stavebních recyklátů. In: JUNIORSTAV 2023 SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ [online]. Brno: ECON publishing, s.r.o, s. 547-553 [cit. 2024-03-25]. ISBN 978-80-86433-80-6. Dostupné z: https://juniorstav.fce.vutbr.cz/wp-content/uploads/sites/22/files/Sbornik_Juniorstav_2023.pdf

Termín odevzdání diplomové práce je stanoven časovým plánem akademického roku.

V Brně, dne 31. 3. 2024

L. S.

doc. Ing. Daniel Marton, Ph.D.
vedoucí ústavu

doc. Ing. Michal Kriška-Dunajský, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc., MBA, dr. h. c.
děkan

ABSTRAKT

Kolmatace vertikálních filtrů přírodních čistíren způsobená přitékajícími nerozpuštěnými látkami významně ovlivňuje funkčnost a životnost celé čistírny. Proces zanášení filtru byl zkoumán pomocí poloprovozního testování a navazujících laboratorních analýz. V průběhu poloprovozního testování byly vytvořeny modelové filtry, které byly provozovány při dvou neměnných hydraulických zatíženích s různými koncentracemi nerozpuštěných látek na přítoku a s variabilní dobou odstávek. Rozvíjející se kolmatace byla monitorována in-situ, přímo na zkušebních tělesech. Výsledky poloprovozního testování a laboratorních rozborů prokázaly, že nižší množství přivedených nerozpuštěných látek na povrch filtru vede pouze k mírnému snížení hydraulické vodivosti nezávisle na zrnitosti materiálu. V případě použití hrubého drceného kameniva frakce 2–4 mm a 4–8 mm dochází při nízkém přítoku nerozpuštěných látek k nižší účinnosti jejich odstranění. Pokud jde o jemné filtrační materiály, které jsou běžně zastoupeny přírodním těženým kamenivem frakce 0–4 mm nebo cihelným recyklátem frakce 0–5 mm, přítok nerozpuštěných látek vede k významnému snižování hydraulické vodivosti filtru. Klesající vodivost jemného filtračního materiálu se následně propisuje do maximálního přípustného hydraulického zatížení. Z výsledků diplomové práce je ale patrné, že hydraulickou vodivost kolmatovaných materiálů lze obnovit adekvátní délkou odstávky v řádu dnů. Výsledky tak přináší podklady pro návrh provozní strategie, která by měla zajistit dlouhodobou funkčnost a vysokou účinnost filtračního stupně stávajících přírodních čistíren využívajících dvoustupňová vertikální pole francouzského systému.

KLÍČOVÁ SLOVA

přírodní čistírna odpadních vod, kolmatace, vertikální filtr, francouzský systém, nerozpuštěné látky, nasycená hydraulická vodivost

ABSTRACT

Clogging of vertical subsurface flow constructed wetlands caused by influent suspended solids has a significant impact on the functionality and lifetime of the system. The process of filter clogging was investigated by semi-operational testing followed by laboratory analysis. During the semi-operational tests, model filters were constructed and operated at two constant hydraulic loading rates with variable influent suspended solids concentrations and different rest periods. Clogging was monitored in-situ directly on the test units. The results of the semi-operational tests and laboratory analyses showed that a lower amount of suspended solids entering the filter surface results in only a slight reduction in hydraulic conductivity, regardless of the grain size of the material. When using coarse crushed aggregates with fractions of 2–4 mm and 4–8 mm, low influent suspended solids levels result in reduced removal efficiency. For fine filtration materials, commonly represented by 0-4mm natural quarry aggregate or 0-5mm brick recycled material, the influx of suspended solids significantly reduces the hydraulic conductivity of the filter. The decreasing conductivity of fine filtration materials subsequently affects the maximum allowable hydraulic loading rate. However, the results of the thesis indicate that the hydraulic conductivity of clogged materials can be restored with an adequate resting period of several days. The results thus provide a basis for the design of an operational strategy aimed at ensuring the long-term functionality and high efficiency of the filtration stages in existing French vertical flow wetlands using two-stage vertical subsurface flow.

KEYWORDS

constructed wetland, clogging, vertical flow, french vertical flow wetland, suspended solids, saturated hydraulic conductivity

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE

SEMRÁDOVÁ, Tereza. *Proces kolmatace filtračních polí probíhající při extenzivním čištění odpadních vod*. Online, diplomová práce. Michal KRIŠKA-DUNAJSKÝ (vedoucí práce). Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, 2025. Dostupné z: https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/161236. [cit. 2025-01-15]

PROHLÁŠENÍ O PŮVODNOSTI ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci s názvem *Proces kolmatace filtračních polí probíhající při extenzivním čištění odpadních vod* zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 15. 1. 2025

Bc. Tereza Semrádová

autorka

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu své diplomové práce, doc. Ing. Michalu Kriškovi Dunajskému, Ph.D., za jeho ochotu, trpělivost, odborné rady a poskytnuté podklady. Děkuji za jeho čas věnovaný poloprovoznímu testování a následným konzultacím. V neposlední řadě děkuji své rodině a přátelům za jejich nekonečnou podporu a pochopení během let studia.

Obsah

1 ÚVOD 15

2 SOUČASNÝ STAV POZNÁNÍ 17

2.1 Moderní uspořádání přírodních ČOV 17

2.1.1 Návrhové látkové a hydraulické zatížení 18

2.1.2 Konstrukční uspořádání přírodních ČOV 20

2.1.3 Typické procesy ve filtrech 24

2.2 Ucpávání filtračních materiálů 25

2.2.1 Důvody a projevy vzniku kolmatace 25

2.2.2 Parametry ovlivňující kolmataci 26

2.2.3 Možnosti monitoringu projevů kolmatace 28

2.3 Přírodní čistírna v obci Závada 28

2.3.1 Technologické uspořádání, parametry provozu, výsledky monitoringu, provozní problémy 29

2.4 Přírodní čistírna v obci Bukov 37

2.4.1 Technologické uspořádání, parametry provozu, výsledky monitoringu, provozní problémy 37

3 CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE 46

4 MATERIÁLY A METODY 48

4.1 Prováděná měření 49

4.1.1 Stanovení hydraulické vodivosti 49

4.1.2 Určení koncentrace nerozpuštěných látek 52

4.1.3 Stanovení zákalu 54

4.1.4 ORP, pH, koncentrace O_2 55

4.2 Poloprovozní testování 56

4.2.1 Konstrukce poloprovozu 56

4.2.2 Nastavení testování 60

4.2.3 Monitoring poloprovozu 64

5 VÝSLEDKY 67

5.1 Počáteční ovlivnění odtoku použitým materiálem 67

5.1.1 Koncentrace nerozpuštěných látek a vývoj zákalu 67

5.1.2 Počáteční hydraulická vodivost 69

5.1 Zkušební těleso 1–French VF–1 71
5.1.1 Koncentrace nerozpuštěných látek 72
5.1.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota 75
5.1.3 Nasycená hydraulická vodivost 77
5.2 Zkušební těleso 2–French VF–1 80
5.2.1 Koncentrace nerozpuštěných látek 80
5.2.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota 82
5.2.3 Nasycená hydraulická vodivost 84
5.3 Zkušební těleso 3–French VF–2 86
5.3.1 Koncentrace nerozpuštěných látek 87
5.3.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota 90
5.3.3 Nasycená hydraulická vodivost 93
5.4 Zkušební těleso 5–VF–SS 94
5.4.1 Koncentrace nerozpuštěných látek 94
5.4.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota 96
5.4.3 Nasycená hydraulická vodivost 99
6 DISKUZE 100
6.1 Porovnání zkušebních těles 101
6.1.1 Počáteční ovlivnění odtoku použitým materiálem 101
6.1.2 Koncentrace nerozpuštěných látek 102
6.1.3 ORP, pH, koncentrace O_2 104
6.1.4 Nasycená hydraulická vodivost 105
6.2 Uvedení výsledků do kontextu 108
6.3 Vyhodnocení stanovených hypotéz 109
6.3.1 I. hypotéza 109
6.3.2 II. hypotéza 109
6.3.3 III. hypotéza 110
6.3.4 IV. hypotéza 110
6.3.5 V. hypotéza 110
6.4 Přínos práce pro praxi 110
6.4.1 První stupeň francouzského systému 110
6.4.2 Druhý stupeň francouzského systému a jednostupňový vertikální filtr 111
6.4.3 Implementace poznatků 111

6.5 Limity měření a doporučení 113
6.5.1 Tlaková výška 113
6.5.2 Objemy na odtoku 114
6.5.3 Výpočet ztrát 114
6.5.4 Délka měření nasycené hydraulické vodivosti 114
7 ZÁVĚR 115
8 SEZNAM CITOVANÉ LITERATURY 117
9 SEZNAM OBRÁZKŮ 123
10 SEZNAM TABULEK 127
11 SEZNAM ZKRATEK 129

1 ÚVOD

Extenzivní způsoby čištění odpadních vod představují technologii, pomocí které lze účinně čistit koncentrované i značně zředěné odpadní vody. Přírodní čistírny se v různých modifikovaných formách využívají již téměř celosvětově a v posledním desetiletí nabírají na popularitě i v České republice. Ve srovnání s čistírnami využívající aktivační proces jsou nenáročné na instalované čistící technologie a často vyžadují i menší provozní úsilí, což se odráží v nízkých provozních nákladech.

Procesem, který je s provozem přírodních čistíren neodmyslitelně spojený, a který často ovlivňuje samotnou účinnost čištění, je kolmatace neboli snižování hydraulické vodivosti filtračních materiálů. Diplomová práce se zabývá problematikou kolmatace v České republice nejvyužívanějších vertikálně protékaných filtračních polí, která tvoří hlavní čistící stupeň přírodních čistíren. Současně se můžeme setkat s několika typy filtračních polí využívaných v technologii přírodních čistíren, většinou se ale vždy jedná o vertikálně protékané filtry v jednostupňovém nebo vícestupňovém provedení – francouzské, resp. rakouské filtry. U všech těchto filtrů se můžeme setkat s kolmatací filtračního materiálu, která se může projevovat v účinnosti čištění negativně, nicméně u francouzských systémů i pozitivně.

Kolmatace spočívá v postupném zanášení hlavní filtrační vrstvy látkami, což se promítá do snižování hydraulické vodivosti filtračního materiálu. Snížená hydraulická vodivost je následně často spojena s poklesem účinnosti čištění, ale i s nárůstem doby zdržení protékající vody ve filtru. Přestože má pokles hydraulické vodivosti způsobený kolmatací na přírodní čistírny odpadních vod ČOV zásadní vliv, je stále poměrně málo výzkumných prací věnovaných této problematice. Přitom pochopení procesu kolmatace je klíčovou výzvou pro udržení bezproblémového dlouhodobého provozu francouzských systémů, které jsou v podmínkách České republiky stále častěji aplikovány.

Hlavním úkolem diplomové práce je nalézt závislost mezi snížením hydraulické vodivosti filtračního prostředí a přítokovým množstvím nerozpuštěných látek. Vzhledem k osobitosti hledané závislosti bude pro získání dat přistoupeno k poloprovoznímu testování. Poloprovoz čítající pět zkušebních těles bude reprezentovat první a druhé stupně francouzských filtrů a také jednostupňové vertikální filtry. V testovacích tělesech budou použita nejen konvenční přírodní kameniva, ale také cihelný recyklát. Nalezené závislosti budou následně využity při návrhu postupů vedoucích k obnovení propustnosti filtračního pole po jeho kolmataci a také do samotných provozních a návrhových podmínek přírodních ČOV.

Diplomová práce je rozdělena na teoretickou a praktickou část. Úvodní kapitoly pojednávají o dosavadních poznatcích v oblasti technického uspořádání moderních přírodních ČOV. Blíže je popsán proces kolmatace vertikálních filtrů, a to včetně faktorů, které ho mohou ovlivňovat. Představeny jsou dvě provozované přírodní čistírny s dvoustupňovými francouzskými filtry, které se v současné době potýkají s řadou provozních problémů promítajících se do účinnosti čištění ve sledovaných a legislativou limitovaných ukazatelích. Na současné poznatky navazuje metodická část práce, která popisuje realizaci poloprovozního a laboratorního testování vybraných filtračních materiálů za předem stanovených provozních podmínek. Provedené poloprovozní testování poskytovalo celou řadu výsledků, ze kterých jsou tvořeny závislosti a rovnice, které popisují chování filtračních polí při různých koncentracích nerozpuštěných látek. Kapitola diskuze pojednává o zamyšlení se nad získanými výsledky a jejich uvedením do

souvislostí s odbornou zahraniční literaturou. Zároveň se kapitola snaží sumarizovat konkrétní doporučení pro dvě konkrétní ČOV, které sloužily jako inspirace diplomové práce.

2 SOUČASNÝ STAV POZNÁNÍ

Přírodní ČOV představují v podnebí mírného pásu na území Evropy, resp. České republiky stále častěji využívanou variantu nakládání s odpadními vodami (OV). Kapitola současného stavu poznání si klade za cíl vytvořit přehledný popis moderního uspořádání přírodních ČOV, které vykazují uspokojivé výsledky účinnosti odstranění rozpuštěného a nerozpuštěného znečištění dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.

Je vytvořen detailní popis variantních konstrukčních uspořádání přírodních ČOV. Pro specifikaci jednotlivých technologií je použito návrhové látkové a hydraulické zatížení. Dále je popsán výpočet potřebné plochy filtračních polí (FP) pro jednotlivé typy čistíren, který závisí na návrhovém látkovém a hydraulickém zatížení, ale i na účinnosti odstranění ve sledovaných parametrech znečištění pro vybrané konstrukční uspořádání.

Část kapitoly je rovněž věnována jednomu ze zásadních provozních problémů, který provází přírodní čistírny. Jedná se o kolmataci (ucpávání, zanášení) filtračních materiálů hlavního čistícího stupně. Kapitola tak přibližuje důvody vzniku kolmatace, procesy zodpovědné za kolmataci filtrační náplně, její projevy a parametry, které ucpávání ovlivňují. Dopady jsou uvedeny především v kontextu ovlivnění sledovaných účinností čištění. V neposlední řadě jsou zmíněny možnosti monitoringu projevů kolmatace.

V poslední části rešerše jsou představeny dvě vybrané přírodní čistírny na území ČR. Obě čistírny jsou navrženy jako tzv. francouzský systém. Konkrétně se jedná o přírodní čistírny v obci Závada a Bukov. U čistíren je popsáno technologické uspořádání, parametry provozu, výsledky, a především provozní problémy spojené s kolmatací, se kterými se v současné době čistírny potýkají.

2.1 Moderní uspořádání přírodních ČOV

Moderní uspořádání přírodních ČOV se vyznačuje vysokou účinností odstranění látkového (rozpuštěného a nerozpuštěného) znečištění (Kowalik, 2019). Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. rozlišuje velikosti ČOV podle počtu ekvivalentních obyvatel (EO). Pro každou kategorii jsou stanoveny maximální a průměrné hodnoty znečištění pro sledované ukazatele. Koncentrace těchto ukazatelů jsou omezeny pouze v odtoku. Kromě toho jsou limitovány i objemy vypouštěné vody.

V ČR v současnosti reguluje kvalitu vypouštění OV do recipientu (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., 2015), podrobněji popsáno v kapitole 2.1.1. Vypouštění OV do vod podzemních se řídí (Nařízení vlády č. 57/2016 Sb., 2016). Vypouštění OV do podloží je limitováno velikostí producenta do 50 EO.

Za „moderní“ přírodní čistírny jsou často označována technická řešení s variabilním konstrukčním uspořádáním uvedeným v kapitole 2.1.2. Hlavními stupni čištění jsou FP vertikálně protékaná. Jedná se o jednostupňové vertikální filtry, které se dnes již zpravidla používají u domovních čistíren. Dále o dvoustupňové francouzské a rakouské filtry, které se stále více rozšiřují i při čištění obecních OV (Dotro, 2017a). Obecně přírodní čistírny využívají při odstranění přitékajícího znečištění procesy sedimentace, filtrace, aerobní degradace, nitrifikace a fyzikální adsorpce (Langergraber, 2019). Samotná intenzita probíhajících čistících procesů se následně liší dle použitého typu FP. Procesy, včetně jejich zastoupení pro dílčí filtry, jsou tak blíže popsány v kapitole 2.1.3.

2.1.1 Návrhové látkové a hydraulické zatížení

Návrhové látkové a hydraulické zatížení přírodních ČOV se odvíjí od složení technologické linky. Nejprve je na základě stávající/navržené kanalizační sítě dle počtu připojených EO vypočítáno maximální hydraulické a látkové zatížení. Z maximálních hodnot následně vychází návrh velikosti objektů mechanického předčištění a zároveň návrh samotných filtrů hlavního čistícího stupně. Pokud neexistují dostupná data o kvalitě a kvantitě přitékající odpadní vody na navrhovanou čistírnu, hodnoty jsou odhadovány na základě empirických výpočtů. Denní zatížení se v jednotlivých státech, ale i v různých publikacích často liší. Na EO je například definována produkce 150 l odpadní vody, 157 g $CHSK_{Cr}$, 60 g BSK_5, 72 g NL, 11,5 g $N\text{-}NH_4^+$ a 2,1 g P_{celk} za den (Mercoiret, 2010; Dotro, 2017a).

Zpracovávané projekty přírodních ČOV v ČR se při výpočtu návrhu průměrného denního zatížení řídí zpravidla německou a českou normou (Standard DWA-A 262E, 2017; ČSN 75 6402, 2017; ČSN 75 6401, 2006). Dle ČSN 75 6402 se specifická produkce odpadních vod q_{spec} pohybuje v rozmezí 90 až 120 l d^{-1} EO^{-1}. Orientační hodnoty produkce specifického znečištění s_o na jednoho EO, jako jsou chemická spotřeba kyslíku ($CHSK_{Cr}$), biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5), nerozpuštěné látky (NL), amoniakální dusík ($N\text{-}NH_4^+$) a celkový fosfor (P_{celk}), nabývají dle ČSN 75 6401 hodnot s_o 120 g $CHSK_{Cr}$, 60 g BSK_5, 55 g NL, 11 g $N\text{-}NH_4^+$ a 2,5 g P_{celk}. Norma DWA-A 262E uvádí naopak hodnoty q_{spec} ≥150 l EO^{-1} OV a s_o 120 g $CHSK_{Cr}$, 60 g BSK_5, 70 g NL, 11 g $N\text{-}NH_4^+$ a 1,8 g P_{celk}.

Z výše uváděných specifických produkcí znečištění lze odhadnout látkové zatížení přitékající na čistírnu pro různé typy stokových sítí. Dle způsobu odvádění odpadních vod lze průměrné koncentrace na přítoku definovat dle Tab. 1 (Hluštík, 2019). V tabulce jsou uvedeny navíc parametry charakterizující kvalitu OV, jako je celkový dusík (N_{celk}), P_{celk} a pH, což jsou ukazatele, které se standardně u ČOV velikostní kategorie do 2 000 EO nesledují (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., 2015).

Tab. 1 Celkové srovnání průměrných ukazatelů kvality vody rozdílných kanalizačních systémů (Hluštík, 2019)

Stoková síť	BSK_5 (mg l^{-1})	$CHSK_{cr}$ (mg l^{-1})	NL (mg l^{-1})	N_{celk} (mg l^{-1})	$N\text{-}NH_4^+$ (mg l^{-1})	P_{celk} (mg l^{-1})	pH (–)
Jednotná	206,8	508,3	281,6	60,2	39,2	7,7	7,7
Splašková	465,7	963,6	427,7	118,0	94,6	14,3	7,9
Tlaková	799,1	1 652,9	873,7	180,6	139,3	18,6	8,1
Podtlaková	669,2	1 419,6	784,2	145,3	108,2	16,7	8,0

Látkové a hydraulické zatížení pro návrh přírodní čistírny představuje zásadní parametr. Ukazatele, které uvádí Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., jsou ale neméně podstatné. Nařízení stanovuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění obsaženého v povrchových vodách a ve vypouštěných OV. Jedná se o prováděcí předpis k zákonu o vodách č. 254/2001 Sb. (Vodní zákon, 2001), který současně implementuje směrnici rady 91/271/EHS o čištění městských OV. Požadované a hodnocené koncentrace ukazatelů znečištění na odtoku z ČOV, uvedené v Tab. 2 pro kategorie ČOV dle EO <500 a 500–2000, odpovídají příloze č. 7

k nařízení vlády č. 401/2015 Sb. (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., 2015). Jedná se o nejlepší dostupné technologie (Best Available Techniques „BAT“), které jsou v současnosti při posuzování a plánování nových ČOV upřednostňovány. Čistírny pro malé producenty ale často dosahují již dnes odtokových koncentrací výrazně lepších a jsou tak připraveny na možné zpřísnění požadovaných limitů (Wanner, 2017).

Nařízení dále ukládá minimální roční četnost odběru vzorů vypouštěných OV, na základě velikosti zdroje znečištění. Pro producenty menší než 500 EO je četnost stanovena 4krát za rok. Pro větší obce 500–2000 EO jsou vzorky odebírány 12krát za rok (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., 2015).

Tab. 2 Nejlepší dostupné technologie v oblasti zneškodňování odpadních vod a podmínky jejich použití (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., 2015)

Kategorie ČOV (EO)	$CHSK_{Cr}$		BSK_5		NL		$N\text{-}NH_4^+$	
	koncentrace		koncentrace		koncentrace		koncentrace	
	p	m	p	m	p	m	prům.	m
	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})	(mg l^{-1})
<500	110	170	30	50	40	60	-	-
500-2000	75	140	22	30	25	30	12	20

p – přípustné hodnoty; m – maximální hodnoty (platí jen pro odběry s teplotou nad 12 °C); prům.– průměrné hodnoty

Povolení k vypouštění OV do povrchových vod je udělováno vodoprávními úřady podle podmínek stanovených nařízením vlády č. 401/2015 Sb. a zákonem o vodách. Povolení obsahuje mimo jiné údaje o místě a způsobu vypouštění, množství a jakosti OV, způsobu jejich monitorování a kontroly nebo opatření ke snižování znečištění a ochraně recipientu. Povolení je obvykle platné po dobu 5 let a je možné jej prodloužit nebo změnit.

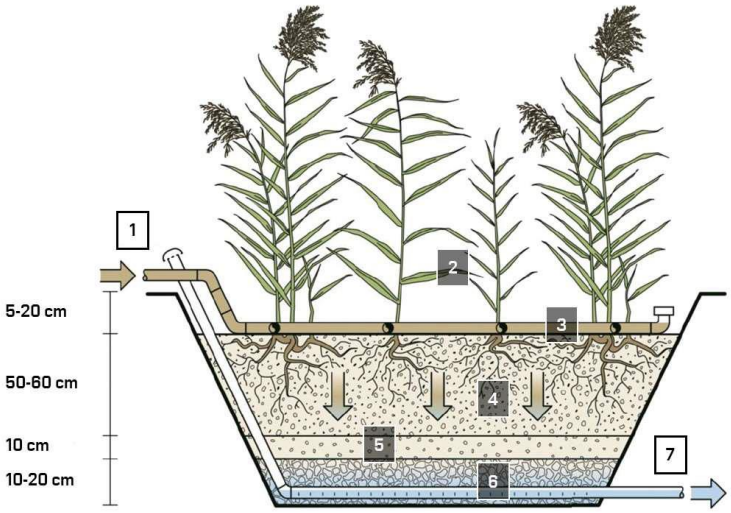
V urbanizovaných územích jsou OV složeny z vod splaškových (obytné domy, občanská vybavenost), průmyslových (průmyslové závody, výrobny), srážkových (intravilán urbanizovaného území) či balastních (netěsnosti ve stokové síti apod.). Vlivem průmyslového znečištění dochází ke značnému zvýšení koncentrace vybraných látek na přítoku ČOV, naopak balastní vody mohou městské vody silně ředit (Zákon č. 274/2001 Sb., 2001; Vyhláška č. 244/2021 Sb., 2021).

Odstranění nerozpuštěných i rozpuštěných látek je možné zprostředkovat pomocí přírodní čistírny, a to především díky jejímu hlavnímu čistícímu stupni. Filtry se navrhují dle potřeby zajištění anaerobních či aerobních podmínek pro čistící procesy. Legislativa pro malé producenty (<500 EO) nevyžaduje odstraňování $N\text{-}NH_4^+$ (viz Tab. 2), a i přes to se na většině přírodních ČOV umisťují vertikální filtry zajišťující aerobní reakce (nitrifikaci) (Kayser, 2005; Wanner, 2017). Bližší návrhové parametry jednotlivých filtračních stupňů jsou popsány v navazující kapitole 2.1.2.

2.1.2 Konstrukční uspořádání přírodních ČOV

Konstrukční uspořádání přírodních ČOV se zpravidla skládá z mechanického předčištění a hlavního stupně čištění. Mezi objekty mechanického předčištění patří česle, lapáky písku, usazovací nádrže (UN). Hlavní stupeň čištění jsou FP, která mohou být horizontálně či vertikálně protékaná (Langergraber, 2019). Existují technické varianty, které umožňují úplné vynechání stupně předčištění, jako například francouzské vertikální filtry. Technologické linky jednostupňových a dvoustupňových vertikálních filtrů jsou podrobně popsány v navazujících podkapitolách.

Vertikální FP je konstruováno jako mělká zemní jáma o hloubce 1 m. Na spodní části je zpravidla hydroizolační přírodní či umělé souvrství. Filtrační materiály jsou kladeny na hydroizolační vrstvu. Jedná se o drenážní, přechodové, hlavní filtrační a pohledové vrstvy, znázorněny na Obr. 1. Vrstvy jsou nejčastěji prováděny z přírodního drceného kameniva (DK) či těženého kameniva (TK) o frakcích 0–4 mm až 16–32 mm. Vzhledem k omezeným přírodním zdrojům a zvyšování cen kameniva se v poslední době objevují tendence zaměřené na využití alternativních materiálů, kterými mohou být stavební recykláty, a to betonové (RCA) frakce 0–4 mm či cihelné (RMA) frakce 0–5 mm (Zedník, 2024a). Na povrchu vertikálních filtrů je rozmístěno distribuční potrubí zajišťující rovnoměrné rozprostření přerušovaného dávkování OV. Na dně filtru se nachází drenážní potrubí zprostředkovávající odtok vyčištěné vody (Dotro, 2017a). Povrch bývá zpravidla osazen mokřadní vegetací, kterou může být například rákos obecný (*Phragmites australis*) nebo různé druhy ostřic (*Carex*) (Nivala, 2012).



Obr. 1 Schéma jednostupňového vertikálního filtračního pole; převzato z (Zedník, 2024a) 1 – přítokové potrubí, 2 – mokřadní vegetace, 3 – distribuční, 4 – hlavní filtrační vrstva, 5 – přechodová vrstva, 6 – drenážní vrstva, 7 – odtokové potrubí

Jednostupňový vertikální filtr

Jednostupňové vertikálně protékané filtry představují jedno z nejjednodušších provedení hlavního čistícího stupně. Hojně se využívají pro domovní ČOV (Langergraber, 2019). Technologická linka zpravidla bývá složena z mechanického předčištění (anaerobní separátor nebo septik), za kterým následuje vertikální filtr. Jeho hlavní filtrační vrstva je zpravidla z TK frakce 0–4 mm. Možnou alternativou může být i RCA fr. 0–4 mm či RMA fr. 0–5 mm (Zedník, 2024a).

Návrhová plocha filtru je 4 m^2 EO^{-1}. Přičemž mocnost hlavní filtrační vrstvy by měla být alespoň 500 mm, tvořené TK fr. 0–4 mm. Interval zatěžování OV je 3 až 4krát za den při *OLR* 20 g $CHSK_{Cr}$ m^{-2} d^{-1}. Na povrch filtru je OV přiváděna distribučním potrubím s pravidelně děrovanou sítí (jeden otvor na plochu 2 m^2) (ÖNORM B 2505, 2009). Dle výzkumu (Canet Martí, 2018) je možné plochu snížit na 2,5 m^2 EO^{-1} při *OLR* 32 g $CHSK_{Cr}$ m^{-2} d^{-1}, dávkováním 8krát za den po 3 hodinách a s pravidelně děrovanou distribuční sítí potrubí jeden otvor pro plochu 1 m^2.

Návrh jednostupňových vertikálních filtrů pro malé čistírny je ukotven v české normě (ČSN 75 6402, 2017). Výpočet plochy vychází z koncentrace $CHSK_{Cr}$, kde míra odstranění látkového znečištění odpovídá *OLR* = 15 g_{CHSK} m^{-2} den^{-1} až 20 g_{CHSK} m^{-2} den^{-1}, jak je patrné z rovnice (1). Normou udávané hydraulické zatížení by nemělo překročit hodnotu 0,15 m d^{-1}, což odpovídá přítoku maximálně 150 l odpadní vody na 1 m^2 za den.

$$A_{\mathrm{VF}} = \frac{c_{1\mathrm{CHSK}} \times Q_{24}}{OLR} \tag{1}$$

kde A_{VF} je plocha vertikálního filtru měřená v polovině jeho výšky, m^2; c_{1CHSK} je koncentrace $CHSK_{Cr}$ na přítoku na filtr, (mg l^{-1}); Q_{24} je průměrný bezdeštný denní přítok, (m^3 den^{-1}) a *OLR* je organické zatížení v parametru CHSK, g m^{-2} den^{-1} (g_{CHSK} m^{-2} den^{-1}).

Dvoustupňový vertikální filtr

Dvoustupňový vertikální filtr, často označován přídomkem „rakouský“, je speciálním typem dvou sériově zapojených vertikálních filtrů. Principem tohoto systému je vytvoření aerobního a anaerobního prostředí, ve kterém bude docíleno úplného odstranění dusíku.

Dvoustupňovým filtrům stejně jako jednostupňovému provedení bývají předřazovány objekty mechanického předčištění. Z hlediska technologie se jedná o využití pro čištění OV běžnými procesy založených na jevech cezení (česle, síta) a sedimentace (lapák písku, lapák štěrku). Nejvýznamnějším objektem mechanického předčištění je UN, která slouží ke gravitační separaci NL obsažených v OV. Vlivem usazení suspendovaných látek na dně UN a jejich přečerpáním se významně redukuje množství NL odtékajících na navazující filtr. Pro sedimentaci NL je také možné využít účinnější anaerobní separátory, které disponují vyšší dobou zdržení (v řádech dnů) než u UN (ČSN 75 6402, 2017).

Hlavní čistící stupeň bývá zpravidla složen ze dvou na sebe navazujících vertikálních polí. Na prvním stupni je doporučeno využití frakce hlavní filtrační vrstvy 2–4 mm o mocnosti 500 mm. Ve spodní části se nachází zatopená drenážní vrstva, zajišťující anaerobní podmínky. Hlavní filtrační vrstva na druhém stupni má frakci 0–4 mm, mocnost 500 mm a drenážní vrstva je konvenční z hrubého materiálu. Vyšší hydraulická vodivost materiálu prvního stupně omezuje dobu zdržení (*HRT*) protékající odpadní vody. V prostředí filtru je tedy odpadní vodě dodáno omezené množství kyslíku, které zajistí částečný průběh nitrifikace tak, aby v zatopené drenážní vrstvě mohla proběhnout denitrifikace nově vzniklých dusičnanů. Velikost dvoustupňového vertikálního filtru odpovídá 2 m^2 EO^{-1}. (Langergraber, 2008).

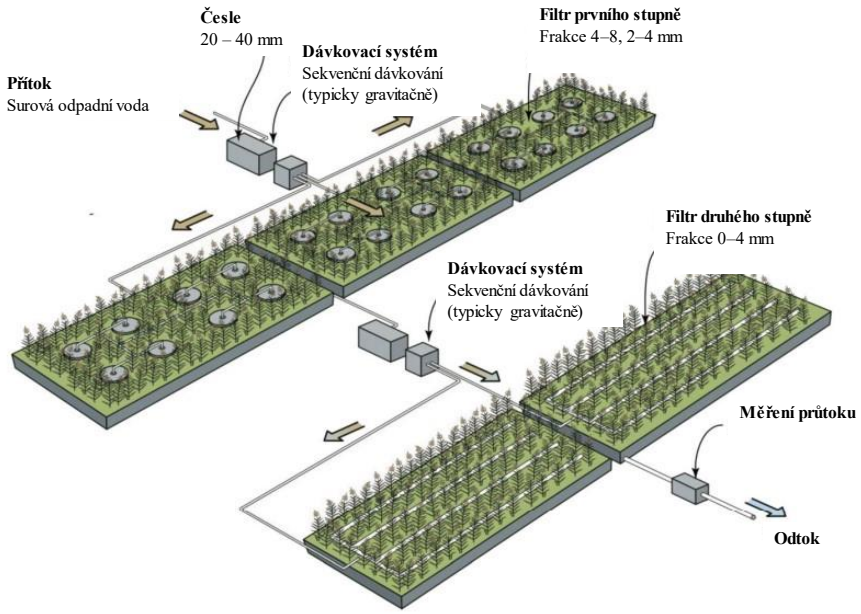
Dobrým příkladem přírodní ČOV s dvoustupňovými vertikálními filtry, kdy byla poprvé v ČR použita tato technologie, je čistírna v obci Hlína. Čistírna vykazovala průměrné účinnosti během let 2022/2023 pro BSK_5 98,5 %, $CHSK_{Cr}$ 96,2 %, NL 98,4 %, $N\text{-}NH_4^+$ 84,1 % a P_{celk} 83,5 % (Zedník, 2023).

Francouzský systém

Přírodní čistírny označované jako „French Vertical Flow“ jsou dvoustupňové vertikálně protékané filtry obsahující střídavě provozovaná pole každého stupně. Pro označení v diplomové práci je pro tento typ čistírny používán český ekvivalent „francouzský systém“ nebo „francouzský filtr“. Systém byl podrobně popsán v bakalářské práci (Tůmová, 2022). Diplomová práce na ni pomyslně navazuje a rozšiřuje ji o vlastní poloprovozního testování. Následující odstavce popisují důležité návrhové parametry, které se používají v projekční praxi.

Francouzské vertikální filtry jsou ve Francii používány přes 40 let (Molle, 2005). Představují systém přírodě blízkému řešení. Mají výhody přírodních čistíren, jako jsou nízké pořizovací náklady, odolnost, snadný provoz a údržba. Kromě těchto výhod může francouzský systém čistit kaly a OV v jediném kroku, bez použití primárního čištění. NL ve formě kalu se filtrují a usazují na prvním čistícím stupni (viz Obr. 2), kde se následně tvoří kalová vrstva. Vrstva usazeného kalu zlepšuje účinnost filtrace při odstraňování pevných látek, prodlužuje *HRT*, usměrňuje distribuci vody na povrch filtru a tím zvyšuje čisticí schopnost pole. Kromě toho je vrstva kalu s dostatečnou tloušťkou místem, kde probíhá většina biologické činnosti, včetně rozkladu organických látek (Molle, 2014).

Francouzské filtry využívají pouze hrubého předčištění (česle), základní sedimentace probíhá na povrchu prvního filtračního stupně. Přírodní čistírna je v podstatě biofilmový reaktor s nízkým *OLR*. Hlavní princip čištění je tedy biologický s doprovodným mechanickým a chemickým čištěním na filtrační náplni (Arévalo-Durazno, 2023).

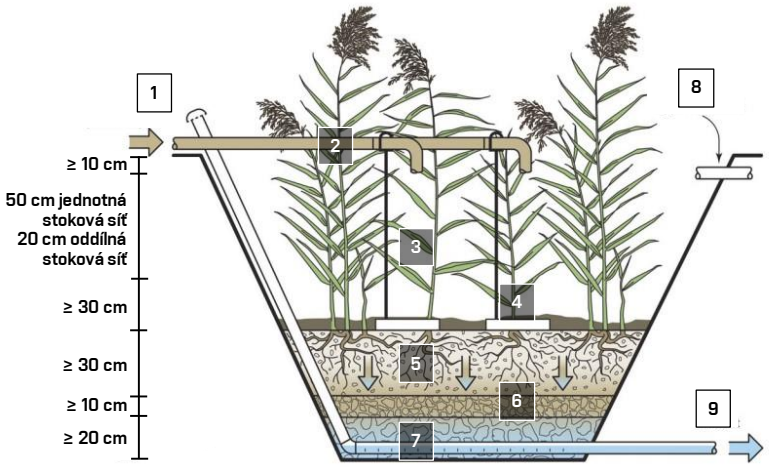


Obr. 2 Schéma klasického návrhu francouzského systému; převzato a upraveno (Dotro, 2017a)

Klasické konstrukční uspořádání francouzského systému se skládá ze dvou sériově zapojených stupňů. Pro podnebí mírného pásu je návrhová celková plocha filtrů 2 m^2 EO^{-1}. Na prvním stupni jsou provozovány tři pole (1,2 m^2 EO^{-1}), na druhém stupni navazují dvě pole (0,8 m^2 EO^{-1}) (Langergraber, 2019).

První stupeň zachycuje surovou OV za česlemi, která prosakuje porézním materiálem hlavního filtru, tvořený praným štěrkem fr. 4–8, 2–4 mm. Voda je na povrch jednotlivých polí přiváděna přerušovaně pomocí distribučního potrubí DN >110 mm z nerezové oceli nebo PVC. Je vždy

umístěno alespoň 30 cm nad povrchem filtračního lože. Přímo pod výtokem je vložena nepropustná podložka sloužící pro lepší distribuci OV. Na horní části následně OV vytváří na povrchu filtru vrstvu usazeného kalu (Dotro, 2017a). První stupeň francouzského filtru je zachycen na Obr. 3.



Obr. 3 Schéma prvního stupně francouzského filtru; převzato a upraveno z (Dotro, 2017a) 1 – přítokové potrubí, 2 – distribuční potrubí, 3 – retenční prostor/mokřadní vegetace, 4 – akumulační prostor pro kal, 5 – hlavní filtrační vrstva, 6 – přechodová vrstva, 7 – drenážní vrstva, 8 – ochranný přeliv, 9 – odtokové potrubí

Na druhý stupeň, jehož hlavní filtrační vrstvu představuje zpravidla TK fr. 0–4 mm, je následně dávkována voda z prvního stupně. Probíhá zde dokonalá filtrace včetně aerobních procesů a nitrifikace. Princip distribuce vody na filtr a složení filtru je téměř totožný s jednostupňovými filtry (viz Obr. 1).

Kal na prvním stupni narůstá rychlostí přibližně 2 až 3 cm za rok a je třeba jej odstraňovat každých 10 až 15 let (Langergraber, 2019). Míra akumulace kalu může být nižší v systémech, které nepřijímají nepřetržitě plné návrhové zatížení. Povrch francouzských filtrů je osazen zpravidla rákosem obecným, aby byla zajištěna infiltrační kapacita (maximální rychlost, jakou je půda schopna absorbovat vodu při absenci povrchového odtoku, mm hod^{-1}) a pasivní provzdušňování filtru. Stonky rákosu, které se pohybují vlivem větru mohou zřejmě vytvářet malé otvory v kalové vrstvě (Molle, 2015).

Střídání fází zatěžování a klidu, včetně hydraulického a látkového zatížení, je pro provoz francouzského systému zásadní. Nárazové plnění filtrů přímo ovlivňuje účinnost čištění a mineralizaci (viz Obr. 4) usazenin na povrchu. Pokud by nedocházelo k obnově hydraulické vodivosti prvního stupně díky řízeným odstávkám, potom by mohlo docházet k vytváření hladiny na povrchu a k případnému přetečení filtru (Trein, 2020). Doporučené fáze zatěžování a klidu jsou pro jednotlivá FP 3,5 dne, respektive 7 dní (Paing, 2015).

Návrh velikosti FP pro obecní čistírny jsou vztažené k počtu EO. Přesnější výpočet je založen na posouzení maximálního hydraulického a látkového zatížení. Účinnost odstranění ukazatelů znečištění za prvním a druhým vertikálním filtrem je uvedena v Tab. 3. Zároveň jsou uvedeny i přítokové koncentrace a doporučená hydraulická zatížení na FP. Molle (2005) představil návrhové parametry francouzského sytému, kde doporučuje čištění surových OV z oddílné stokové sítě. Návrhové hodnoty zahrnují návrhová organická zatížení (*OLR*) přibližně 300 g m^{-2} d^{-1} $CHSK_{Cr,}$ 150 g m^{-2} d^{-1} NL, ale také hydraulické zatížení (*HLR*) 0,37 m d^{-1}.

Tab. 3 Maximální návrhové zatížení pro francouzský systém čištění OV; převzato a upraveno (Dotro, 2017a; Molle, 2005).

	HLR	BSK_5	$CHSK_{Cr}$	NL	$N\text{-}NH_4^+$
	($m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$)		($g\ m^{-2}\ d^{-1}$)		
			1. stupeň		
Zatížení	0,37	150	300	138	15
Rovnice odstranění látkového zatížení		$0{,}9 \cdot M_i$	$0{,}8 \cdot M_i$	$0{,}9 \cdot M_i$	$1{,}113 \cdot M_i^{0{,}8126}$
			2. stupeň		
Zatížení	0,37	20	70	30	15
Rovnice odstranění látkového zatížení		$0{,}8 \cdot M_i$	$0{,}75 \cdot M_i$	$0{,}9 \cdot M_i$	$1{,}194 \cdot M_i^{0{,}8622}$

M_i je látkové zatížení ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$)

2.1.3 Typické procesy ve filtrech

Typické procesy probíhající v hlavních filtračních vrstvách v různých typech přírodních ČOV shrnuje Tab. 4. Označení „++“ reprezentuje primární proces v daném typu FP a čistírna je navržena právě s cílem zajistit jeho účinný průběh. Pokud je například požadována nitrifikace, lze použít pouze typy čistírny s vertikálním prouděním a přerušovaným zatížením, tj. jednostupňové, rakouské vertikální filtry a francouzské vertikální filtry. Označení „+“ znamená, že proces probíhá v určitém rozsahu, ale že typ filtru není primárně určen pro tento proces.

Tab. 4 Souhrn procesů podílejících se na odstranění znečištění v jednotlivých filtrech; převzato a upraveno (Langergraber, 2019)

Typ filtru/ proces	Sedimentace	Filtrace	Aerobní degradace	Nitrifikace	Adsorpce	Sorpce	Produkce biomasy	Vytváření biotopů
Vertikální filtr		++	++	++	+	+	+	+
Francouzský vertikální filtr	+	++	++	++	+		+	+

Nejdůležitějšími procesy probíhajícími ve filtrech jsou sedimentace, filtrace, aerobní, anaerobní degradace, nitrifikace, denitrifikace a okrajově i sorpce (Langergraber, 2019). Sedimentace je proces usazování pevných částic vlivem gravitace, její rolí v přírodních čistírnách je oddělení pevných částí z vody. K sedimentaci dochází především v v mechanickém předčištění, kde dochází k odstranění hrubých nečistot a kalů. Filtrace je mechanický proces, při kterém voda

prochází přes porézní materiál (písek, štěrk) a pevné částice přitom zůstávají zachyceny uvnitř porézního materiálu (Knowles, 2011).

Aerobní a anaerobní degradace jsou procesy rozkladu organických látek pomocí mikroorganismů za přítomnosti kyslíku, respektive bez přítomnosti kyslíku. Aerobní prostředí je důležité pro odstranění *OLR*, probíhá v hlavní filtrační vrstvě, kde kyslík podporuje aktivitu aerobních bakterií. Anaerobní degradace umožňuje rozklad složitých organických látek na jednodušší, probíhá například u dvoustupňového filtru ve spodní zatopené drenážní části filtru. Nitrifikace a denitrifikace jsou biochemické procesy. Při nitrifikaci dochází k oxidaci amoniaku (NH_3) nebo amonných iontů (NH_4^+) na dusičnany (NO_3^-), za přítomnosti kyslíku. Nitrifikace pomáhá odstranit dusíkaté látky z vody, probíhá v kyslíkem obohacených částech filtru. Mezi tím denitrifikace redukuje NO_3^- na plynný dusík (N_2) za absence kyslíku. Role denitrifikace spočívá v odstranění přebytečného dusíku z vody, probíhá v anaerobních zónách, které se většinou nachází v hlubších vrstvách nebo v zatopených částech filtru se zbytkovým organickým znečištěním (Abou-Elela, 2013).

V neposlední řadě je důležitým procesem sorpce. Je to fyzikálně-chemický proces, při kterém se látky vážou na povrch pevných materiálů (adsorpce) nebo se do nich vstřebávají (absorpce). Je velmi důležitá při odstraňování těžkých kovů nebo organických znečišťujících látek. Sorpce probíhá na povrchu filtračního materiálu, kterým může být například přírodní kamenivo (Langergraber, 2019).

2.2 Ucpávání filtračních materiálů

Kolmatace je významným provozním problémem u přírodních ČOV, a to zejména u systémů s vertikálními filtry. Ke kolmataci dochází v důsledku hromadění NL, mikrobiální biomasy (druhy bakterií, hub, prvoků a řas) a kořenových materiálů rostlin, které zmenšují volný prostor mezi zrny kameniva a snižují tak hydraulickou vodivost (Hua, 2010; Hua, 2013).

2.2.1 Důvody a projevy vzniku kolmatace

Proces kolmatace filtrů vyskytujících se v hlavním čistícím stupni přírodních ČOV probíhá ve třech fázích. Nejprve jde často o počáteční průnik znečišťujících látek do filtračního prostředí. Následným druhým krokem je vytvoření povrchové kalové vrstvy, která se ve třetí fázi hutní (Hua, 2010). Procesy přispívající ke kolmataci lze rozdělit na fyzikální, chemické a biologické. Působením všech tří procesů se zmenšuje volný prostor ve filtračním prostředí (Hua, 2013; Mishra, 2024). Mezi nejčastěji pozorované procesy zodpovědné za zanášení filtrační náplně patří děje fyzikální a biologické (Wang, 2021).

V OV přitékající na filtrační materiály se nacházejí látky organického a anorganického původu. Bylo zjištěno, že anorganické látky s větší pravděpodobností způsobují zanášení filtrů (fyzikální kolmatace), ve kterých dochází ke snížení mezerovitosti způsobené hromaděním NL. Proces biologického zanášení způsobuje tvorbu koloidního kalu (biofilmu) s vysokým obsahem vody a nízkou hustotou. S výskytem biofilmu je často spojena i produkce extracelulárních polymerů (EPS), jejichž cílem je poskytnout mikroorganismům živiny (Wang, 2021).

Mezi měřitelné projevy kolmatace patří snížení hydraulické vodivosti materiálu projevující se tvorbou vodní hladiny na povrchu filtru. Dalším projevem je omezení proudění vody filtračním prostředím, které má za následek vznik anaerobního prostředí a tím i omezení průběhu aerobních procesů včetně nitrifikace. Důsledkem průběhu anaerobních procesů dochází ke snížení účinnosti čištění v parametru $N\text{-}NH_4^+$, vznikají zkratové proudy, paradoxně se omezuje *HRT* a snižuje se

doba kontaktu protékající vody s biofilmem přisedlým na povrchu filtračního materiálu (Langergraber, 2003).

Kolmatace filtračních materiálů však nemusí vždy působit pouze negativně. Například první stupně francouzských systémů, které se zpravidla navrhují s DK fr. 4–8 mm a 2–4 mm (podrobněji uvedeno v kapitole 2.1.2), jsou konstruovány a provozovány tak, aby cíleně docházelo k jejich ucpání. Filtry jsou provozovány s kalovou vrstvou na povrchu zajišťující účinné odstranění NL, a to, aniž by kalová vrstva negativně ovlivňovala přípustné hydraulické zatížení.

U druhých stupňů francouzského systému nebo u jednostupňových vertikálně protékaných filtrů při použití TK fr. 0–4 mm nebo praného cihelného recyklátu (RMA) fr. 0–5 mm však kolmatace představuje výrazně negativní proces (Nivala, 2012; Zedník, 2024a), který je doprovázený tvorbou vodní hladiny na povrchu filtru. Vznikající hladina může vystoupat až do výšky, kdy dojde k přetečení obvodových hrází filtru a k úniku OV do přilehlého okolí. Rozvíjející se kolmatace u jemných materiálů tak vždy vyžaduje provozní či konstrukční zásah, má-li být zachován uspokojivý provoz čistírny. Pokud během provozu dojde k výraznému poklesu hydraulické vodivosti, lze upravením provozních parametrů, zejména prodloužení doby fáze odstávky hydraulickou vodivost obnovit mineralizací kalové vrstvy (Wang, 2021; Langergraber, 2003), která je podrobněji popsána v kapitole 2.2.2. Pokročilá kolmatace může ale i přes provozní opatření nakonec omezit životnost celého filtru a vyžadovat sanaci zaneseného filtračního materiálu (Knowles, 2011).

2.2.2 Parametry ovlivňující kolmataci

Parametry ovlivňující výslednou hydraulickou vodivost filtračního prostředí lze rozdělit na návrhové a provozní. Návrhové parametry jsou reprezentovány počáteční hydraulickou vodivostí, pórovitostí, respektive mezerovitostí filtračního materiálu. Provozní parametry jsou zastoupeny *HRT* a *HLR*. Kombinací těchto parametrů je přímo či nepřímo ovlivněna provozní životnost a účinnost odstraňování látkového znečištění (Zhao, 2024).

Zanášení filtrů může být doprovázeno nižší účinností odstranění ukazatelů znečištění nebo tvorbou vodní hladiny na povrchu filtru. To se děje v důsledku snižování hydraulické vodivosti materiálu, která bývá ve fázi návrhu nejčastěji popsána koeficientem nasycené hydraulické vodivosti k_s. Aby bylo možné detekovat snížení koeficientu k_s, je zapotřebí znát alespoň orientačně jeho počáteční hodnotu u použitých filtračních materiálů (viz Tab. 5). V tabulce jsou vypočítány nasycené hydraulické vodivosti pro jednotlivé přírodní DK a TK dle Beyerova vztahu (Standard DWA-A 262E, 2017). Koeficient k_s pro praný cihelný recyklát byl určen dle výsledků dostupných v publikaci (Zedník, 2024a).

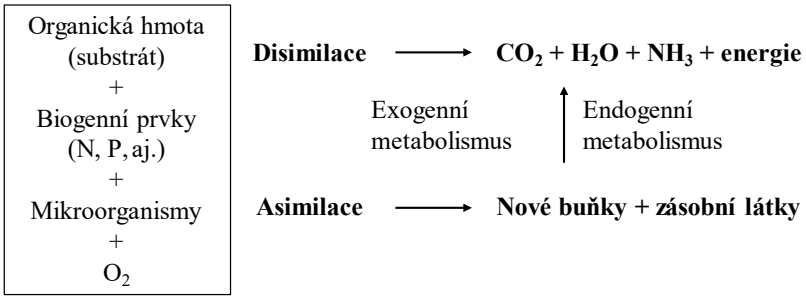
Běžně používané TK fr. 0–4 mm zachycuje velký poměr NL, díky čemuž je tak ke kolmataci náchylnější než materiály s hrubší frakcí. Obecně platí, že čím bude frakce hlavní filtrační vrstvy jemnější, tím bude pravděpodobnost kolmatace materiálu vyšší, a to v závislosti na zmenšující se mezerovitosti (Nivala, 2012).

Tab. 5 Teoretická nasycená hydraulická vodivost pro rozdílné materiály (Standard DWA-A 262E, 2017; Zedník, 2024a; Zedník, 2024a; Zedník, 2024b)

Popis	Symbol dle DIN EN ISO 14688-1	Frakce	Teoretický k_s	Zdroj
		(mm)	(m s^{-1})	
Jemný písek	fS	>0,063–0,2	$5 \cdot 10^{-6}$ to $5 \cdot 10^{-4}$	(Standard DWA-A 262E, 2017)
Střednězrnný písek	mS	>0,2–0,63	$5 \cdot 10^{-5}$ to $5 \cdot 10^{-3}$	
Hrubý písek	gS	>0,063–2	$1 \cdot 10^{-4}$ to $5 \cdot 10^{-3}$	
Jemný štěrk	fG	>2–6,3	$1 \cdot 10^{-4}$ to $1 \cdot 10^{-2}$	
RMA	–	0–5	$9{,}0 \cdot 10^{-4}$	(Zedník, 2024b)

Provozní parametry hrají důležitou roli při ovlivňování zanášení filtrů. Díky vhodnému provoznímu nastavení lze zaručit dlouhodobé fungování čistíren. Doporučené normové hodnoty *HLR* pro první a druhý stupeň francouzských filtrů činí 0,37 m d^{-1} (Langergraber, 2019). Dalším návrhovým, ale i provozním parametrem je přiváděné množství NL. Pro první stupeň by mělo být maximální přiváděné množství NL 138–150 g m^{-2} d^{-1}, pro druhý stupeň se následně jedná o hodnotu 30 g m^{-2} d^{-1}, viz. kapitola 2.1.1 (Dotro, 2017b). Studie z podnebí tropického pásu (Arévalo-Durazno, 2023) prokázala, že při *HLR* 0,56 m d^{-1} a látkovém zatížení 109 g_{CHSK} m^{-2} d^{-1} a 77 g_{NL} m^{-2} d^{-1} je dosahováno účinnosti čištění pro $CHSK_{Cr}$ 64 % a NL 70 %. Fáze zatěžování za těchto specifických podmínek trvala 3 dny a následovala po ní 6denní fáze klidu. Oproti prvním stupňům francouzských filtrů je pro návrh stupňů druhých využíváno odlišné návrhové *HLR* 0,15 m d^{-1} a rozdílné množství NL, které by mělo být výrazně nižší, ne-li téměř nulové (Standard DWA-A 262E, 2017).

Důležitým procesem, který pozitivně ovlivňuje kolmataci druhých stupňů francouzských systémů a jednostupňových vertikálních filtrů, je schopnost organického rozkladu hmoty v anaerobních podmínkách, patrné z Obr. 4 (Hlavínek, 2006; Knowles, 2011). Jedná se o děj, při kterém aerobní mikroorganismy rozkládají organické látky za pomoci svých enzymů oxidačními procesy. Konečnými produkty jsou oxid uhličitý (CO_2), voda (H_2O) a ze substrátu pocházející dusík (N), zpravidla ve formě dusíku amoniakálního. Protože produkty rozkladu jsou anorganickými látkami, jedná se tak o mineralizaci organické hmoty.



Obr. 4 Rozklad organické hmoty v aerobních podmínkách; převzato a upraveno z (Hlavínek, 2006)

2.2.3 Možnosti monitoringu projevů kolmatace

Mezi možnosti monitoringu kolmatace patří analýza nahromaděných pevných látek, měření pórovitosti materiálu a metody in-situ (na místě), které měří vztah mezi elektromagnetickými vlastnostmi objemového média a nahromaděním zanesených látek (Nivala, 2012). Metody in-situ zahrnují také monitoring pomocí měření hydraulické vodivosti, pH, koncentrace O_2 nebo ORP. Hodnoty mohou poskytovat cenné informace o vznikající kolmataci, ale i o jejím rozsahu (Nivala, 2012). Ucpání filtrů se často projevuje poklesem hydraulické vodivosti a následující tvorbou vodní hladiny na povrchu filtru. Kolmatace se propisuje v účinnostech odstranění jednotlivých ukazatelů znečištění a zvyšuje *HRT*. Jako další indikátory lze využít i fyzikálně-chemické ukazatele, které lze měřit pomocí multimetru a příslušných sond (viz kapitola 0).

Snížené pH může indikovat průběh procesu nitrifikace a podporovat rozpouštění minerálů. Zatímco vyšší pH může vést ke srážení vápníku (Ca) a železa (Fe), jejichž sraženiny mohou přispívat ke kolmataci (Nivala, 2012).

ORP poskytuje informace o tom, zda jsou v systému vytvořeny aerobní (vyšší ORP) nebo anoxické a anaerobní podmínky (nižší ORP). Pokud se ORP pohybuje v hodnotách >250 mV, jsou zajištěny aerobní/oxické podmínky, které přispívají k mineralizaci. ORP v rozmezí 150–250 mV může naznačovat anaerobní prostředí, které podporuje tvorbu aerobního biofilmu, akumulaci organického materiálu a uvolňování Fe a manganu (Mn). Velmi nízké ORP <150 mV může vést k tvorbě sirovodíku (H_2S) a podporovat průběh anaerobních procesů, které přispívají k hromadění nerozpustných látek ve filtračním materiálu (Kayser, 2005; Singrová, 2021).

Koncentrace O_2 >2 mg l^{-1} indikuje aerobní podmínky. Přechodové podmínky při koncentraci O_2 v rozměží 0,5–2 mg l^{-1} jsou rizikem počátku anaerobních procesů. Anaerobní podmínky při koncentraci O_2 <0,5 mg l^{-1} se často pojí s vysokým rizikem tvorby obtížně rozložitelného biofilmu a organických usazenin. Kombinace ORP a koncentrace O_2 poskytuje komplexnější obraz o procesech probíhajících ve filtračním prostředí. Vysoké ORP a vysoké koncentrace O_2 indikují stabilní aerobní prostředí. Nízké ORP a nízké koncentrace O_2 naopak indikují pravděpodobnost anaerobní kolmatace (Kayser, 2005).

Vyhodnocení nasycené hydraulické vodivosti materiálu je další možností monitoringu projevů kolmatace. Nezávisle na konstrukci měřícího přístroje či na metodě stanovení lze koeficient získat použitím Darcyho vztahu (2).

$$q = k \times J \tag{2}$$

kde q je specifický průtok; J je sklon čáry piezometrické výšky; k je součinitel hydraulické vodivosti, m s^{-1}.

2.3 Přírodní čistírna v obci Závada

Obec Závada se nachází v Moravskoslezském kraji v okrese Opava v katastrálním území Závada u Hlučína, patrné z Obr. 5. Nadmořská výška obce dosahuje 278 m n. m. V Závadě žije k 1. 1. 2023 609 obyvatel. Nachází se zde tři budovy občanského vybavení, jedná se o budovu ZŠ a MŠ, budovu obecního domu obsahujícího společenský sál, obecní úřad s hasičárnou a dále o budovu restauračního zařízení s obchodem. V obci se nenachází žádné průmyslové provozovny, které by mohly negativně ovlivňovat přírodní čistírnu, například kontaminací těžkými kovy (Závada, 2024).

Obecní přírodní ČOV byla uvedena do provozu v roce 2019. Na obecní jednotnou stokovou síť stále ale nejsou připojeni všichni producenti. V rámci poplatku vodného a stočného je pro nepřipojené domy možno pravidelně vyvážet kal z jímek fekálními vozy na přírodní ČOV.

Obr. 5 Mapa ČR s vyznačenou obcí Závada (Geoportál ČÚZK, 2004)

2.3.1 Technologické uspořádání, parametry provozu, výsledky monitoringu, provozní problémy

Obec Závada provozuje přírodní ČOV využívající francouzský systém čištění OV. Jedná se o jednu z prvních čistíren tohoto typu na území ČR. Návrh respektuje platnou českou normu ČSN 75 6402 „Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel" a dále vychází z německé normy DWA-A 262 "Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Planted and Unplanted Filters for Treatment of Domestic and Municipal Wastewater" (Standard DWA-A 262E, 2017; ČSN 75 6402, 2017).

Technologická linka včetně dílčích objektů (viz Obr. 6) byla dimenzována pro 250 EO se specifickou produkcí OV q_{spec} = 100 l EO^{-1} d^{-1}, návrhové *HLR* bylo určeno maximálním denním průtokem Q_{dm} 37,5 m^3 d^{-1}, viz Tab. 6. (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018; Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 ekvivalentních obyvatel, 2009; ČSN 75 6402, 2017).

Tab. 6 Hydraulické návrhové zatížení ČOV (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018)

Počet EO		250	–
Měrná produkce OV	q_{spec}	100	l EO^{-1} d^{-1}
Průměrný denní průtok	Q_p	25	m^3 d^{-1}
Maximální denní průtok	Q_{dm}	37,5	m^3 d^{-1}

Dále návrh zohledňoval látková zatížení na přítoku patrná z Tab. 7 a orientační hodnoty účinnosti odstranění ukazatelů znečištění jednotlivých typů čistírenských technologií, viz Tab. 8, Tab. 9 a Tab. 10

Tab. 7 Návrhové látkové zatížení ČOV (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018)

Sledované ukazatele znečištění	s_0	c_0	S_{dpo}
	(g EO^{-1} d^{-1})	(mg l^{-1})	(g d^{-1})
BSK_5	60	600	15 000
$CHSK_{Cr}$	120	1 200	30 000
NL	55	550	13 750
$N\text{-}NH_4^+$	6	60	1 500

s_0 je průměrné denní hmotnostní zatížení (g EO^{-1} d^{-1}); c_0 je vstupní hmotnostní koncentrace (mg l^{-1}); S_{dpo} je látkové zatížení od obyvatelstva (g d^{-1})

Na základě teoretického výpočtu by na přítoku do čistírny měla činit vstupní koncentrace c_0 BSK_5 600 mg l^{-1}, $CHSK_{Cr}$ 1 200 mg l^{-1}, NL 550 mg l^{-1} a $N\text{-}NH_4^+$ 60 mg l^{-1}.

UN byly navrženy s předpokládanou *HRT* 2,3 hod a s uvažovanou produkcí kalu 0,15 m^3 EO^{-1} rok^{-1} o celkovém užitném objemu 34 m^3. Pro výpočet účinnosti odstranění sledovaných parametrů na odtoku z čistírny bylo uvažováno s účinnostmi odstranění v UN 15 % BSK_5, 10 % $CHSK_{Cr}$, 70 % NL a 0 % $N\text{-}NH_4^+$. Na základě teoretického výpočtu by na odtoku z UN měly být dosaženy koncentrace BSK_5 510 mg l^{-1}, $CHSK_{Cr}$ 1 080 mg l^{-1}, NL 165 mg l^{-1} a $N\text{-}NH_4^+$ 60 mg l^{-1}, hodnoty i s množstvím sledovaných ukazatelů za den na odtoku z UN jsou uvedeny ve Tab. 8.

Tab. 8 Odtok z UN (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018)

Sledované ukazatele znečištění	U_1	c_1	S_1
	(%)	(mg l^{-1})	(g d^{-1})
BSK_5	15 %	510	12 750
$CHSK_{Cr}$	10 %	1 080	27 000
NL	70 %	165	4 125
$N\text{-}NH_4^+$	0 %	60	1 500

U_1 je účinnost odstranění na odtoku z UN (%), c_1 je hmotnostní koncentrace na odtoku z UN (mg l^{-1}); S_1 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku z UN (g d^{-1})

Plochy FP byly navrženy s dle hydraulických a látkových zatížení uváděných v kapitole 2.1.1. *HLR* bylo uvažováno s doporučeným dlouhodobým průměrným hydraulickým zatížením 1. stupně francouzského systému 0,37 m^3 m^{-2} d^{-1} (Langergraber, 2019). Jako návrhové *HLR* byl zvolen maximální denní průtok Q_{dm} = 37,5 m^3 d^{-1}. Výpočet plochy dle látkového zatížení zahrnoval maximální látkové zatížení 1. stupně francouzského systému pro BSK_5 150 g m^{-2} d^{-1}, $CHSK_{Cr}$ 350 g m^{-2} d^{-1}, NL 150 g m^{-2} d^{-1}, $N\text{-}NH_4^+$ 30 g m^{-2} d^{-1} (Tab. 9). Celková plocha je tak

pro filtr A (první stupeň vertikálního filtru) 300 m^2 (plocha je rozdělena na třetiny, zatěžováno je vždy jedno pole 100 m^2).

Tab. 9 Výpočet redukce znečištěni na prvním stupni francouzského filtru (filtr A) (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018)

Sledované ukazatele znečištění	S_1	R_1	rovnice odstranění znečištění	c_2	S_2
	($g\ d^{-1}$)	($g\ m^2\ d^{-1}$)		($mg\ l^{-1}$)	($g\ d^{-1}$)
BSK_5	12 750	128	$0,9 \cdot M_i$	51	1 275
$CHSK_{Cr}$	27 000	270	$0,8 \cdot M_i$	216	5 400
NL	5 250	53	$0,9 \cdot M_i$	21	525
$N\text{-}NH_4^+$	1 500	15	$1,113 \cdot M_i^{0,8126}$	20	495

S_1 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku na odtoku z UN ($g\ d^{-1}$); R_1 je míra zatížení na odtoku z UN ($g\ m^2\ d^{-1}$); c_2 je hmotnostní koncentrace z FP A ($mg\ l^{-1}$); S_2 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku na odtoku z FP A ($g\ d^{-1}$)

Na základě teoretického výpočtu by se na odtoku z filtru A měla nacházet koncentrace BSK_5 51 $mg\ l^{-1}$, $CHSK_{Cr}$ 216 mg l–1, NL 21 $mg\ l^{-1}$ a $N\text{-}NH_4^+$ 20 $mg\ l^{-1}$.

Pro filtr B (druhý stupeň vertikálního filtru) bylo uvažováno stejné *HLR* jako pro filtr A. Výpočet plochy dle látkového zatížení zahrnoval maximální látkové zatížení 2. stupně francouzského systému BSK_5 20 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$, $CHSK_{Cr}$ 70 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$, NL 30 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$, $N\text{-}NH_4^+$ 15 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$, viz Tab. 10 . Celková plocha je tak pro filtr B 200 m^2 (plocha je rozdělena na poloviny, zatěžováno je vždy jedno pole 100 m^2).

Tab. 10 Výpočet redukce znečištěni na druhém stupni francouzského filtru (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018)

Sledované ukazatele znečištění	S_2	R_2	rovnice odstranění znečištění	c_3	S_3
	($g\ d^{-1}$)	($g\ m^2\ d^{-1}$)		($mg\ l^{-1}$)	($g\ d^{-1}$)
BSK_5	1 275	13	$0,8 \cdot M_i$	10	255
$CHSK_{Cr}$	5 400	54	$0,75 \cdot M_i$	55	1 350
NL	525	5	$0,9 \cdot M_i$	<5	53
$N\text{-}NH_4^+$	495	5	$1,194 \cdot M_i^{0,8622}$	<1	21

S_2 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku na odtoku z FP A ($g\ d^{-1}$); R_2 je míra zatížení na odtoku z FP A ($g\ m^2\ d^{-1}$); c_3 je hmotnostní koncentrace z FP B ($mg\ l^{-1}$); S_3 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku na odtoku z FP B ($g\ d^{-1}$)

Na základě teoretického výpočtu by na odtoku z čistírny měla být koncentrace BSK_5 10 mg l^{-1}, $CHSK_{Cr}$ 55 mg l^{-1}, NL <5 mg l^{-1} a $N\text{-}NH_4^+$ <1 mg l^{-1}.

Technologické uspořádání

Prvním objektem technologické linky ČOV je odlehčovací komora, která je řazena na gravitační jednotné stokové síti. Z odlehčovací komory je potrubím PVC KG DN 250 OV přiváděna na mechanický stupeň přírodní ČOV, respektive na štěrbinový lapák písku LPŠ 480, ručně stírané jemné česle (šířka průlin 30 mm) a dvě paralelně řazené štěrbinové UN. V blízkosti UN bylo dále umístěno kalové pole o užitných rozměrech 4×4 m, pro snížení objemu kalu odvodněním a pro jeho následnou mineralizaci (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018).

Z UN voda zbavená NL gravitačně odtéká do první prefabrikované betonové nádrže V240A (distribuční šachty č. 1). Z distribuční šachty je voda pulzně vypouštěna na hlavní čistící stupeň, který tvoří pětice vertikálně protékaných FP A a následně B. Celková užitná plocha FP A je 300 m^2. Filtr je rozdělen na tři hydraulicky oddělené části o stejné ploše. V Tab. 11 je uvedena skladba FP A, hlavní filtrační vrstvu tvoří praný štěrk frakce 4–8 mm, tloušťky 300 mm.

Tab. 11 Skladba filtru A (od shora) (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018)

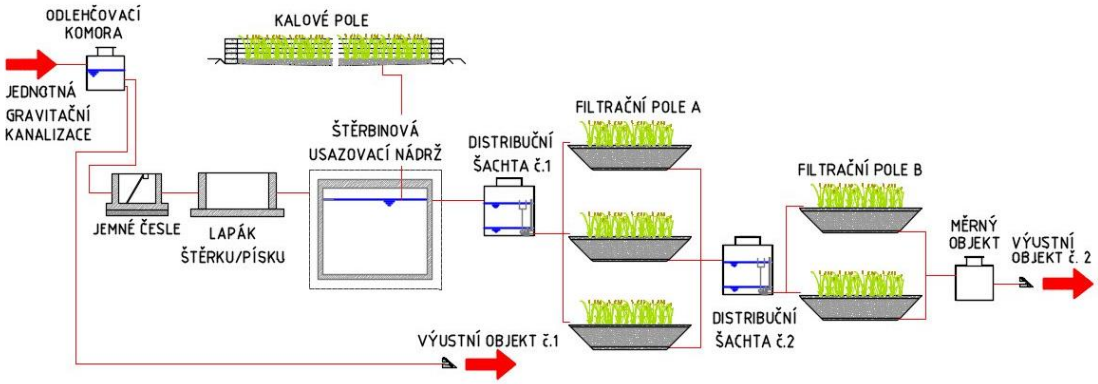
Vrstva	Materiál	Frakce	Mocnost
		(mm)	(mm)
Hlavní filtrační vrstva	Praný štěrk	4–8	300
Přechodová vrstva	Praný štěrk	8–16	150
Drenážní vrstva	Praný štěrk	16–32	150–300

Z FP A voda odtéká drenážním potrubím do distribuční šachty č. 2. Z šachty je voda přiváděna na FP B, které má celkovou užitnou plochu 200 m^2. Pole je rozděleno na dvě totožné hydraulicky neoddělené části, které jsou vymezeny rozložením distribučního potrubí. Plněna je nárazově buď jedna či druhá část vertikálních filtrů B. Usměrnění přitékající vody na jednu nebo na druhou část provádí obsluha ČOV pomocí ventilů navazujících na distribuční šachtu č. 2. Skladba uvedená v Tab. 12 uvádí přesné složení vrstev, přičemž hlavní filtrační vrstva filtrů B je tvořena praným pískem frakce 0–4 mm tloušťky 300 mm.

Tab. 12 Skladba filtru B (od shora) (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018)

Vrstva	Materiál	Frakce	Mocnost
		(mm)	(mm)
Krycí vrstva	praný štěrk	4–8	150
Hlavní filtrační vrstva	praný štěrk	0–4	300
Přechodová vrstva	praný štěrk	4–8	100
Drenážní vrstva	praný štěrk	4–8	150–300

Každá část FP je provozovaná samostatně, viz navazující kapitola parametry provozu. Na odtoku z filtračního pole B se nachází šachta DN 1 000 s instalovaným měrným žlabem FRP 160. Z betonové šachty OV odtéká potrubím PVC KG DN 160 do recipientu (Dibavod ID) 205 560 001 000 (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018; Informační systém veřejné správy VODA České republiky (ISVS – VODA), 2005).



Obr. 6 Technologické schéma přírodní čistírny Závada

Parametry provozu

Pozemek, na kterém se nachází přírodní čistírna, disponuje sklonem terénu, který umožňuje propojit jednotlivé technologické objekty gravitačně, bez nutnosti čerpání. V distribučních šachtách se nacházejí pulzní vypouštěcí zařízení, která zajišťují přerušovaný nátok OV na jednotlivé sekce FP, a to zcela bez použití elektrické energie (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018).

FP A, patrné z Obr. 7, o celkové užitné ploše 300 m^2 je rozděleno na tři identické sekce o ploše 100 m^2, na které je voda napouštěna v několika cyklech. Jedna sekce je zatížena OV vždy max. 7 dní v kuse, což umožňuje zajistit pro každou část filtru 14denní klidovou fázi bez nátoku OV. Střídání nátoku na jednotlivé sekce je zprostředkováno pomocí ručně ovládaných kulových uzávěrů. Tento režim podporuje mineralizaci zachycených NL a spolu s mokřadní vegetací umožňuje proudit OV filtračním prostředím i při rozvíjející se kolmataci (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018).

Obr. 7 Filtrační pole A v Závadě

Po průtoku prvním stupněm (FP A) odtéká filtrovaná voda do distribuční šachty 2 s jedním plovákovým vypouštěcím zařízením, které zprostředkovává nárazové plnění FP B, ve kterém by mělo dojít k odstranění zbytkového rozpuštěného znečištění.

Na Obr. 8 je vyfoceno FP B. Jedná se o menší plochu, než má FP A. FP B je rozděleno pouze na dvě sekce o ploše 100 m^2, které se rovněž plní OV v týdenních cyklech. Každé pole je tak zatíženo OV maximálně po dobu 7 dní se stejnou dobou odstávky (7 dní) (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018).

Obr. 8 Filtrační pole B v Závadě

Provoz čistírny je navržen jako poloautomatický s nutnou pravidelnou kontrolou předčištění a s nezbytným odstraňováním shrabků na česlích. Pozornost obsluhy rovněž vyžaduje pravidelné střídaní nátoku na FP a kontrola množství shrabků ve sběrné nádobě včetně jejich navazující řádné likvidace. Čistírna v Závadě je navržena dle zásad „Rohabwasserfilter“, která umožňuje zmenšení plochy FP a využití pouze hrubého předčištění a základní sedimentace (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018).

Výsledky monitoringu

Výsledky sledovaných ukazatelů znečištění na přítoku a odtoku přírodní ČOV Závada v letech 2021–2023 jsou uvedeny v Tab. 13. Z výsledků odtokových koncentrací sledovaných ukazatelů znečištění $N–NH_4^+$, P_{celk}, $CHSK_{Cr}$, BSK_5 a NL, které dosahovaly průměrně během let 2021–2023 21,1 mg l^{-1}; 7,7 mg l^{-1}; 59,2 mg l^{-1}; 38,1 mg l^{-1} a 16,1 mg l^{-1}, je patrné, že předpokládané účinnosti odstranění dle Tab. 10 nejsou dosahovány. Průměrné denní průtoky v roce 2021 Q_p 63,9 m^3 d^{-1}, 2022 Q_p 52,7 m^3 d^{-1}, 2023 Q_p 57,0 m^3 d^{-1} a v roce 2024 Q_p 49,2 m^3 d^{-1}. Tyto hodnoty skoro dvojnásobně překračovaly maximální návrhové denní průtoky na ČOV uvedené v Tab. 6.

Tab. 13 Výsledky průměrných koncentrací sledovaných ukazatelů znečištění na přítoku a odtoku ČOV v Závadě během let 2021–2023

Rok	Místo odběru	Sledované ukazatele znečištění				
		$N\text{-}NH_4$	P_{celk}	$CHSK_{Cr}$	BSK_5	NL
		(mg l^{-1})				
2021	přítok	76,0	24,8	8,1	351,9	118,8
	odtok	**18,9**	**12,3**	**4,0**	**74,5**	**14,6**
2022	přítok	105,3	10,0	551,9	266,6	138,5
	odtok	**19,7**	**5,5**	**76,3**	**15,1**	**13,1**
2023	přítok	94,0	23,1	431,9	204,1	97,0
	odtok	**24,6**	**5,3**	**97,4**	**24,6**	**20,7**

Sledované ukazatele znečištění byly pro jednotlivé roky vyjádřeny celkovými účinnostmi odstranění zřejmými z Tab. 14. Průměrné účinnosti odstranění sledovaných ukazatelů znečištění během sledovaných let dosahovaly 77 % pro $N–NH_4^+$, 57 % pro P_{celk}, 71 % pro $CHSK_{Cr}$, 87 % pro BSK_5 a 86 % a u NL.

Tab. 14 Průměrné účinnosti odstranění sledovaných ukazatelů znečištění na ČOV v Závadě během let 2021–2023

Rok	Sledované ukazatele znečištění (%)				
	$N\text{-}NH_4$	P_{celk}	$CHSK_{Cr}$	BSK_5	NL
2021	75	50	50	79	88
2022	81	45	86	94	91
2023	74	77	77	88	79

Na začátku července 2024 v rámci návštěvy přírodní ČOV bylo provedeno odebrání vzorků a byly vyhodnoceny ukazatele znečištění za jednotlivými objekty. Výsledky rozborů jsou uvedeny v Tab. 15. Účinnost odstranění koncentrace NL byla za prvním stupněm záporná, tzn., z FP se vyplavilo více NL, než přiteklo, a to o 146,6 mg l^{-1}. Prvním stupněm FP tak nejen pronikaly téměř všechny přitékající NL, ale ještě docházelo k jejich navýšení. Účinnost odstranění NL na druhém stupni byla 77 %, především díky použití jemného materiálu TK fr. 0–4 mm.

Tab. 15 Rozbory odpadní vody na přírodní čistírně Závada, červenec 2024

	$N\text{-}NH_4^+$	P_{celk}	$CHSK_{Cr}$	NL
	mg l^{-1}			
Přítok	58,3	5,6	343,0	72,3
Za UN	56,0	6,6	272,0	83,9
Za 1. stupněm	43,8	5,9	190,0	218,9
Za 2. stupněm	7,1	3,3	60,2	51,3

Provozní problémy

Vzhledem k charakteristice přírodní ČOV s technologickému uspořádání francouzského systému, viz kapitola 2.1.2, je evidentní, že přítomnost UN a přidruženého kalového pole je možnou příčinou celé řady provozních problémů. Provozní problémy se především týkají minimální tvorby kalové vrstvy na prvním stupni FP. Protože není kalová vrstva dostatečně silná, OV dávkovaná na filtr proudí skrz něj příliš rychle (nízká *HRT*) a ve filtru se zřejmě tvoří zkratové proudy. Tyto aspekty vedou k výrazně nižšímu odstranění NL a ke snížení účinnosti čištění. Vysoký odtok NL má za následek kolmataci navazujícího FP B s jemným materiálem (Tůmová, 2022).

Další návštěva čistírny byla provedena v listopadu 2024. Na prvním poli FP A, které bylo po dobu jednoho měsíce kontinuálně zatíženo odpadní vodou (tzn. bez řízených odstávek), byly provedeny tři sondy ve vzdálenosti 0,5; 1,5 a 2,7 m od jednoho ze čtyř vyústění distribučního potrubí, aby se zjistil plošný rozsah, včetně hloubky, zanesení filtru (Obr. 9). Kolmatace ve vzdálenosti 0,5 m dosahovala do hloubky 12 cm, ve vzdálenosti 1,5 m do hloubky 3 cm a ve vzdálenosti 2,7 m do hloubky pouze 0,5 cm.

Vzdálenost 0,5 m
Biomasa 12 cm

Vzdálenost 1,5 m
Biomasa 3 cm

Vzdálenost 2,7 m
Biomasa 0,5 cm

Obr. 9 Sonda na prvním z trojice filtrů FP A

Lze proto usoudit, že vzhledem k nedostatečné koncentraci NL přiváděných na FP, zde na povrchu nevzniká potřebná vrstva kalu. Bez kalové vrstvy je hydraulicky a látkově zatěžován pouze okruh o přibližném průměru 0,5 m od vyústění distribučního potrubí. Provedené sondy podporují závěry přijaté v bakalářské práci Terezy Tůmové (Tůmová, 2022). Zvýšení přiváděného množství NL není zajištěno ani pomocí nárazově přivážených fekálních vozů. Jsou totiž vypuštěny do UN, kde většina NL sedimentuje.

Z důvodu nefunkčního 1. stupně dochází ke kolmataci navazujícího stupně 2., což vede k jeho výraznému ucpávání, patrno z Obr. 10. Filtr je nadměrně přetěžován přiváděným množstvím NL, snižuje se jeho hydraulická vodivost materiálu, a tak není schopen převést skutečné *HLR*. Vzhledem k velmi nízké přítokové koncentraci z UN 83,9 mg l^{-1}, která odpovídá zhruba poloviční koncentraci běžně se vyskytující v jednotné stokové síti, se na 1. stupni netvoří potřebná kalová vrstva. OV při velmi nízké *HRT* protéká spolu se zmineralizovaným kalem na 2. stupeň francouzského filtru. Koncentrace NL přitékající na 2. stupeň tak dosahuje 218,9 mg l^{-1}, což vede k rychlému ucpávání filtračního materiálu, který po jednom dni (4 dávkách) zatěžování ztrácí původní hydraulickou vodivost a dochází k tvorbě hladiny na povrchu.

Obr. 10 Tvorba hladiny na povrchu 2. stupně francouzského filtru způsobená kolmatací

2.4 Přírodní čistírna v obci Bukov

Obec Bukov leží v kraji Vysočina, okres Žďár nad Sázavou, v katastrálním území Bukov na Moravě (viz Obr. 11). Nadmořská výška obce je 526 m n. m. Počet obyvatel se pohybuje v rozmezí 170–180. V obci se nachází objekty k rekreaci a také 5 budov občanské vybavenosti. Nenachází se zde žádné průmyslové budovy, které by mohly negativně ovlivnit procesy čištění. Přírodní ČOV byla v obci uvedena do provozu v roce 2021 (Bukov, 2013). V současné době je na čistírnu připojeno 183 obyvatel.

Obr. 11 Mapa ČR s vyznačenou obcí Bukov (Geoportál ČÚZK, 2004)

2.4.1 Technologické uspořádání, parametry provozu, výsledky monitoringu, provozní problémy

Obec Bukov provozuje přírodní ČOV využívající obdobně jako v obci Závada francouzský systém čištění OV. Návrh čistírny respektoval normy uvedené v kapitole 2.1 (Standard DWA-A 262E, 2017; ČSN 75 6402, 2017). Čistírna je navržena pro 200 EO se specifickou produkcí OV

q_{spec} 120 l EO^{-1}. Při návrhu bylo zohledněno maximální *HLR*, které bylo stanoveno dle maximálního denního průtoku Q_{dm} 36 m^3 d^{-1} viz Tab. 16 (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019; Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 ekvivalentních obyvatel, 2009).

Tab. 16 Návrhové hydraulické zatížení ČOV (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019)

Počet EO		200	–
Měrná produkce OV	q_{spec}	120	l EO^{-1}
Průměrný denní průtok	Q_p	24	m^3 d^{-1}
Maximální denní průtok	Q_{dm}	36	m^3 d^{-1}

Dále návrh velikosti dvoustupňového vertikálního filtru zohledňoval přípustné látkové zatížení stanovené na základě počtu EO a průměrného denního hmotnostního zatížení s_o, (Tab. 17). Přítokové koncentrace ukazatelů znečištění by dle teoretického výpočtu měly být pro BSK_5 500 mg l^{-1}, $CHSK_{Cr}$ 1 000 mg l^{-1}, NL 460 mg l^{-1}, $N\text{-}NH_4^+$ 50 mg l^{-1}.

Tab. 17 Návrhové látkové zatížení ČOV (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019)

Sledované ukazatele znečištění	s_0	c_0	S_{dpo}
	(g EO^{-1} d^{-1})	(mg l^{-1})	(g d^{-1})
BSK_5	60	500	12 000
$CHSK_{Cr}$	120	1 000	24 000
NL	55	460	11 750
$N\text{-}NH_4^+$	6	50	1 200

s_0 je průměrné denní hmotnostní zatížení (g EO^{-1} d^{-1}); c_0 je vstupní hmotnostní koncentrace (mg l^{-1}); S_{dpo} je látkové zatížení od obyvatelstva (g d^{-1})

Na základě teoretického výpočtu, který je uveden v kapitole 2.1.2, by měly být na odtoku z FP A dosaženy koncentrace sledovaných ukazatelů znečištění (viz. Tab. 18) pro BSK_5 50 mg l^{-1}, $CHSK_{Cr}$ 200 mg l^{-1}, NL 47 mg l^{-1}, $N\text{-}NH_4^+$ 17 mg l^{-1}.

Tab. 18 Výpočet redukce znečištěni na prvním stupni francouzského filtru (FP A) (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019)

Sledované ukazatele znečištění	S_{dpo}	R_{dpo}	Rovnice odstranění znečištění	c_1	S_1
	(g d^{-1})	(g m^2 d^{-1})		(mg l^{-1})	(g d^{-1})
BSK_5	12 000	150	$0,9 \cdot M_i$	50	1 200
$CHSK_{Cr}$	24 000	300	$0,8 \cdot M_i$	200	4 800
NL	11 000	138	$0,9 \cdot M_i$	47	1 120
$N\text{-}NH_4^+$	1 200	15	$1,113 \cdot M_i^{0,8126}$	17	400

S_{dpo} je látkové zatížení od obyvatelstva (g d^{-1}); R_{dpo} je míra zatížení od obyvatelstva (g m^2 d^{-1}); c_1 je hmotnostní koncentrace z FP A (mg l^{-1}); S_1 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku na odtoku z FP A (g d^{-1})

Účinnosti odstranění a návrhová koncentrace ukazatelů znečištění pro druhý stupeň je následně patrná z Tab. 19. Na odtoku z FP B jsou předpokládány koncentrace pro BSK_5 10 mg l^{-1}, $CHSK_{Cr}$ 50 mg l^{-1}, NL 5 mg l^{-1}, $N\text{-}NH_4^+$ <1 mg l^{-1}.

Tab. 19 Výpočet redukce znečištěni na druhém stupni francouzského filtru (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019)

Sledované ukazatele znečištění	S_1	R_1	Rovnice odstranění znečištění	c_2	S_2
	(g d^{-1})	(g m^2 d^{-1})		(mg l^{-1})	(g d^{-1})
BSK_5	1 200	15	$0,8 \cdot M_i$	10	240
$CHSK_{Cr}$	4 800	60	$0,75 \cdot M_i$	50	1 200
NL	1 120	14	$0,9 \cdot M_i$	5	112
$N\text{-}NH_4^+$	400	5	$1,194 \cdot M_i^{0,8622}$	<1	16

S_1 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku na odtoku z FP A (g d^{-1}); R_1 je míra zatížení na odtoku z FP A (g m^2 d^{-1}); c_2 je hmotnostní koncentrace z FP B (mg l^{-1}); S_2 je množství sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku na odtoku z FP B (g d^{-1})

Technologické uspořádání

Technologická linka ČOV Bukov (viz Obr. 12) začíná objektem odlehčovací komory umístěným na gravitační jednotné stokové síti. Z komory je potrubím PVC KG DN 200 OV přiváděna na stupeň mechanického předčištění, tedy na objekty ručně stíraných hrubých česlí (šířka průlin 50 mm), automatických česlí Fontana R SČE (šířka průlin 5 mm) a do železobetonové jímky ND 18 s užitným objemem 12 m^3. Jímka slouží jako akumulační nádrž a zároveň jako čerpací šachta,

která je osazena dvojicí čerpadel HCP 80AFU23.7A o příkonu 3,7 kW, která jsou řízena plovákem přes ovládací panel ELEDO MOA.

Z akumulační nádrže je voda čerpána do rozdělovací šachty, za kterou následuje hlavní čistící stupeň, který je složen ze dvou vertikálně protékaných FP A a FP B. FP A má celkovou užitnou plochu 240 m^2, FP B 160 m^2. FP A je rozděleno na tři části, hlavní filtrační vrstvu v době výstavby tvořil praný štěrk frakce 4–8 mm, tloušťky 300 mm, celková skladba je patrná z Tab. 20.

Tab. 20 Návrhová skladba FP A (od shora) (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019)

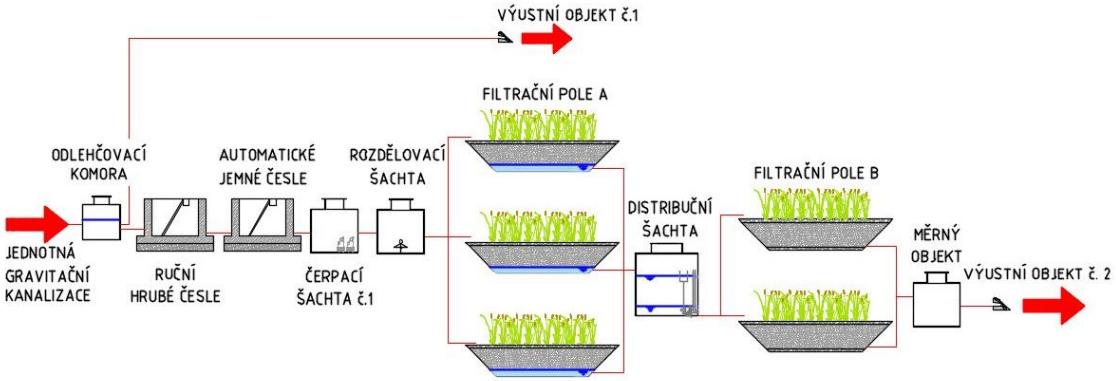
Vrstva	Materiál	Frakce	Mocnost
		(mm)	(mm)
Hlavní filtrační vrstva	praný štěrk	4–8	300
Přechodová vrstva	praný štěrk	8–16	150
Drenážní vrstva	praný štěrk	16–32	750

Z FP A voda odtéká gravitačně drenážním potrubím do další distribuční šachty a odtud je voda nárazově vypouštěcím zařízením přiváděna na FP B. Pole je plošně rozděleno na dvě části, hlavní filtrační vrstvu původně tvořil praný písek frakce 0–4 mm, tloušťky 500 mm, celková skladba FP B, viz Tab. 21.

Tab. 21 Návrhová skladba FP B (od shora) (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019)

Vrstva	Materiál	Frakce	Mocnost
		(mm)	(mm)
Krycí vrstva	praný štěrk	4–8	100
Hlavní filtrační vrstva	praný štěrk	0–4	500
Drenážní vrstva	praný štěrk	4–8	150

Každá část FP (první i druhý stupeň) je provozována samostatně, viz parametry provozu. Na odtoku z FP B se nachází šachta DN 1 000 s instalovaným měrným žlabem FRP-160, ze které ústí potrubí PVC KG DN 160 do Bukovského potoka (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019; Informační systém veřejné správy VODA České republiky (ISVS – VODA), 2005).



Obr. 12 Technologické schéma přírodní čistírny Bukov

Parametry provozu

Na FP A je voda dodávána pomocí čerpadel z čerpací jímky. FP A (viz Obr. 13) je rozděleno na 3 identické sekce o ploše 80 m^2, které jsou zatěžovány odpadní vodou vždy pouze 3 – 3,5 dne v kuse a v chodu se střídají. Usměrnění čerpané OV na dílčí části FP A je docíleno třemi šoupátkovými ventily s ručním ovládáním. Každá sekce filtračního pole je tedy 6–7 dní v klidové fázi bez zatížení odpadní vodou. Tento provoz umožňuje mineralizaci NL na FP a jejich dostatečné vysušení před dalším napuštěním OV, čímž je zajištěn dlouhodobě udržitelný provoz bez významného poklesu hydraulické vodivosti filtrační náplně.

Obr. 13 Filtrační pole A v Bukově

FP B (viz Obr. 14) je rozděleno pouze na 2 sekce o ploše 80 m^2, které se rovněž střídají v napouštění odpadní vody v týdenním cyklu. Dávkování je zprostředkováno plovákovým vypouštěcím zařízením v předřazené distribuční šachtě. Počet napuštění za den je výrazně závislý na aktuálním průtoku.

Obr. 14 Filtrační pole B v Bukově

Provoz čistírny je navržen jako (polo)automatický s potřebou pravidelné kontroly chodu čerpadel a objektů předčištění. Automatický provoz by bylo možné zajistit v případě, že napouštěcí potrubí na FP bude osazeno elektromagnetickými ventily s časovým řízením chodu. V případě využití ručně otvíraných ventilů je zajištěno jejich pravidelné otevírání / uzavírání odpovědným pracovníkem.

Výsledky monitoringu

Kvalita a průtok odpadních vod byly v letech 2021–2024 kontrolovány pravidelným monitoringem. V rámci monitoringu byly provedeny odběry na přítoku a odtoku ČOV. Kontrolní vzorky a jejich rozbory byly dle (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., 2015), prováděny čtyřikrát za rok, a to v březnu, červnu, září a prosinci (Vít, 2022, 2023). Výsledky uvedené v Tab. 22 shrnují průměrné hodnoty laboratorních rozborů a objemy vypouštěných OV. Průměrný denní průtok v roce 2022 dosahoval Q_p 33,6 m^3 d^{-1}, v roce 2023 byla hodnota velice podobná Q_p 34,6 m^3 d^{-1}. Tyto hodnoty odpovídají maximálním denním průtokům na čistírnu, které byly uvažovány při zpracování projektu.

Průměrné odtokové koncentrace sledovaných ukazatelů znečištění během let 2021–2024 byly pro $CHSK_{Cr}$ 23,6 mg l^{-1}, BSK_5 9,4 mg l^{-1}, NL 3,3 mg l^{-1}, $N–NH_4^+$ 3,1 mg l^{-1} a P_{celk} 2,2 mg l^{-1}, což kromě $N–NH_4^+$ odpovídá návrhové redukci znečištění uvedené v Tab. 19.

Tab. 22 Výsledky průměrných koncentrací sledovaných ukazatelů znečištění na přítoku a odtoku ČOV v Bukově během let 2021–2024

Rok	Místo odběru	Sledované ukazatele znečištění				
		$CHSK_{Cr}$	BSK_5	NL	$N\text{-}NH_4^+$	P_{celk}
		(mg l^{-1})				
2021	přítok	236,3	126,0	88,0		
	odtok	**23,5**	**11,4**	**9,3**		
2022	přítok	301,5	121,4	45,0		
	odtok	**23,7**	**9,6**	**1,8**		
2023	přítok	216,3	112,6	115,0	30,9	4,5
	odtok	**25,7**	**8,5**	**<1**	**8,9**	**2,3**
2024	přítok	176,3	83,3	38,0	66,5	3,1
	odtok	**21,5**	**8,2**	**<1**	**0,3**	**2,1**

Pro jednotlivé ukazatele znečištění byly vyjádřeny jejich celkové účinnosti odstranění. Účinnosti jsou prezentovány pro jednotlivé roky uváděné v Tab. 23. Průměrné účinnosti během let 2021–2024 byly pro $CHSK_{Cr}$ 90 %, BSK_5 91 %, NL 96 %, $N–NH_4^+$ 85 % a P_{celk} 41 %.

Tab. 23 Výsledky účinnosti odstranění sledovaných ukazatelů znečištění na ČOV v Bukově během let 2021–2024

Rok	Sledované ukazatele znečištění (%)				
	$CHSK_{Cr}$	BSK_5	NL	$N\text{-}NH_4^+$	P_{celk}
2021	90	91	89	–	–
2022	92	92	96	–	–
2023	88	92	99	71	49
2024	88	90	97	100	33

Na začátku července 2024 byly v rámci prohlídky čistírny odebrány vzorky odpadní vody na přítoku, v čerpací stanici (ČS), za prvním a druhým stupněm čistírny, viz Tab. 24. Byly vyhodnoceny ukazatele znečištění $N\text{-}NH_4^+$, $CHSK_{Cr}$, P_{cek} a NL. Účinnosti odstranění NL za 1. stupněm byla 82 %, za 2. stupněm 56 %. Hodnoty ukazatelů znečištění na přítoku v porovnání s průměrnými ročními hodnotami byly ale výrazně nižší. Dlouhodobě měřeným přítokovým koncentracím spíše dopovídaly koncentrace ukazatelů znečištění za ČS. $CHSK_{Cr}$ na přítoku bylo pouze 61,9 mg l^{-1}, přičemž za ČS se hodnota zvýšila na 269,0 mg l^{-1}, tedy hodnotu blízkou dlouhodobému průměru. Obdobně tomu bylo i u koncentrací NL a $N\text{-}NH_4^+$ a P_{celk}.

Tab. 24 Rozbory odpadní vody na přírodní čistírně Bukov červenci 2024

	$CHSK_{Cr}$	NL	$N\text{-}NH_4^+$	P_{celk}
	(mg l^{-1})			
Přítok	61,9	31,6	14,7	2,1
ČŠ	269,0	71,6	54,6	6,4
Za 1. stupněm	43,0	5,9	12,0	7,4
Za 2. stupněm	26,1	13,9	0,3	6,2

Provozní problémy

Po spuštění zkušebního provozu v roce 2021 se přírodní ČOV potýkala s řadou technických problémů propisujících se do celkových účinností odstranění sledovaných ukazatelů znečištění na odtoku, podobně, jako tomu je doposud na čistírně v Závadě.

Hrubá zrnitost hlavní filtrační vrstvy TK fr. 4–8 mm na prvním stupni vertikálních filtrů nebyla schopna zajistit dostatečné odstranění NL, což vyústilo v kolmataci hlavní filtrační vrstvy TK fr. 0–4 mm na 2. stupni filtračního pole. I přesto koncentrace NL na odtoku byly v roce 2021 9,3 mg l^{-1}.

Již v rámci zkušebního provozu proběhly na ČOV technické úpravy spočívající v odtěžení ucpávajícího se filtračního materiálu 2. stupně a jeho nahrazení TK fr. 2–4 mm. Výměnou materiálu jemnějšího za hrubší na 2. stupni, bylo sice omezeno ucpávání, snížena byla ale také *HRT* ve filtru, což by se mohlo projevit v budoucnu klesající účinností odstranění $N\text{-}NH_4^+$. Nicméně pozorovaný vývoj koncentrace $N\text{-}NH_4^+$ byl naprosto opačný, kdy v roce 2023 byla odtoková koncentrace 8,9 mg l^{-1} a v roce 2024 klesla na 0,3 mg l^{-1}.

Stejný materiál frakce 2–4 mm byl aplikován i na první stupeň filtrů, čímž byla navýšena původní mocnost filtračních vrstev. Na základě provedené sondy (viz Obr. 15) jde o mocnost přibližně 0,5 m. V současné době je na prvním stupni patrná kolmatace jemnějšího materiálu a na povrchu se začíná tvořit kalová vrstva (patrné z Obr. 15), jejíž přítomnost je pro účinnost odstranění sledovaných ukazatelů znečištění zásadní. Například účinnost odstranění NL se zvýšila od roku 2021 až na 99,9 %.

Obr. 15 Tvorba kalové vrstvy a provedená sonda na FP A

Samotné navýšení prvního stupně filtru novým materiálem bylo značným zásahem do konstrukce FP a zároveň se jednalo o výraznou investici. Ačkoliv nebyly výsledky ze zkušebního provozu pro zpracování diplomové práce poskytnuty, výsledky po úpravě FP z období 2021–2024 ale dokazují uspokojivé účinnosti čištění, ke kterým přispěla jistě i provedená úprava. Využití jemné frakce kameniva i ve skladbě prvního filtračního stupně vedlo k výraznému omezení provozních problémů a přispělo k vytváření vrstvy kalu na povrchu filtru, a to i přesto, že se jedná o řešení dle zahraničních zdrojů nestandardní.

Z provozního pohledu za problematické lze jistě označit i využití čerpadel k dopravě vody na první filtrační stupeň. Vzhledem nedostatečné sklonitosti terénu se ovšem jedná o řešení nezbytné. Pravidelné přečerpání OV s vysokým obsahem NL se podepisuje na životnosti samotných čerpadel, kdy od spuštění ČOV bylo již měněno jedno čerpadlo měněno.

3 CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE

Cílem diplomové práce je analyzovat proces kolmatace v souvislosti s hydraulickým a látkovým zatížením na přítoku. Analýza bude provedena pomocí poloprovozního a laboratorního testování. Součástí práce je popis dvou přírodních čistíren v obcích Závada a Bukov. Čistírny představují odlišné přístupy k provozování francouzského systému a umožňují zhodnotit vliv různých provozních strategií i provedených konstrukčních úprav. Cílem práce je analyzovat vliv provozních podmínek (především hydraulického a látkového zatížení) na kolmataci odlišných konstrukcí vertikálních filtrů, a to skrze změnu nasycené hydraulické vodivosti a účinnosti odstranění NL.

Výzkum spojený s objasněním kolmatace rozdílných vertikálně protékaných FP tvořící hlavní čistící stupeň přírodní ČOV je nejprve popsán teoreticky. Rešerše zabývající se současným stavem poznání moderního uspořádání a provozu přírodních čistíren, slouží jako přípravná část k navazujícím praktickým měřením. Aktuální dosavadní výzkumné poznatky jsou zaměřeny na oblasti kolmatace filtračních náplní a souvisejícím snížením čistící účinnosti filtračních zařízení bude

Výzkumná část diplomové práce si bude klást za cíl vytvořit na základě získaných informací funkční metodiku, podle které bude možné spustit poloprovozní testování na výzkumném pozemku ÚVHK a hodnotit projevy kolmatace. Budou sledovány veličiny, které by dle teoretické části měly popisovat nebo indikovat ucpávání filtračního materiálu. Sledované veličiny budou vyhodnocovány in-situ i laboratorně. Výsledné hodnoty by měly popisovat kolmataci filtračního materiálu analýzou nasycené hydraulické vodivosti filtračního prostředí v závislosti na koncentraci NL na přítoku. Díky zjištěným závislostem a testovaným provozním přístupům bude dalším cílem vyhodnocení možných postupů regenerace vedoucích k obnovení propustnosti filtru. Výsledky budou využitelné při úpravě provozních postupů přírodních ČOV stávajících či nově navrhovaným s cílem zajištění jejich maximální životnosti.

Vědecké hypotézy

Na základě definovaných cílů diplomové práce byly stanoveny vědecké hypotézy, které budou dosaženými výsledky potvrzeny či vyvráceny:

I. **hypotéza:** Na zkušebních tělesech představujících 1. stupeň francouzského systému s praným DK fr. 4–8 mm, resp. 2–4 mm, bude docházet k téměř 100% účinnosti odstranění NL.
II. **hypotéza:** Vytvoření kalové vrstvy na povrchu filtru bude mít pozitivní vliv na účinnost odstranění NL u těles konstrukčně odpovídajícím 1. stupni francouzského systému s praným DK fr. 4–8 mm, resp. 2–4 mm.
III. **hypotéza:** Při odstavení třech zkušebních těles reprezentujících jak 2. stupeň francouzského systému s praným TK fr. 0–4 mm, tak i jednostupňový vertikální filtr s praným TK fr. 0–4 mm (resp. s RMA fr. 0–5 mm), se při stejném časovém úseku nasycená hydraulická vodivost bude nejméně obnovovat u jednostupňového vertikálního filtru s RMA fr. 0–5 mm.
IV. **hypotéza:** Nástup kolmatace bude indikován snížením koncentrace O_2 na odtoku u všech hodnocených zkušebních těles.
V. **hypotéza:** Po odstávce 10 dní se hydraulická vodivost všech zkušebních filtrů obnoví na původní hodnotu měřenou na nezaneseném materiálu.

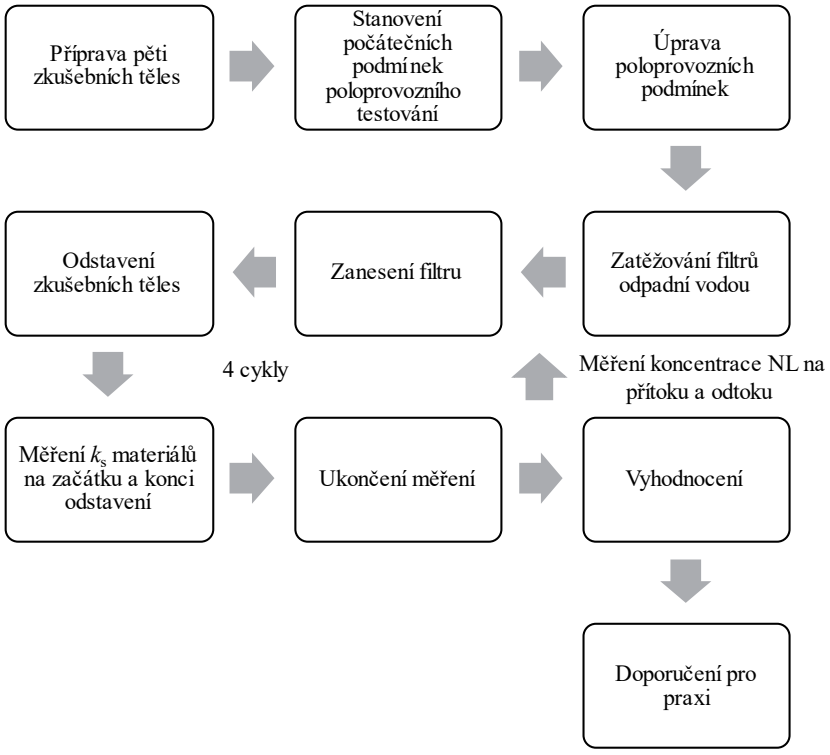
4 MATERIÁLY A METODY

Na základě současných výzkumných poznatků z oblasti kolmatace filtračních náplní a s tím související snížené čistící účinnosti hlavního stupně čištění byla stanovena metodika poloprovozního testování. Bylo zkonstruováno pět experimentálních těles. Každé z nich reprezentovalo různý typ/stupeň přírodní čistírny s vertikálním prouděním. Tělesa byla následně zatížena odpadní vodou s vysokou koncentrací NL, což umožnilo posouzení probíhající kolmatace.

4.1 Prováděná měření

Během poloprovozního testování zkušebních kolon přestavujících vertikální filtry byl prováděn monitoring kolmatace v horizontu dvou měsíců. Samotné poloprovozní testování lze rozdělit na přípravnou část a hlavní část. Celkové schéma měření procesu kolmatace je patrné z Obr. 16.

Přípravná část zahrnovala vytvoření pěti zkušebních těles, vyprání drenážních vrstev, stanovení počátečního ovlivnění odtoku použitým materiálem hlavní filtrační vrstvy, nastavení *HLR* a koncentrace NL na přítoku. Hlavní poloprovozní testování zkušebních těles bylo realizováno ve 4 cyklech obsahujících fáze zatěžování a fáze klidu. Během fáze zatěžování byly kontinuálně měřeny předem určené veličiny popisující zanášení filtrů. Na začátku a na konci fáze klidu byla měřena nasycená hydraulická vodivost materiálu. Po ukončení poloprovozního testování byly veškeré výsledky vyhodnoceny a na základě nových poznatků byla vytvořena pro praktická doporučení.



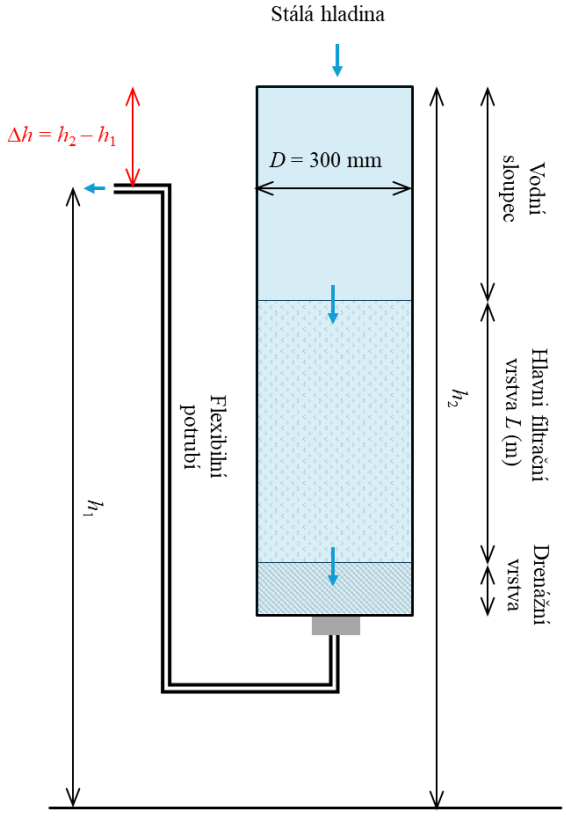
Obr. 16 Schéma měření procesu kolmatace

4.1.1 Stanovení hydraulické vodivosti

Hydraulická vodivost je schopnost materiálu vést vodu. Jedná se o základní návrhový parametr při výběru hlavní filtrační vrstvy jednotlivých typů přírodních ČOV. Lze stanovovat empiricky,

laboratorními či terénními metodami. Hydraulická vodivost materiálu ovlivňuje *HRT*, která přímo ovlivňuje účinnost odstranění znečištění, ale také přípustné *HLR* filtru. Základním parametrem popisujícím hydraulické vlastnosti použitého materiálu je koeficient nasycené hydraulické vodivost k_s (Zhao, 2024). V diplomové práci byl proces kolmatace na přírodních ČOV indikován právě měřením nasycené hydraulické vodivosti a koeficientu k_s. Hydraulická vodivost byla stanovována pro každý typ posuzovaného zkušebního tělesa během celého poloprovozu.

Stanovení koeficientu nasycené hydraulické vodivosti k_s bylo provedeno v terénních podmínkách laboratorní metodou za použití modifikovaného propustoměru s konstantní hladinou. Propustoměr byl zkonstruován z dutého průhledného válce DN 300 o výšce 1 012 mm. Těleso bylo ve spodní části zakončeno sítem. Použitím redukce bylo ke dnu připevněno flexibilní potrubí DN 50, díky kterému bylo možné provést nastavení rozdílu hydraulické tlakové výšky Δh. Konstrukční řešení je dále uvedeno v 4.2.1 Při měření nasycené hydraulické vodivosti byla do válce přiváděna voda z vodovodního řadu pomocí zahradní hadice DN 1/2“. Konstrukční řešení je zřejmé z Obr. 17.



Obr. 17 Schéma propustoměru

Výpočet výsledného koeficientu nasycené hydraulické vodivosti k_s byl proveden pomocí upraveného Darcyho vztahu, který je uvedený rovnicí (3).

$$k_s = \frac{V \times L}{A \times t \times \Delta h} \tag{3}$$

kde k_s je koeficient nasycené hydraulické vodivosti, m s^{-1}; V objem vzorku, m^3; L mocnost hlavní filtrační vrstvy, m; A plocha průřezu zkušebního válce $A = \frac{\pi \times D^2}{4}$, m^2; t doba trvání dílčího měřeného průsaku, s; Δh rozdíl hydraulické tlakové výšky na přítoku a odtoku z materiálu, m.

Na Obr. 18 jsou patrny dílčí kroky, které vedly ke zjištění objemu vody proudící materiálem v průběhu jednoho měření. Z flexibilní hadice byla v průběhu jednoho měření třikrát za sebou odebraná voda po dobu 30 s. Zachycený objem vody byl zvážen laboratorními váhami. Byla použita váha Kern 572 s přesností 0,01 g, s maximálním rozsahem 4210 g a s průměrem vážící misky 150 mm (UNIPRO-ALPHA, 2021).

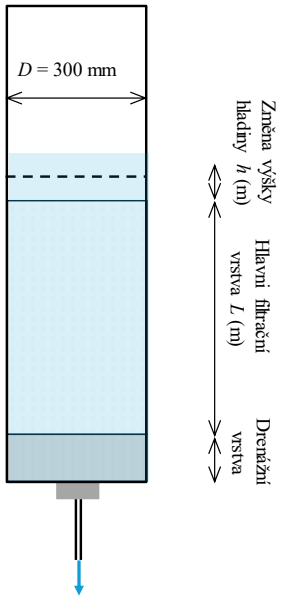
Obr. 18 Stanovení hydraulické vodivosti

Ze změřených objemů vody byla vypočítána nasycená hydraulická vodivost pomocí vztahu (3). Následně byla aritmetickým průměrem stanovena jedna hodnota nasycené hydraulické vodivosti. Proces měření se opakoval v po sobě jdoucích prodlužujících se intervalech.

Začátek měření byl stanoven, když voda prosákla celým filtračním materiálem a začala proudit na výstupu z flexibilní hadice. Následné měření bylo prováděno v intervalech po 30 min, 1 hodině, 3 hodinách, 5 hodinách, a to až do ustálení objemu zachycené vody. Nasycená hydraulická vodivost byla pomocí uvedeného postupu měřena před spuštěním poloprovozního testování.

Během poloprovozního testování, vždy na začátku a na konci fáze klidu, byl koeficient k_s stanovován rovněž pomocí propustoměru, ale také skrze snížení hladiny ve zkušebním válci (infiltrací). Pokud byl koeficient k_s měřen propustoměrem, voda byla odebírána po dobu 30 s při specifickém rozdílu hydraulických výšek. Celková doba měření se oproti počátečnímu stanovení před spuštěním poloprovozu zkrátila na 1 hodinu. Interval odebírání byl půlhodinový. Ke zkrácení doby měření bylo přistoupeno z důvodu nutnosti co nejrychlejšího vyhodnocení

vodivosti u všech zkušebních těles, kde vlivem odvodnění vytvořené kalové vrstvy docházelo k opětovnému nárůstu koeficientu k_s. Na začátku fáze klidu, která započala vždy na konci fáze zatěžování nebylo v některých případech možné určit nasycenou hydraulickou vodivost propustoměrem. Z tohoto důvodu se koeficient k_s měřil pomocí infiltrace vždy při poslední dávce OV. Měření nasycené hydraulické vodivosti spočívalo ve sledování snížení hladiny na filtru za čas, jak je patrné z Obr. 19.



Obr. 19 Schéma měření hydraulické vodivosti poklesem hladiny

Nasycená hydraulická vodivost následně byla vypočítána dle rovnice (4) (Kameníčková, 2006).

$$k_s = \frac{h}{t} \tag{4}$$

kde k_s je koeficient nasycené hydraulické vodivosti, m s^{-1}; h je snížení hladiny, m; t je čas, s.

4.1.2 Určení koncentrace nerozpuštěných látek

Určení koncentrace NL bylo stanoveno metodou filtrace s využitím filtru ze skleněných vláken. Skladba filtrační soupravy je patrná z Obr. 20. Při laboratorním měření koncentrace NL bylo postupováno dle (ČSN EN 872 (75 7349), 2005).

Určení koncentrace NL bylo realizováno při měření počátečního ovlivnění odtoku vyplavovanými částicemi použitého materiálu (v souběhu s měřením výše uvedené nasycené hydraulické vodivosti). Během hlavního poloprovozního testování byla koncentrace NL měřena na přítoku na nejvzdálenějším tělese (1–French VF–1, viz Tab. 25). Těleso se nacházelo 1 800 mm od zdroje OV. Na odtoku byly vzorky odebírány u všech testovacích těles během fáze zatěžování po 24 hodinách, viz kapitola 4.2.2. Od druhého cyklu zatěžování byly vzorky na přítoku odebírány i u nejbližšího tělesa 5–VF–SS, které bylo od zdroje vody vzdáleno 400 mm.

Veškeré vzorky byly odebírány do čirých polypropylenových vzorkovnic o objemu 125 ml. Vzorkovnice nebyla plněna až po uzávěr, aby byl zachován volný prostor umožňující promíchání suspenze.

Stanovení koncentrace NL bylo prováděno pomocí borosilikátových filtrů ze skleněných vláken o průměru 47 mm a s hmotností na jednotnou plochu 50–100 g m^{-2}. Filtr byl vždy před měřením zvážen. Také byla zvážena celková hmotnost vzorkovnice se suspenzí. Následně proběhlo umístění filtračního papírku do filtračního zařízení se skleněnou vložkou. Po sestavení filtrační soupravy byl do skleněné nádoby nalit hodnocený vzorek suspenze, který byl s využitím podtlaku filtrován. Zkouška byla ukončena ve chvíli, kdy byl vložený filtr téměř suchý. NL, které ulpěly na filtračním papírku byly následně vysušeny při teplotě 105±2 °C po dobu nejméně jedné hodiny. Filtrační papírek byl po vyjmutí z pece ponechán k ustálení hmotnosti při teplotě a vlhkosti vzduchu místnosti laboratoře. Následně byl opět zvážen. Z výsledků hmotnosti byl proveden výpočet koncentrace NL dle rovnice (5).

$$\rho = \frac{1000 \times (b - a)}{V} \tag{5}$$

kde ρ je hmotnostní koncentrace nerozpuštěných látek, mg l^{-1}; b je hmotnost filtru po filtraci, mg; a je hmotnost filtru před filtrací, mg; V je objem vzorku, g.

Obr. 20 Filtrační souprava pro měření nerozpuštěných látek

Vzhledem k časové a finanční náročnosti vyhodnocování koncentrace NL byly měřeny přítokové koncentrace pouze u těles 1–French VF–1 a 5–VF–SS, které se nacházejí na nejvzdálenějším a nejbližším místě od zdroje OV. Během prvního cyklu byla koncentrace NL stanovována pouze u tělesa 1–French VF–1. V tomto období byla chybějící koncentrace u tělesa 5–VF–SS převzata z výsledků tělesa 1–French VF–1. Od druhého cyklu, pro kolony nacházející se mezi těmito tělesy, byla dle vztahu (6) vypočítána individuální přítoková koncentrace NL.

$$c_{in}\,(ET) = c_{in}(5\text{–VF–SS}) - \left(\frac{c_{in}(5\text{–VF–SS}) - c_{in}(1\text{–French VF–1})}{L}\right) \times L_i \tag{6}$$

kde c_{in} (5–VF–SS) je přítoková koncentrace NL na těleso 5–VF–SS, mg l^{-1}; c_{in} (1–French VF–1) je přítoková koncentrace NL na těleso 1–French VF–1, mg l^{-1}; L je celková vzdálenost mezi 5–VF–SS a 1–French VF–1, mm; L_i je vzdálenost daného tělesa od 5–VF–SS, mm.

Účinnosti odstranění NL jsou uváděny v závislosti na množství přivedeného množství NL, které bylo u všech těles vztaženo k ploše zkušebního tělesa, respektive k ploše 0,07 m^2. Výpočet byl proveden dle rovnice (7).

$$R = c_{in} \times HLR \quad (7)$$

kde R je množství přivedeného znečištění, g m^{-2} den^{-1}; c_{in} je přítoková kumulativní koncentrace, g m^{-3}; HLR je denní hydraulické zatížení filtračního pole, m d^{-1}.

4.1.3 Stanovení zákalu

Zákal byl stanovován pouze při počátečním ovlivnění odtokem vyplavovaných částic filtračního materiálu. Byl stanoven pomocí přenosného turbidimetru 2100Q IS od firmy HACH, viz Obr. 21. Zákal byl vyhodnocován s rozsahem měření 0–1 000 FNU. Přesnost turbidimetru 2100Q IS je ± 2 % (HACH LANGE s.r.o., *n.d.*).

Obr. 21 Přenosný turbidimetr HACH 2100Q

V části odebíraných vzorků byla zaznamenána vyšší hodnota zakalení, než kterou udává horní mez měření. Z tohoto důvodu byl vzorek se zákalem vyšším než 1 000 ZF_t ředěn destilovanou vodou. Z míry ředění byly následně dopočítány skutečné hodnoty zákalu. Před každým měřením probíhala kalibrace přístroje, a to pomocí sady kalibračních vzorků se zákalem 20, 100 a 800 ZF_t. Úspěšná kalibrace byla následně verifikována na vzorku odpovídajícím zakalení 10 ZF_t.

4.1.4 ORP, pH, koncentrace O_2

Měření in-situ byla prováděna pomocí přenosného multimetru značky HACH HQ40d a příslušných sond, viz Obr. 22.

Obr. 22 Sada digitálního multimetru HQ40D

Byl stanoven oxidačně-redoxní potenciál (mV), dále teplota (°C), koncentrace O_2 (mg l^{-1}) a nasycení (%) a pH (–). Vzorky však nebyly vyhodnocovány přímo na pozemku ÚVHK, ale byly odebírány do polyethylenových vzorkovnic, odkud byly přeneseny do laboratoře a bezprostředně podrobeny analýze.

Oxidačně-redoxní potenciál (ORP) byl měřen laboratorní gelovou elektrodou Intellical MTC101 (chloridostříbrná elektroda) s přesností stanovení ± 0,02 mV a rozsahem ± 1200 mV. Při vyhodnocování ORP jsou výsledné hodnoty zpravidla přepočítávány ke standardnímu potenciálu referenční vodíkové elektrody. V diplomové práci ale byla při vyhodnocování použita surová data.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku byla určována optickou sondou Intellical LDO101 s přesností měření ± 0,1 mg l^{-1} pro rozsah od 0 do 8 mg l^{-1} a ± 0,2 mg l^{-1} pro hodnoty nad 8 mg l^{-1}. Sonda umožňovala měření koncentrace O_2 spolu s nasycením v rozsahu 1–200 % a teplotou 0–50 °C.

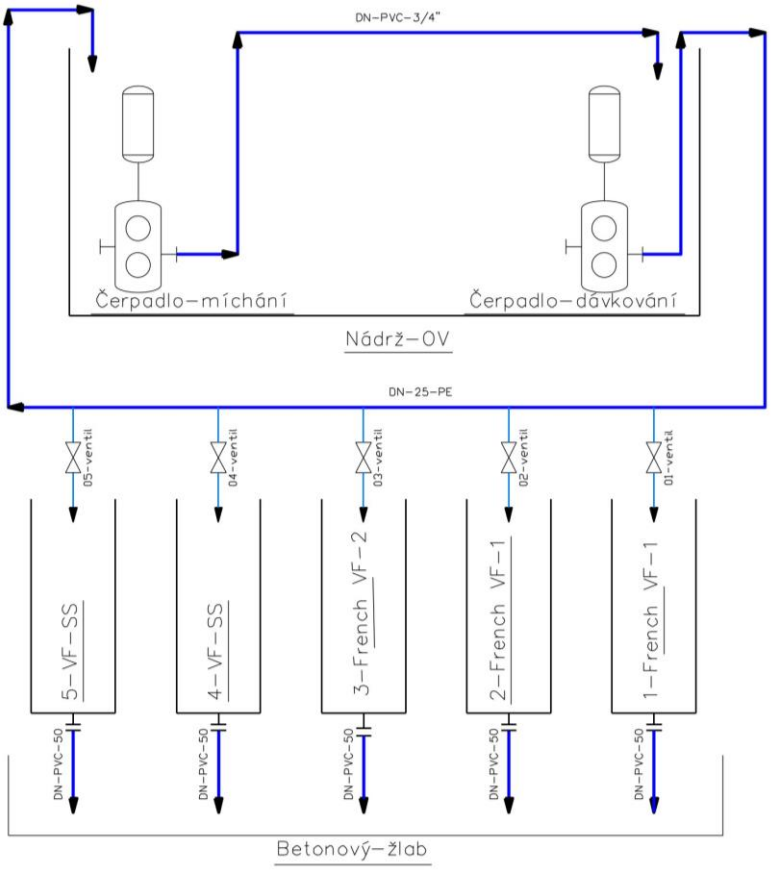
Dále byla využívána univerzální laboratorní gelová pH elektroda Intellical PHC201 s rozsahem měření 0–14 a s přesností ± 0,02.

4.2 Poloprovozní testování

V kapitole poloprovozní testování je na základě vypracované rešerše popsána konstrukce poloprovozu, provozní nastavení a jakým způsobem byla po celou dobu monitorována kolmatace filtrů na zkušebních tělesech.

4.2.1 Konstrukce poloprovozu

Celková konstrukce poloprovozního testování spočívala ve vytvoření soustavy potrubí připojeného na čerpadla zajišťující distribuci OV na zkoumané kolony. Poloprovoz se skládal z pěti testovacích těles a dvou čerpadel zajišťujících míchaní a distribuci OV na zkušební tělesa (Obr. 23).

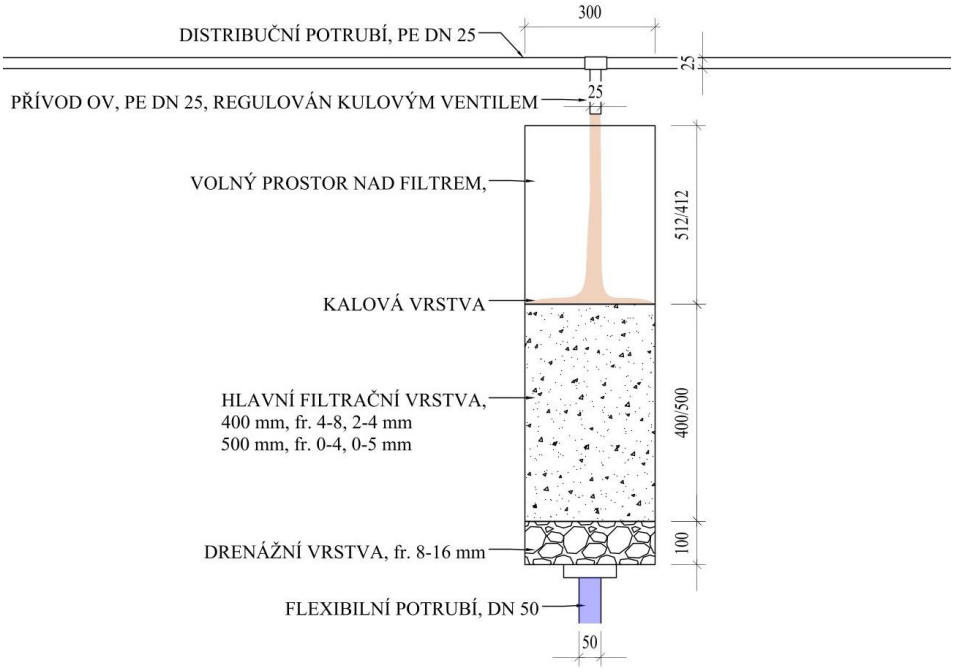


Obr. 23 Schématické zapojení poloprovozního testování na pozemku ÚVHK

Poloprovozní testování bylo navrženo jako simulace dvou typů hlavního filtračního stupně. Vytvořená tělesa simulovala dvoustupňové vertikální filtry francouzského systému a jednostupňové vertikální filtry přírodních ČOV používané na území ČR.

Pro konstrukci zkušebního tělesa byl využit transparentní válec o průměru 300 mm, který byl připevněn na potrubí z PVC DN 300. Ve spodní části válce opatřeného zátkou bylo pomocí redukce připojeno flexibilní PVC potrubí DN 50, díky kterému byl možný volný výtok vyčištěné OV během fáze zatěžování nebo při měření nasycené hydraulické vodivosti. Flexibilní hadice umožňovala rovněž nastavení rozdílu hydraulické výšky při měření nasycené hydraulické vodivosti, tedy vytvoření propustoměru s konstantním spádem. Válec byl vyplněn filtračními materiály specifikovanými v Tab. 25. Nad válcem bylo umístěno distribuční potrubí PE40 SDR7,4 25×3,5 mm. U každého zkušebního válce byl pomocí svěrného T kusu vložen

kulový ventil pro regulování průtoku OV na tělesa (Obr. 24). Na distribuční potrubí navazovala volná část potrubí, zaústěna zpět do nádrže s OV sloužící k usměrnění proudící vody.



Obr. 24 Vzorový řez kolonou

První dva filtry simulovaly 1. stupeň francouzského filtru, jako filtrační materiál bylo použito prané DK fr. 4–8 mm (1–French VF–1) a DK fr. 2–4 mm (2–French VF–1). Třetí těleso představovalo 2. stupeň francouzského systému s praným TK fr. 0–4 mm (3–French VF–2), čtvrté a páté těleso zastupovalo jednostupňové vertikální filtry, ve kterých bylo použito prané TK fr. 0–4 mm (4–VF–SS) a praný RMA fr. 0–5 mm (5–VF–SS). Ve spodní části všech těles byla drenážní vrstva z praného DK fr. 8–16 mm kvůli zabránění vyplavování hlavní filtrační vrstvy. Použité materiály v jednotlivých experimentálních tělesech jsou blíže popsány v Tab. 25. Pro poloprovozní testování byla využita OV z přírodní ČOV v obci Hlína.

Tab. 25 Použité materiály v jednotlivých experimentálních tělesech

Označení testovacího tělesa	fr. hlavní filtrační vrstvy (mm)	*L*	Materiál	fr. drenážní vrstvy (mm)	tl.	Materiál	Typ FP
1–French VF–1	4–8	400	Prané DK				1. stupeň french systému
2–French VF–1	2–4	400	Prané DK				1. stupeň french systému
3–French VF–2	0–4	500	Prané TK	8–16	100	Prané DK	2. stupeň french systému
4–VF–SS	0–4	500	Prané TK				jednostupňový vertikální filtr
5–VF–SS	0–5	500	RMA				jednostupňový vertikální filtr

Pozn.: **1–French VF–1**: 1. stupeň Francouzského filtru, frakce 4–8 mm, **2–French VF–1**: 1. stupeň Francouzského filtru, frakce 2–4 mm, **3–French VF–2**: 2. stupeň Francouzského filtru, frakce 0–4 mm, **4–VF–SS**: 2. stupeň Francouzského filtru, frakce 0–4 mm, **5–VF–SS**: Jednostupňový vertikální filtr, frakce 0–5 mm

Kamenivo bylo vkládáno do předem připraveného zkušebního válce. Nejprve byla vložena kovová tkanina s velikostí ok 2×2 mm (zleva Obr. 25). Na ní byla nasypána surová drenážní vrstva fr. 8–16 mm o mocnosti 100 mm (prostřední Obr. 25). Před vrstvením hlavní filtrační vrstvy byla drenážní vrstva proprána, aby se odplavila anorganická (minerální) prachová zrna (zprava Obr. 25). Proces odplavení prachových zrn z DK byl z důvodu minimalizování ovlivnění odtokové koncentrace NL při poloprovozním testování. Praní bylo zastaveno ve chvíli, když byla odtékající voda proudící štěrkem čirá.

Obr. 25 Drenážní vrstva testovacích těles a její úprava praním

Na drenážní vrstvu byla následně aplikována hlavní filtrační vrstva, která byla také proprána, ale až v rámci počátečního nastavení poloprovozu, což je podrobněji uvedeno v kapitole 4.2.2.

Mocnost pro tělesa 1–French VF–1 a 2–French VF–1 byla zvolena 400 mm a pro zbylá tělesa 500 mm (Tab. 25, Obr. 24).

Pro spuštění poloprovozního testování bylo nutné zajistit dostatečný objem OV. Odběr vody byl realizován v obci Hlína, viz Obr. 26, kde se nachází oddílná stoková síť zakončená přírodní ČOV. OV byla odebrána z první komory anaerobního separátoru spolu se sedimentovaným kalem. Získaná voda byla následně přečerpána a uskladněna v IBC kontejneru na pozemku ÚVHK. OV obsahující značné množství kalu byla smísena s pitnou vodou v otevřené polypropylenové nádrži o obejmu 1 m^3, aby bylo dosaženo libovolné a v rámci poloprovozu záměrně proměnné koncentrace NL na přítoku.

Obr. 26 Odběr odpadní vody z první komory anaerobního separátoru v obci Hlína

Během poloprovozního testování byla použita dvě čerpadla jejichž výkon byl regulován triakovým regulátorem napětí. Pro míchání OV v otevřené nádrži bylo vždy před dávkou na zkušební tělesa použito kalové čerpadlo s plovákem PUMPA blue line PSP18-12/0,75l 230 V (Obr. 27). Výkon čerpadla byl 750 W s maximálním průtokem Q_{max} 300 l min^{-1}. Na čerpadlo byla napojena zahradní hadice z PVC 3/4“ dlouhá 20 m.

Obr. 27 Kalové čerpadlo s plovákem použité pro míchání OV (ČERPADLA VRCHLABÍ s.r.o., 2020)

Pro zatížení zkušebních těles připravenou OV bylo použito kalové čerpadlo s plovákem HCP AL-01NF 230 V (Obr. 28). Výkon čerpadla byl 500 W s maximálním průtokem Q_{max} 210 l min^{-1}. K čerpadlu byla připojena PE40 SDR7,4 25×3,5 mm.

Obr. 28 Kalové čerpadlo s plovákem použité pro čerpání vody na tělesa (ČERPADLA VRCHLABÍ s.r.o., 2016)

4.2.2 Nastavení testování

Nastavení testování bylo provedeno ve dvou etapách. První etapa zahrnovala měření počátečního ovlivnění odtoku surovým filtračním materiálem. Na první etapu kontinuálně navázala druhá etapa hlavního poloprovozního testování. Zkušební tělesa byla provozována s dvěma měněnými *HLR* po dobu jednoho měsíce od května do června 2024. V následujících kapitolách je popsáno nastavení testování pro obě výše uvedené etapy.

Měření nasycené hydraulické vodivosti

Nasycená hydraulická vodivost byla měřena přímo v testovacích válcích, které tak zároveň tvořily „modifikované“ propustoměry. Aby bylo možné měření provést u rozdílných frakcí kameniva, bylo zapotřebí variabilní nastavení rozdílu hydraulických výšek (regulace objemového průtoku), které bylo provedeno pomocí flexibilní hadice. Počáteční měření koeficientu k_s filtračních materiálu proběhlo 16. 4. 2024.

Během první etapy byly doby měření a rozdíly tlakových výšek variabilní. Použité tlakové výšky jsou uvedeny v Tab. 26. Pro těleso 4–VF–SS nebyla naměřena počáteční nasycená hydraulická vodivost, protože se jednalo o totožný materiál (TK fr. 0–4 mm) jako u tělesa 3– French VF–2. Počáteční nasycená hydraulická vodivost byla považována za totožnou.

Tab. 26 Nastavení Δh během první etapy

Označení testovacího tělesa	Doba měření t	Δh
	(hod)	(mm)
1–French VF–1	5	6
2– French VF–1	5	6
3– French VF–2	7	200
5– VF–SS	5	55

Během druhé etapy (hlavního poloprovozního testování) byly nasycené hydraulické vodivosti měřeny vždy na začátku a na konci fáze klidu. Doba měření koeficientu k_s se jednotně zkrátila na 1 hodinu z důvodu probíhajícího odvodnění kalové vrstvy a nutnosti stanovení nasycené hydraulické vodivosti filtračního materiálu v co nejkratším časovém úseku u všech zkušebních

těles. Rozdíl tlakových výšek se odvíjel od aktuální míry kolmatace těles. V Tab. 27 jsou pro čtyři cykly zatěžování uvedeny rozdíly tlakových výšek v centimetrech. Na začátku fáze klidu nebylo v několika případech možné měření koeficientu k_s pomocí propustoměru. Označení „–“ v tabulce značí měření, kdy byl koeficient k_s stanoven poklesem hladiny nad povrchem zkušebního tělesa.

Ve třetím cyklu byla nasycená hydraulická vodivost stanovována i v průběhu regenerace filtrů. Pro jednotlivá zkušební tělesa byl v hlavní fázi poloprovozního testování opět použit různý rozdíl tlakových výšek Δh pomocí flexibilního potrubí, v závislosti na materiálu hlavní filtrační vrstvy a vyvíjející se kolmataci. V praxi to znamenalo, že pro těžený štěrk fr. 4–8 mm a 2–4 mm byl rozdíl hydraulických výšek nižší, v řádech jednotek centimetrů, zatímco u písků fr. 0–4 mm a cihelného recyklátu fr. 0–5 mm, se rozdíl pohyboval v řádech desítek centimetrů.

Tab. 27 Nastavení rozdílu tlakových výšek Δh na konci fáze klidu při druhé etapy měření

Označení testovacího tělesa	Δh (cm)			
Fáze klidu	1.	2.	3.	4.
1–French VF–1	1	1	2,5	1
2– French VF–1	3	2	2,5	0,7
3– French VF–2	18	20	16,5	19,5
4–VF–SS	10,5	–	20	20
5–VF–SS	14	9	15,5	8

Nastavení látkového zatížení

Látkové zatížení bylo závislé na stupni naředění reálné OV obsahující množství kalu přivezeného z přírodní ČOV v Hlíně. Hodnoty koncentrací NL na přítoku poloprovozního testování byly voleny dle Tab. 1, uvedené v kapitole 2.1.1. Kal byl akumulován v IBC nádrži, odkud byl pomocí kalového čerpadla čerpán do nádrže otevřené, v níž byl ředěn pitnou vodou. Po prvním naředění dosahovala koncentrace NL na přítoku těles 256,7 mg l^{-1}, což odpovídalo OV běžně se vyskytující v jednotné stokové síti. Aby bylo možné pozorovat kolmataci filtračního materiálu i v omezené době poloprovozního testování, byla koncentrace navýšena až na 1 685,8 mg l^{-1}, což odpovídalo dvojnásobné koncentraci NL pozorované v tlakových kanalizacích. Přiváděné látkové zatížení nebylo v průběhu poloprovozního testování jednotné. V průběhu měření byly koncentrace NL měněny a pro jednotliví fáze jsou uváděny v Tab. 28.

Během fáze zatěžování byly na přítoku a odtoku odebírány vzorky do vzorkovnic. U každého z odebraných vzorků bylo pomocí multimetru měřeno ORP, pH, O_2, procento nasycení a teplota. Metodou filtrace s využitím filtru ze skleněných vláken byla určena koncentrace NL. Složení OV na přítoku v dílčích fázích popsané sledovanými parametry je patrné z Tab. 28. Tělesa byla zatěžována průměrně po dobu 3 dnů, tzn. na těleso bylo přivedeno 12 dávek OV. Koncentrace NL byla v čase snižována. Vyšším ředěním OV pitnou vodou bylo zaznamenáno zvyšujících se pH, ORP i koncentrace O_2 s prodlužující se dobou měření.

Tab. 28 Složení OV na přítoku během poloprovozního testování

Fáze zatěžování	NL	ORP	Koncentrace O_2	pH
	(mg l^{-1})	(mV)	(mg l^{-1})	(–)
1	1 229,6	-29,6	1,5	6,3
2	634,2	16,2	3,6	6,9
3	406,8	57,3	6,1	7,7
4	372,8	72,8	5,6	7,5

Díky rozdílnému *HLR* bylo průměrné přítokové látkové zatížení (dle rovnice (7)) pro tělesa s hrubým materiálem zhruba o polovinu vyšší než pro tělesa s jemnějším materiálem. Během prvního zatěžování bylo na tělesa představující 1. stupeň francouzských filtrů 1–French VF–1 a 2– French VF–1 přivedeno v průměru 417,5 g NL d^{-1}. Na tělesa představující 2. stupeň francouzského filtru a jednostupňový filtr 3–French VF–2, 4–VF–SS a 5–VF–SS bylo čerpáno průměrné látkové zatížení 209,0 g NL d^{-1}. Během dalších cyklů bylo látkové zatížení úměrně koncentraci také snižováno, patrno z Tab. 29.

Tab. 29 Přítokové látkové zatížení v průběhu poloprovozního testování pro tělesa představující 1. stupeň francouzských filtrů (1–French VF–1, 2– French VF–1) a 2. stupeň nebo jednostupňové filtry (3–French VF–2, 4–VF–SS a 5–VF–SS)

Fáze zatěžování	1. stupeň	2. stupeň
	(g m^{-2} d^{-1})	(g m^{-2} d^{-1})
1	417,5	209,0
2	186,3	121,6
3	137,8	69,3
4	123,6	64,8

Fáze zatěžování trvala 3 dny, z čehož vyplývá, že průměrné celkové přivedené množství NL na zkušební tělesa 1–French VF–1 a 2– French VF–1 bylo v prvním cyklu 1 252,4 ve druhém 587,2, ve třetím 413,7 a ve čtvrtém 373,9 g m^{-2}. Pro jemné 3– French VF–2, 4–VF–SS a 5–VF–SS materiály byla průměrná celková množství v jednotlivých cyklech 627,1; 355,4; 207,9 a 193,6 g m^{-2}.

Nastavení *HLR*

Před spuštěním poloprovozního testování bylo provedeno nastavení průtoku vody čerpané na povrch zkušebních těles, viz Obr. 29 a Tab. 31. Doba čerpání vody na zkušební válce byla nastavena pomocí časovačů. Průtok byl upraven pomocí regulátoru napětí a kulovými ventily na výtokovém potrubí u každého testovacího válce.

Obr. 29 Počáteční nastavení hydraulického zatížení filtrů

Testovací tělesa byla zatěžována OV od 27.5. 2024 do 10. 7. 2024. Voda byla distribuována na jednotlivé testovací válce v denních dávkách dle Tab. 30 ve čtyřech cyklech. Po fázi zatěžování následovala fáze klidu, která byla v průběhu měření variabilní v rozmezí 5–14 dní.

Tab. 30 Nastavení zatěžování experimentálních kolon

Zatěžovací cyklus	Délka *HLR*	Délka odstávek mezi *HLR*
	(den)	
1	3	13
2	3	11
3	3	9
4	3	5
Celkový počet dní poloprovozu		50

Denní *HLR* vycházelo z doporučeného zatěžování francouzských systémů pro první a druhý stupeň, které odpovídá hodnotě 0,37 m den^{-1} při přivedeném množství NL 138–150 g m^{-2} d^{-1}, resp. 30 g m^{-2} d^{-1}, viz kapitola 2.1.2 (Tab. 3). Vzhledem k předpokládaným vysokým koncentracím NL přiváděných na testovací tělesa, bylo pro druhý stupeň francouzského systému použito stejné *HLR,* jaké je běžně navrhované u jednostupňových vertikálních filtrů. Pro výpočet bylo použito maximální *HLR* 0,15 m d^{-1} při přivedeném množství 15 g_{CHSK} m^{-2} den^{-1} až 20 g_{CHSK} m^{-2} den^{-1}, uvedeno v teoretické části v kapitole 2.1.2.

Po nastavení pro tělesa 1–French VF–1 a 2–French VF–1 bylo při testování *HLR* mírně sníženo na 0,34 m d^{-1}. Naopak pro tělesa 3–French VF–2, 4–VF–SS a 5–VF–SS bylo *HLR* mírně zvýšeno na 0,17 m d^{-1}, což bylo způsobeno nepřesnou a obtížnou regulací kulových ventilů. Ventily byly vždy otevírány či uzavírány tak, aby bylo možné při zachování *HLR* vodu napouštět po dobu 1 min (nejnižší časový krok časovače). Celkově byly nastaveny 4denní dávky a nátok probíhal v intervalech vždy po 6 hodinách, což je podrobněji popsáno v Tab. 31.

Tab. 31 *HLR* během poloprovozního testování

Zkušební těleso	*Q*	*t*	Dávek za den	*HLR*	*HLR*
	(l min^{-1})	(min)	(–)	(m dávka^{-1})	(m den^{-1})
1–French VF–1	6	1	4	0,085	0,340
2– French VF–1	6	1	4	0,085	0,340
3–French VF–2	3	1	4	0,042	0,170
4–VF–SS	3	1	4	0,042	0,170
5–VF–SS	3	1	4	0,042	0,170

4.2.3 Monitoring poloprovozu

Během poloprovozního testování probíhal pravidelný monitoring provozu, který se lišil podle toho, zda tělesa zrovna procházela fází zatěžování nebo fází klidu. U každého tělesa bylo v první etapě jednotlivě vyhodnoceno počáteční ovlivnění odtoku použitým materiálem. Souběžně byla měřena nasycená hydraulická vodivost kolmatací neovlivněného materiálu, koncentrace vyplavených anorganických NL a zákal. Pro každé těleso byly odebírány vzorky pro vyhodnocení zákalu a koncentrace NL po dobu jedné hodiny v časech 0, 1, 2, 5, 10, 20 a 60 min. Výpočet NL byl proveden pomocí rovnice (5) uvedená v kapitole 4.1.2. Nasycená hydraulická vodivost byla měřena až do ustálení průtoku. Doba měření nasycené hydraulické vodivosti se při počátečním měření pohybovala mezi 5–7 hodinami. Koeficient k_s byl vypočten na základě rovnice (3), uvedená v kapitole 4.1.1.

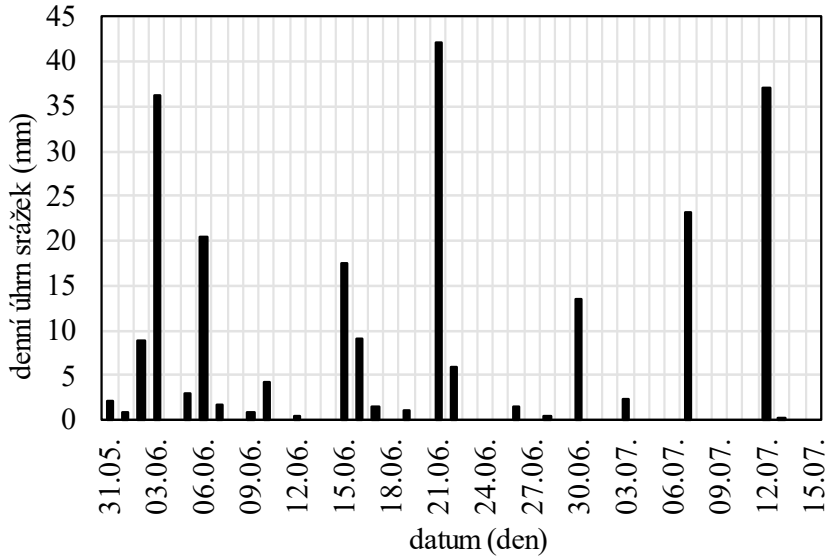
Ve druhé etapě byl monitoring zaměřen na posouzení kolmatace materiálů. Bylo provedeno měření během fáze zatěžování, kdy byly určovány koncentrace NL, ORP, koncentrace O_2, pH a teplota na přítoku a odtoku. Na začátku a na konci fáze klidu byla monitorována nasycená hydraulická vodivost.

Monitoring během fáze zatěžování byl prováděn 1krát denně odebráním OV na přítoku a odtoku testovacích těles. V prvním cyklu bylo provedeno odebrání vzorku pouze u tělesa 1–French VF–1, které bylo nejvzdáleněji od zdroje OV. Při 2. cyklu začaly být odebírány vzorky na přítoku i u tělesa 5–VF–SS, které bylo nádrži s OV nejblíže.

Odtok byl při fázi zatížení monitorován u všech testovacích těles. Voda na přítoku a odtoku byla odebírána do transparentních vzorkovnic, viz Obr. 30 (vlevo odtok z 5–VF–SS, vpravo přítok). Vzorkovnice byly neprodleně po odebrání vzorků přeneseny do laboratoře ÚVHK a podrobeny laboratorním analýzám. Ze všech odebraných vzorků byla stanovována koncentrace NL, ale i hodnoty ORP, koncentrace O_2, pH a teploty.

Obr. 30 Monitoring během fáze zatěžování, odebrané vzorky k laboratorním analýzám

V rámci monitoringu poloprovozního testování byly zaznamenávány srážky za období 27.5.2024 až 10.7.2024. Data ze dvou srážkoměrů nacházejících se na meteorologické stanici FAST VUT v Brně byla zprůměrována a v denních úhrnech jsou graficky znázorněna na Obr. 31. Ze získaných dat byl sumarizován celkový úhrn srážek za celou dobu měření, který činil 196,3 mm. Maximální denní úhrn srážek byl 42,1 mm, a to 21. 6. 2024. Zaznamenané srážkové úhrny byly v kapitole 6.1.1 použity při úvaze o možném ovlivnění filtračních materiálů testovacích těles, a především při posouzení vývoje kalové vrstvy na povrchu filtru. Poměrně významné srážkové úhrny ovlivňovaly hydraulické zatížení zkušebních těles, které zvyšovaly nad návrhové hodnoty, a pravidelně narušovaly klidové fáze, kdy mělo být proudění vody filtračním prostředím zastaveno. Nicméně se jednalo o stav blízký reálnému provozování vertikálních filtrů, které jsou v běžném provozu srážkám vystavovány.



Obr. 31 Denní úhrny srážek pozorované během poloprovozního testování

5 VÝSLEDKY

Poloprovozní testování realizované dle zpracované metodiky (kapitola 0) umožnilo posouzení kolmatace testovaných zkušebních těles vlivem koncentrace NL na přítoku v OV. Výsledky jsou sumarizovány jednak z měření uskutečněného na výzkumném pozemku ÚVHK, jednak z rozborů prováděných čistě v laboratorních podmínkách. V následujících kapitolách jsou uvedeny graficky i tabelárně zpracované naměřené hodnoty popisující průběh kolmatace experimentálních těles, která svou skladbou reprezentovala dvoustupňové vertikální filtry francouzského systému a jednostupňové vertikální filtry.

Jsou vyhodnocena tělesa 1–French VF–1, 2–French VF–1, 3–French VF–2 a 5–VF–SS. Přesto, že testovací těleso 4–VF–SS reprezentovalo odlišný typ filtračního stupně, jeho mocnost a frakce použitého materiálu byla totožná jako u tělesa 3–French VF–2. Vzhledem k podobným výsledkům z těchto dvou těles a již tak značnému rozsahu diplomové práce jsou prezentovány výsledky pouze pro těleso 3–French VF–2. Vyhodnocení všech měření spočívalo především v podrobném popisu chování NL prostupujících filtračním prostředím, respektive ulpívajícím na samotném povrchu filtrů.

Zpracovány byly výsledky první etapy poloprovozního testování, kde bylo vyhodnoceno počáteční negativní ovlivnění odtokové koncentrace NL v závislosti na vyplavování prachové složky z použitých materiálů. Za počátečním ovlivněním následuje vyhodnocení druhé etapy, která zahrnuje pokusného měření odtokové koncentrace NL z poloprovozu. Hlavní část zpracování výsledků je zaměřena na vyhodnocení odtokových koncentrací a účinností odstranění NL během testování na poloprovozní úrovni, dále na vyhodnocení vývoje nasycené hydraulické vodivosti použitých filtračních materiálů. V neposlední řadě jsou prezentovány měřené koncentrace O_2, teplota, ORP a hodnota pH na přítoku a na odtoku z jednotlivých zkušebních kolon.

5.1 Počáteční ovlivnění odtoku použitým materiálem

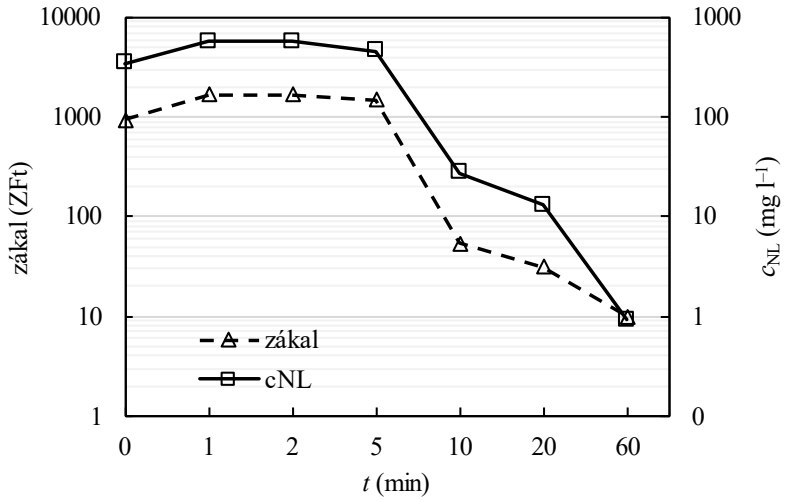
U zkušebních těles byla na odtoku po dobu jedné hodiny měřena počáteční koncentrace NL (kapitola 4.1.2) a hodnota zákalu, viz kapitola 4.1.3. Měření byla provedena současně s určením počáteční hydraulické vodivosti (kapitola 4.1.1). Objemové průtoky byly měřeny kontinuálně až do jejich ustálení. Celková doba měření byla variabilní.

5.1.1 Koncentrace nerozpuštěných látek a vývoj zákalu

Výsledky počáteční odtokové koncentrace NL vypočítány dle rovnice (5) a zákalu stanoveného turbidimetrem dokumentují znečištění protékající pitné vody filtračním prostředím, kdy dochází ke smyvu minerálních NL ulpělých na povrchu zrn DK, TK nebo RMA.

Koncentrace NL na odtoku u tělesa **1–French VF–1** (Obr. 32) dosahovala na počátku měření 345,80 mg l^{-1}. Maximální naměřené koncentrace NL 576,11 mg l^{-1} bylo dosaženo v čase 2 min. V rozmezí 5 min až 10 min došlo ke značnému snížení o 432,66 mg l^{-1}. Na konci měření po 60 min koncentrace poklesla na hodnotu 0,92 mg l^{-1}.

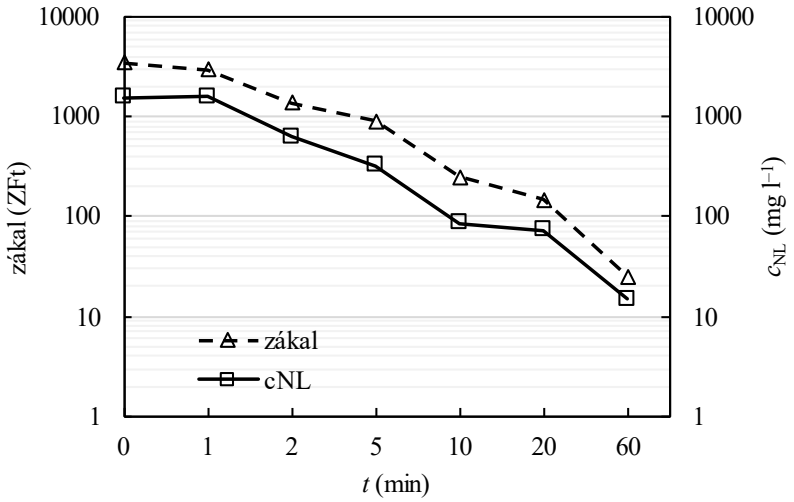
Vývoj zákalu měl podobný klesající jako koncentrace NL. Počáteční zákal dosáhl hodnoty 938 ZF_t. Po jedné minutě měření došlo k dosažení maximální hodnoty 1 670 ZF_t. Nejvýznamnější pokles zákalu byl zaznamenán mezi 5 min až 10 min měření o 1 437 ZF_t. Na konci měření, po 60 minutách byl zákal 10 ZF_t.



Obr. 32 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 1–French VF–1

Počáteční koncentrace NL na odtoku pro **2–French VF–1** je patrná z Obr. 33. Maximální hodnoty 1 590,89 mg l^{-1} dosáhla v první minutě měření. Největší snížení bylo zaznamenáno mezi první a druhou minutou měření o 967 mg l^{-1}. Odtoková koncentrace 14,8 mg l^{-1} byla dosažena na konci měření.

Počáteční zákal byl zároveň maximální naměřenou hodnotou 3 432 ZF_t, k jeho snížení došlo již po první minutě měření na 2 964 ZF_t. Křivka vývoje zákalu kopírovala průběh koncentrace NL. Po jedné hodině měření došlo ke snížení zákalu na 25 ZF_t.

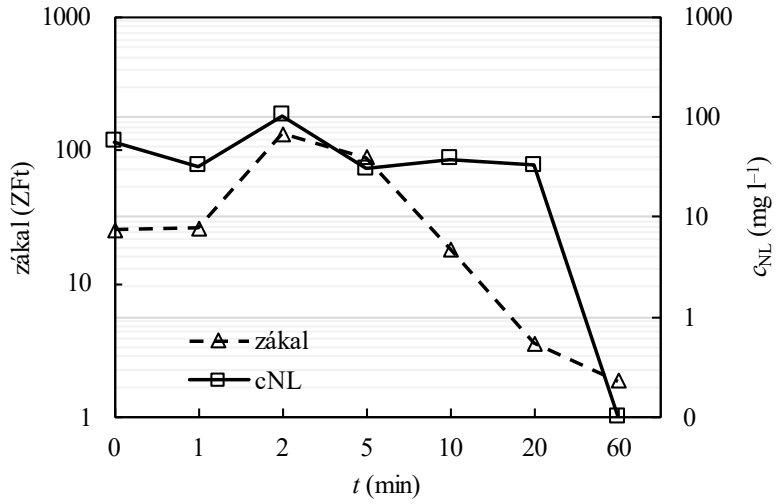


Obr. 33 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 2–French VF–1

Vývoj počáteční koncentrace NL a zákalu u třetího pozorovaného tělesa **3–French VF–2**, viz Obr. 34. Počáteční koncentrace NL byla 56,25 mg l^{-1}, přičemž se po jedné minutě snížila na 32,00 mg l^{-1}. Ve druhé minutě bylo možné pozorovat zvýšení na hodnotu 102,58 mg l^{-1}. Mezi 2 min a 5 min došlo ke snížení o 72,50 mg l^{-1}. Na konci měření koncentrace klesla na pouhých 0,10 mg l^{-1}.

Zákal na počátku měření tělesa 3–French VF–2 činil pouze 25 ZF_t. V první minutě se téměř nezměnil (nárůst o 1 ZF_t). Ve druhé minutě měření začal zákal kopírovat trend vývoje koncentrace NL a zvýšil se na hodnotu 132 ZF_t. Mezi 5 min až 20 min však došlo oproti

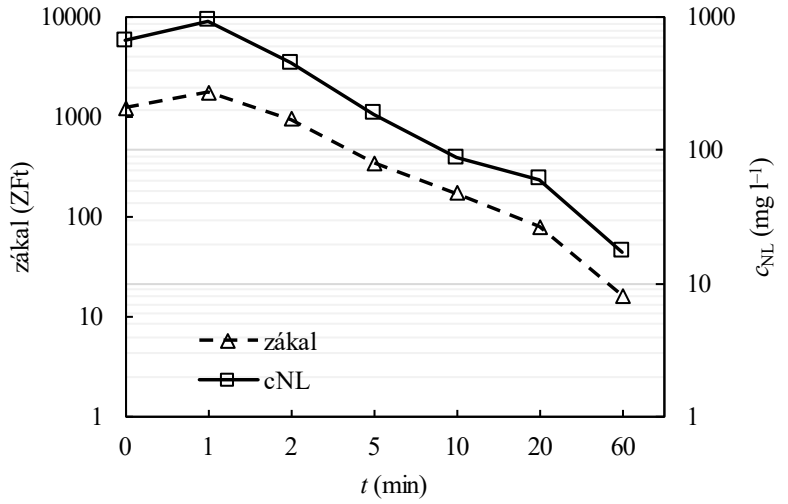
koncentraci NL k významnému snížení zákalu o 85 ZF_t. Po jedné hodině měření zákal klesl na 2 ZF_t.



Obr. 34 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 3– French VF–2

Čtvrté těleso s recyklovaným cihelným materiálem **5–VF–SS** (Obr. 35) mělo počáteční odtokovou koncentraci NL 669,67 mg l^{-1}. Po jedné minutě se koncentrace NL zvýšila o 270 mg l^{-1}, čímž bylo dosaženo maximální naměřené hodnoty. Po dosažení maxima následovalo postupné snižování až na koncentraci 17,33 mg l^{-1}.

Zákal stejně jako u těles 1–French VF–1 a 2–French VF–1 kopíroval křivku koncentrace NL. Počáteční zákal dosahoval 1 240 ZF_t. Po jedné minutě došlo ke zvýšení o 522 ZF_t. Dále již ale následoval setrvalý pokles až na 16,3 ZF_t.

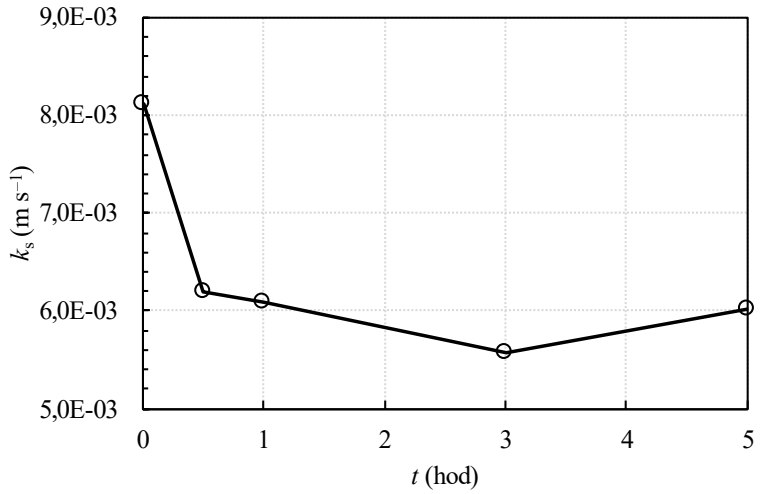


Obr. 35 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 5–VF–SS

5.1.2 Počáteční hydraulická vodivost

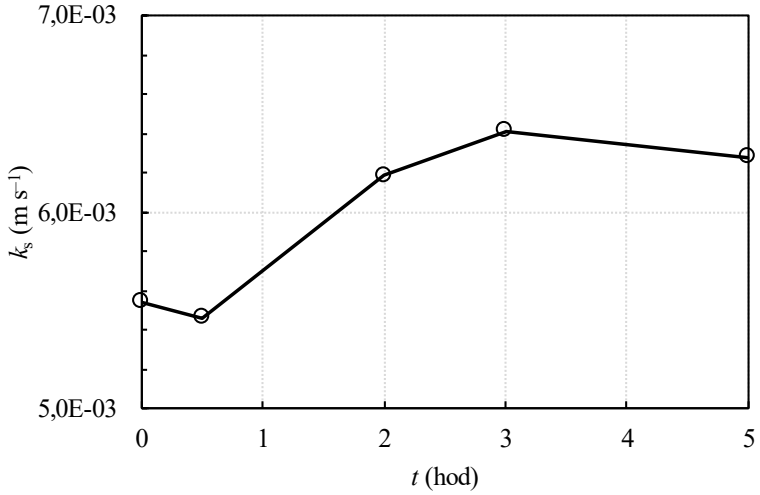
Počáteční nasycená hydraulická vodivost testovaných materiálů byla měřena pomocí modifikovaného propustoměru a vypočítána pomocí vztahu (3) v kap. 4.1.1. Celková doba měření a nastavení rozdílu tlakových výšek pro dílčí tělesa jsou přehledně zpracována v metodice (kapitola 4.2.2, Tab. 26).

Počáteční hodnota nasycené hydraulické vodivosti **1–French VF–1** patrná z Obr. 36 činila při prvním odběru na začátku měření $8{,}12 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. K jejímu výraznému snížení došlo po 30 min, a to až na hodnotu $6{,}20 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. Po 5 hodinách měření vodivost naopak mírně rostla oproti předchozímu odběru, ale dosahovala téměř stejné hodnoty jako při odběru třetím. Z tohoto důvodu bylo měření po 5 hodinách považováno za konečnou nasycenou hydraulickou vodivost $6{,}0 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}.



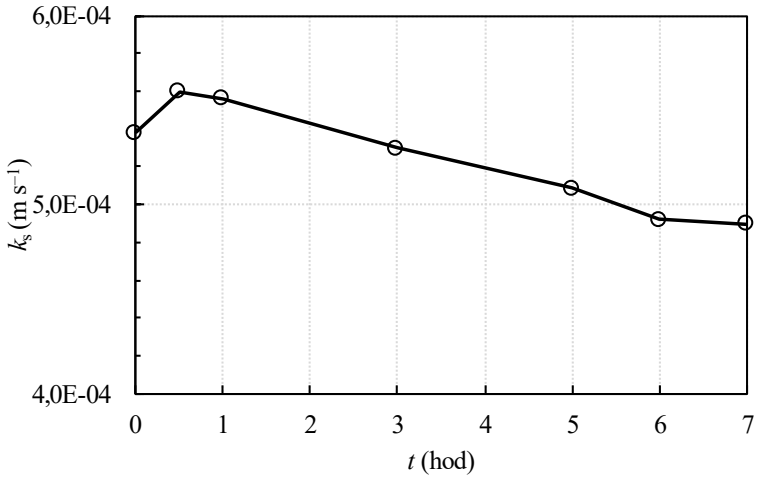
Obr. 36 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 1–French VF–1

U druhého zkušebního tělesa **2–French VF–1** měl průběh koeficientu k_s, zachycený na Obr. 37, odlišnou křivku než u 1–French VF–1. V prvním odběru byla hodnota koeficientu k_s $5{,}54 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}, po 30 min došlo k jejímu nepatrnému snížení na hodnotu $5{,}46 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. Po 1 hodině však koeficient nasycené hydraulické vodivosti vzrostl na k_s $6{,}19 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. Měření bylo ukončeno po 5 hodinách ve chvíli, kdy objemový průtok začal být ustálený. Konečná nasycená hydraulická vodivost materiálu byla $6{,}28 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}.



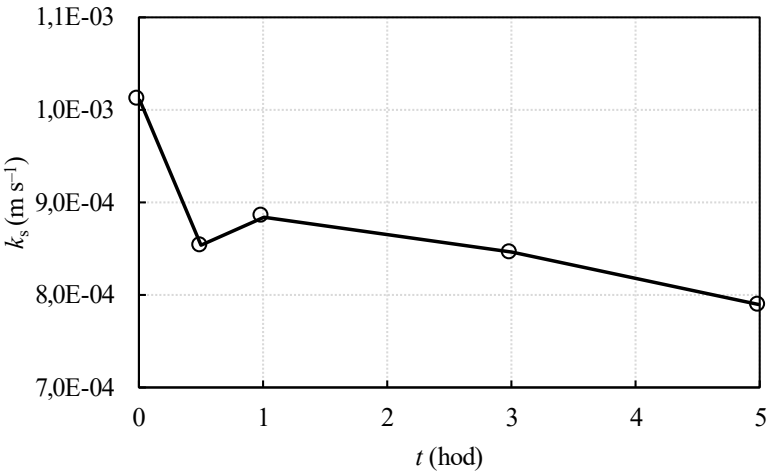
Obr. 37 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 2– French VF–1

U tělesa s TK fr. 0–4 mm **3–French VF–2** byl na počátku měření koeficient k_s 5,38 · 10^{-4} m s^{-1}. Po 30 minutách došlo k mírnému nárůstu nasycené hydraulické vodivosti 5,60 · 10^{-4} m s^{-1}. Následovalo postupné snižování. Měření bylo ukončeno po 7 hodinách měření ve chvíli, když začal být objemový průtok ustálený (Obr. 38). Na konci měření byl koeficient k_s 4,90 · 10^{-4} m s^{-1}.



Obr. 38 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 3– French VF–2

Průběh ustálení nasycené hydraulické vodivosti u tělesa **5–VF–SS**, zachycený na Obr. 39, byl podobný jako u 1–French VF–1. Na počátku měření byl koeficient k_s 1,01 · 10^{-3} m s^{-1}, po 30 minutách následovalo snížení na 8,53 · 10^{-4} m s^{-1}. Po jedné hodině se hodnota koeficientu k_s 8,84 · 10^{-4} m s^{-1} zvýšila. Dále již bylo zaznamenáno kontinuální snižování nasycené hydraulické vodivosti. Po 5 hodinách se objemový průtok a nasycená hydraulická vodivost neovlivněného cihelného recyklátu byla 7,89 · 10^{-4} m s^{-1}.



Obr. 39 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 5–VF–SS

5.1 Zkušební těleso 1–French VF–1

Po vyhodnocení měření počátečního ovlivnění odtoku použitým materiálem z pohledu zákalu, koncentrace NL a nasycené hydraulické vodivosti následovalo podrobné vyhodnocení průběhu kolmatace testovaného tělesa 1–French VF–1.

Během poloprovozního testování bylo zpracováno vyhodnocení koncentrace NL, ORP, pH, koncentrace O_2 a měření teploty na přítoku a odtoku během 4 provozních cyklů. Stanoveny rovněž byly nasycené hydraulické vodivosti na začátku a na konci odstávek, aby bylo možné popsat průběh kolmatace a obnovy koeficientu k_s filtračního prostředí. Nastavení testovaní bylo provedeno na základě metodiky v kapitole 4.2.2.

5.1.1 Koncentrace nerozpuštěných látek

Vyhodnocení koncentrace NL bylo provedeno z měření provedeného na přítoku a odtoku, během celého poloprovozního testování (kapitola 4.1.2). Před spuštěním poloprovozu proběhla dvě pokusná měření. První měření odtokových koncentrací NL bylo provedeno 20. 5. 2024. Odtok NL z filtru vykazoval koncentraci 676,98 mg l^{-1}, oproti přítoku byla odtoková koncentrace NL téměř trojnásobná. Na odtoku při druhém pokusném měření byla zaznamenána koncentrace 1 151,52 mg l^{-1}, oproti přítoku již došlo ke snížení o 835 mg l^{-1}. Nárůst koncentrace v prvním odběru byl pravděpodobně způsoben nárazovým vypláchnutím zbývajících prachových částic ulpělých v potrubí zkušebního tělesa, které nebyly při ustáleném měření hydraulické vodivosti odplaveny.

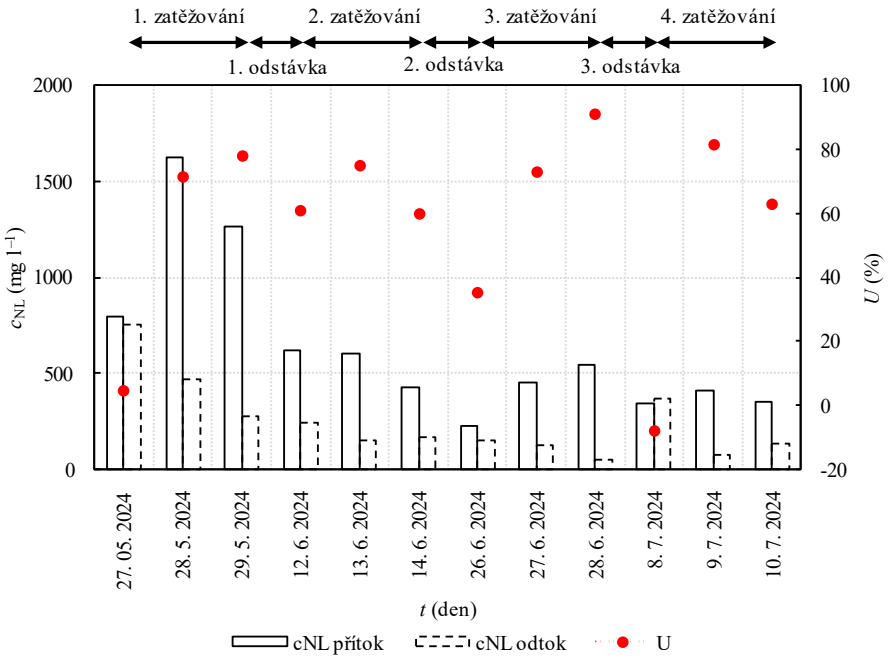
Hlavní poloprovozní měření bylo členěno dle metodiky na 4 dílčí cykly vyznačujícími se střídáním fází zatěžování s řízenými odstávkami zkušebních těles, viz kapitola 4.2.2.

Průběh přítokové a odtokové koncentrace NL a z ní vypočtené účinnosti odstranění NL je patrný z Obr. 40. Pro první zatěžování při přítokové koncentraci NL 791,6 mg l^{-1} je z grafu patrná účinnost odstranění pouze 5 %. Během dvou dnů, kdy bylo přivedeno dalších osm dávek s koncentracemi NL 1 268,8 až 1 628,3 mg l^{-1}, účinnost rostla. Na konci první fáze zatěžování byla účinnost až 78 %.

Následovala odstávka, po které započala druhá fáze zatěžování. Při průměrné přítokové koncentraci NL 634,2 mg l^{-1}, během druhého zatěžování, byl zaznamenán počáteční pokles účinnosti, oproti účinnosti na konci předešlého zatížení, na 61 %. Již druhý den provozu ale účinnost vzrostla o 15 %. Na konci druhé fáze zatěžování však došlo k poklesu účinnosti na 60 %.

Následovalo další období řízené odstávky. Po odstávce byla odtoková koncentrace měřena po jednom dni zatěžování, kdy byla zaznamenána účinnost odstranění NL 35 %. Na konci zatěžovacího období při průměrné přítokové koncentraci NL 405,8 mg l^{-1} byla účinnost odstranění 91 % (za celou dobu měření) nejvyšší.

Po odstávce byla započata 4. fáze zatěžování, přičemž se přítokové koncentrace NL pohybovaly mezi 338,0 až 406,4 mg l^{-1}. Na počátku zatěžování se z filtračního materiálu vyplavilo více NL, než na filtr přiteklo, z tohoto důvodu byla účinnost záporná, na konci zatěžování však opět stejně jako na počátku testování vzrostla na 63 %.



Obr. 40 Přítoková a odtoková koncentrace NL na 1–French VF–1 během celého poloprovozního měření

Byly vytvořeny závislosti účinnosti odstranění NL na kumulativním množstvím přivedených NL na filtr. Pro jednotlivé zatěžovací cykly jsou rovnice závislostí spolu s grafy zachyceny na Obr. 41.

Během prvního zatěžování bylo přivedeno na zkušební těleso v prvním dni měření celkem 268,8 g NL m^{-2} a účinnost odstranění NL dosáhla pouze 5 %. Druhý den bylo kumulativní množství přivedeného znečištění 821,6 g m^{-2} a účinnost odstranění NL se zvýšila na 71 %. Třetí den bylo celkové množství NL dávkovaných na povrch filtru 1 252,4 g m^{-2}, přičemž účinnost dosáhla 78 %.

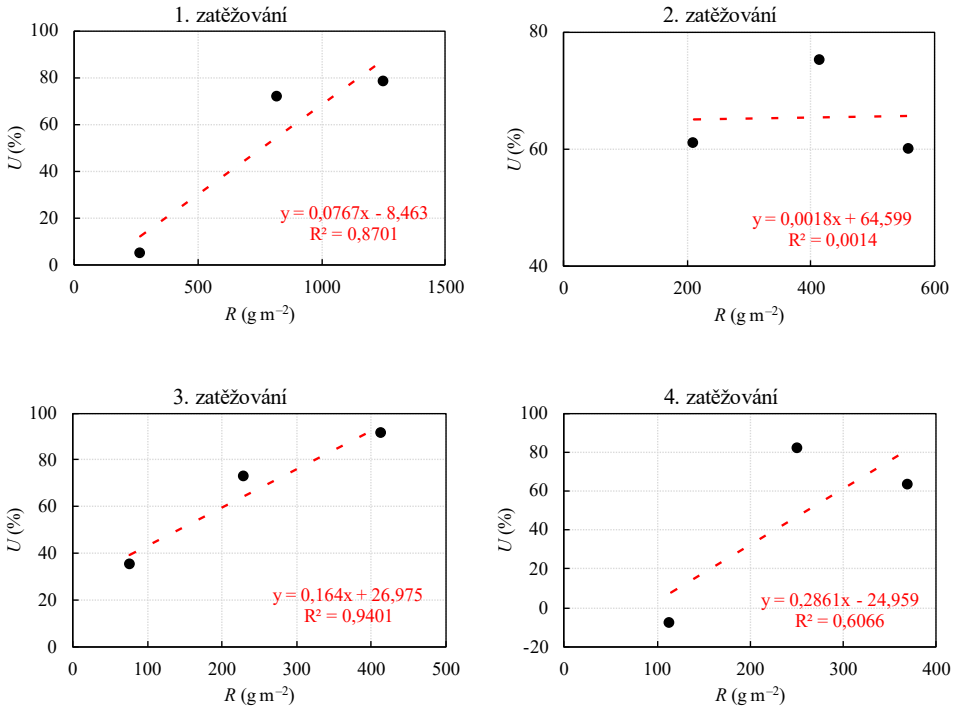
Druhý cyklus započal po 13denní odstávce. Během prvního dne bylo přivedeno *R* 210,8 g NL m^{-2} s účinností odstranění 61 %. Druhý den se účinnost zvýšila na 75 %. Na konci fáze zatěžování bylo celkové přivedené množství na těleso 1–French VF–1 558,9 g m^{-2}, nicméně se účinnost snížila na 60 %.

Následovala další odstávka, která trvala 11 dní. Při třetím zatěžování kolon OV se účinnost odstranění NL 35 % měřená v prvním dni zatěžování se na konci fáze zatěžování zvýšila na 91 % při celkovém přivedeném množství NL 413,3 g m^{-2}.

Po odstávce 9 dnů bylo započato čtvrté zatěžování. Po prvních čtyřech dávkách bylo na povrch přivedeno 114,8 g NL m^{-2}, účinnost odstranění NL byla ale záporná, tzn. odtoková koncentrace byla vyšší než přítoková. K tomuto jevu došlo zřejmě z důvodu nízké přítokové koncentrace NL v předchozí fázi zatěžování. Nízká koncentrace OV (405,8 mg l^{-1}) byla zřejmě příčinou vytvoření slabé kalové vrstvy na povrchu filtru, která během doby klidu zmineralizovala. Na odtoku se následně objevily látky nejen z aktuálního přítoku, ale také vyplavený mineralizovaný kal z předchozích cyklů. Druhý den bylo kumulativní přítokové množství 252,8 g m^{-2} den^{-1} a účinnost se zvýšila na 81 %. Třetí den byla před zatěžováním kolony vyjmuta vegetace z povrchu filtru, což se projevilo i na samotném odtoku. Při prvním měření byla odtoková koncentrace NL 441,33 mg l^{-1} (účinnost -27 %). Důvodem bylo zřejmě vytvoření zkratového proudu, který vedl k zápornému výsledku účinnosti. Pro ověření hypotézy bylo měření provedeno

znovu cca po 10 minutách, přičemž byla odtoková koncentrace 129,4 mg l^{-1} a výsledná účinnost odstranění NL dosáhla již 63 %.

Pro testovací těleso 1–French VF–1 bylo každé období zatěžování proloženo lineární regresní křivkou (Obr. 41). Následovalo vygenerování regresní rovnice, a to včetně koeficientu determinace (viz nalezené vztahy (8), (9), (10) a (11)). Vztahy umožňují výpočet účinnosti odstranění NL na základě předem stanoveného přivedeného množství NL na povrch filtru s frakcí 4–8 mm. Z výsledků prvního a třetího zatěžování je patrné, že při rostoucím množství NL docházelo k nárůstu účinnosti jejich odstranění. Vyšší hodnoty koeficientu determinace R^2 bylo dosaženo v prvním (8) a třetím cyklu testování těles (10). První cyklus byl ovlivněn teprve se tvořící kalovou vrstvou na povrchu, čtvrtý cyklus byl zase poznamenán odstraněním vegetace. U druhého zatěžování, popsáno rovnicí (9), vzhledem k téměř nulovému R^2 nelze rovnici použít.



Obr. 41 Účinnost odstranění NL (%) v závislosti na přivedeném množství NL (g m^{-2}) u 1–French VF–1 pro dílčí části poloprovozního testování

$$U(1\text{–French VF–}1,1) = 0{,}0767 \times R - 8{,}463 \qquad R^2 = 0{,}8701 \tag{8}$$

$$U(1\text{–French VF–}1,2) = 0{,}0018 \times R + 64{,}599 \qquad R^2 = 0{,}0014 \tag{9}$$

$$U(1\text{–French VF–}1,3) = 0{,}164 \times R + 26{,}975 \qquad R^2 = 0{,}9401 \tag{10}$$

$$U(1\text{–French VF–}1,4) = 0{,}2861 \times R - 24{,}959 \qquad R^2 = 0{,}6066 \tag{11}$$

kde R je množství přivedených NL, g m^{-2}; U je účinnost odstranění NL, %.

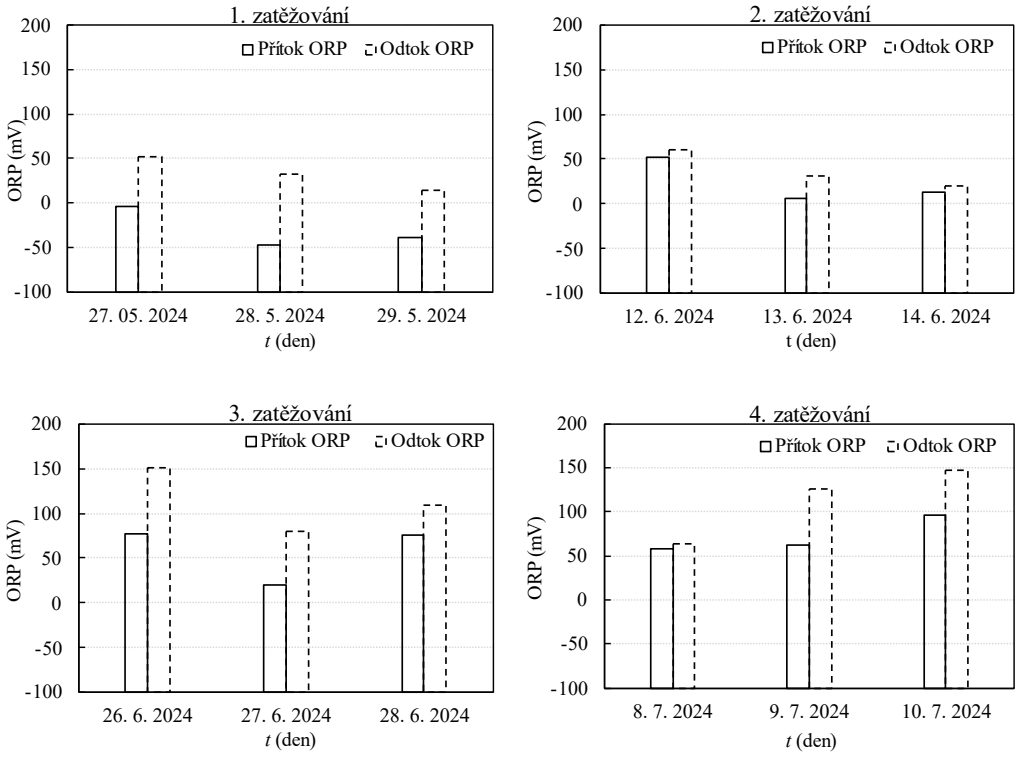
5.1.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota

V rámci monitorování kolmatace zkušebních těles byly sledovány a následně vyhodnoceny hodnoty ORP, pH, koncentrace O_2, nasycení a teploty dle metodiky v kapitole 0.

Vzhledem k nepatrným změnám teploty na přítoku a odtoku z kolony během celého poloprovozního měření nebyly hodnoty zpracovány graficky. Průměrná teplota vody na přítoku během celého poloprovozního měření byla 23,02 °C, teplota na odtoku u tělesa 1–French VF–1 byla 23,21 °C. Maximální naměřená hodnota na přítoku i odtoku pro 1–French VF–1 byla 27,2 °C.

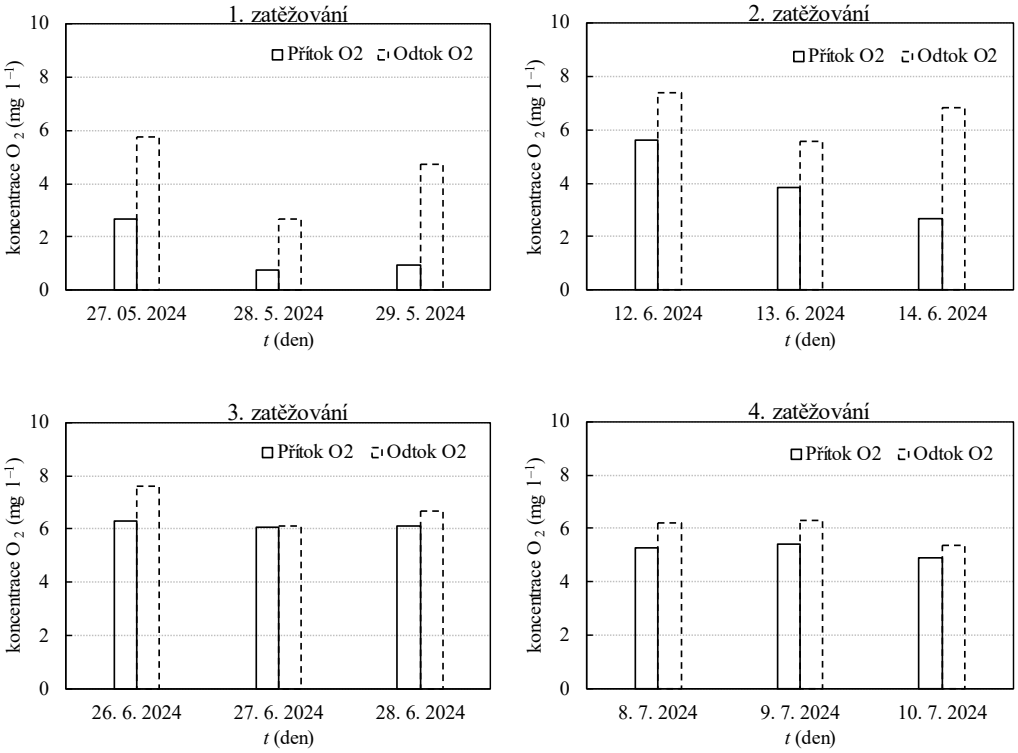
Na tělese 1–French VF–1 byl monitorován vývoj ORP. Při prvním zatěžování byla naměřena hodnota ORP na přítoku −3,3 mV, na odtoku se hodnota následně zvýšila na 52,6 mV. Následující den ORP na přítoku klesalo až na -47,2 mV, na odtoku pak bylo měřeno ORP 23,1 mV. Třetí den 1. cyklu zatěžování byl obdobný. Na přítoku bylo ORP -38,4 mV, na odtoku se zvýšilo na 14,9 mV.

V následujících třech cyklech se ORP na přítoku pohybovalo v kladných desítkách mV, přičemž trend nárůstu ORP po průtoku filtračním prostředím přetrvával. Jednalo se o nárůst v rozsahu pouze jednotek až desítek mV. Z vyhodnocení měření ORP na přítoku a odtoku na Obr. 42 je zřejmé, že ORP bylo ve všech cyklech zatěžování na přítoku nižší než na odtoku z tělesa 1–French VF–1. Zřejmá je také závislost odtokových hodnot ORP na přítokovém ORP. Rostoucí ORP vody na přítoku, bylo způsobeno ředěním a mícháním surové odpadní vody, a tak znemožňovalo objektivní hodnocení změny hodnot po průtoku modelovým filtrem.



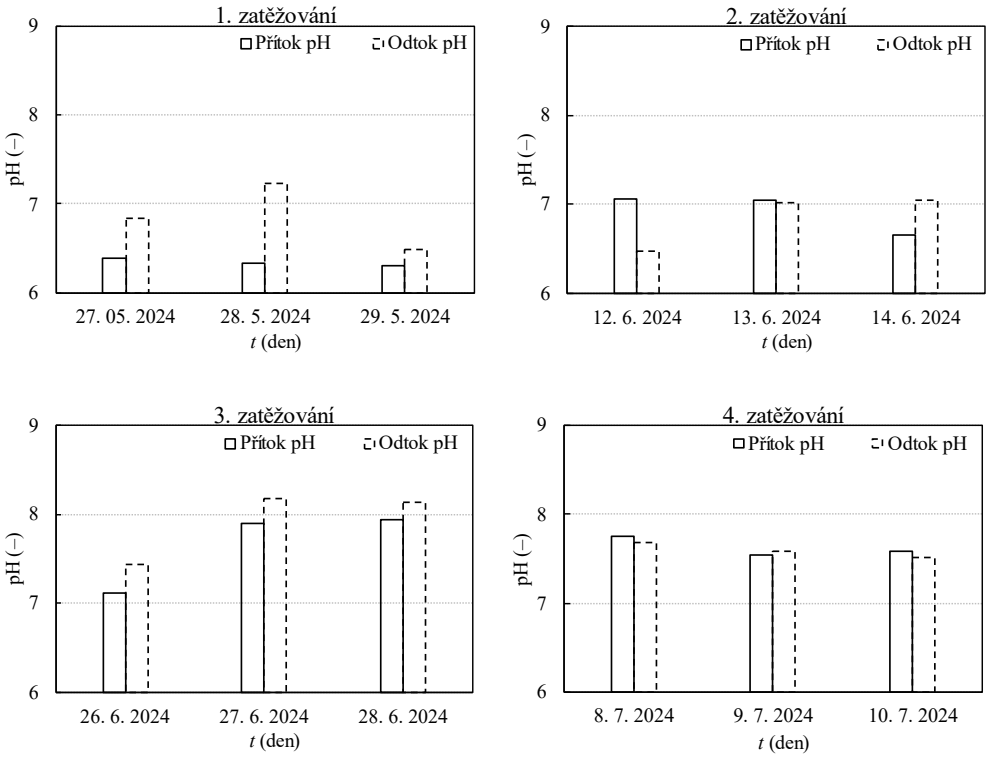
Obr. 42 Průběh ORP na přítoku a odtoku z 1– French VF–1

Další sledovanou veličinou byla přítoková a odtoková koncentrace O_2 (Obr. 43). V prvním zatěžování došlo ke značným rozdílům mezi přítokem a odtokem z kolony. První den prvního zatěžování se jednalo o zvýšení koncentrace O_2 na odtoku o 3,09 mg l^{-1}. Podobně tomu bylo i dny následující. Druhý den došlo ke zvýšení o 1,89 mg l^{-1}, třetí den dokonce o 3,81 mg l^{-1}. Při druhém zatěžování rozdíly mezi přítokem a odtokem nebyly příliš razantní. První den se jednalo o změnu o 1,78 mg l^{-1}, druhý den o 1,73 mg l^{-1}. Třetí den byla zaznamenána vyšší změna o 4,13 mg l^{-1}. Následující dva cykly (3. a 4. zatěžování) vykazovaly rozdíly mezi přítokem a odtokem přibližně 1,00 mg l^{-1}. Přítoková koncentrace O_2 se s prodlužujícím se časem měření navyšovala díky míchaní (provzdušňování) OV čerpadlem a také v závislosti na ředění OV pitnou vodou.



Obr. 43 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku z 1– French VF–1

Na přítoku a odtoku ze zkušební kolony bylo sledováno i pH, jehož vývoj je zachycený na Obr. 58. Během prvního zatěžování bylo pH na přítoku téměř konstantní 6,3. Na odtoku se však první den zvýšilo na 6,8, druhý den na hodnotu 7,23, třetí den zatěžování pH naopak mírně kleslo na hodnotu 6,48. Při druhém cyklu zatěžování došlo na odtoku z tělesa po prvním dni ke snížení pH o 0,59 oproti přítoku, druhý den o 0,02 a třetí den byl pozorován nárůst pH na odtoku o 0,40. Ve třetím a čtvrtém cyklu zatěžování začaly odtokové hodnoty pH kopírovat hodnoty přítoky jen s mírnými nuancemi.



Obr. 44 pH na přítoku a odtoku z 1– French VF–1

5.1.3 Nasycená hydraulická vodivost

Během celého poloprovozního měření byla hydraulická vodivost určována na začátku a na konci zatěžování, resp. na konci a začátku fáze klidu. Nasycená hydraulická vodivost byla měřena pro účely hodnocení kolmatace hlavní filtrační vrstvy testované kolony. Průběh koeficientu k_s pro 1– French VF–1 je graficky znázorněn na Obr. 45. Křivka s označení $k_{s,0}$ představuje původní nasycenou hydraulickou vodivost hlavní filtrační vrstvy fr. 4–8 mm, $k_{s,i}$ pak zastupuje jednotlivé nasycené hydraulické vodivosti v dílčích fázích poloprovozního testování.

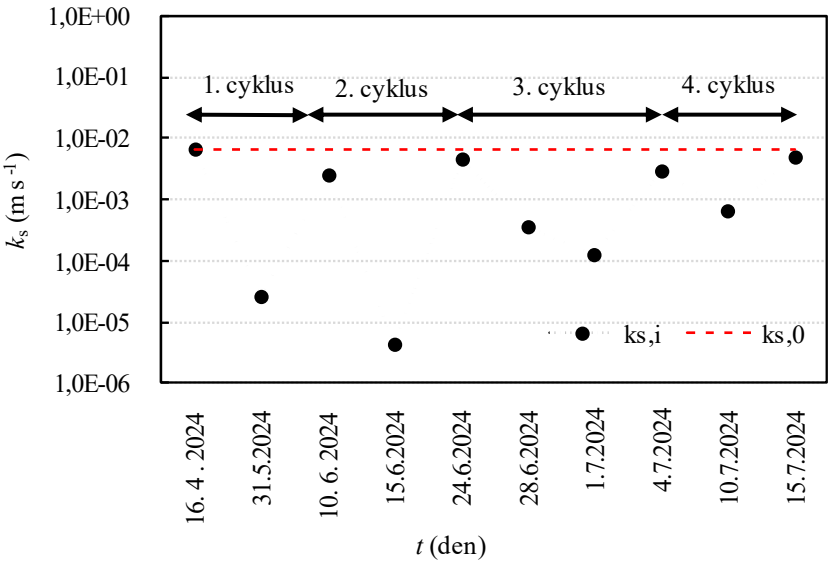
V prvním cyklu bylo zatěžování tělesa 1– French VF–1 zastaveno již 29. 5. 2024, a to po osmi dávkách OV, kdy došlo k ucpání filtru na povrchu a začala se tvořit hladina. Měření nasycené hydraulické vodivosti proběhlo následující den, avšak nebylo úspěšné. Proudem přiváděné vody došlo k porušení kalové vrstvy, čímž byly výsledky měření výrazně zkresleny. Přitékající voda začala proudit neucpanou hlubší částí materiálu a nebyl patrný pokles vodivosti v závislosti na vytvořené kalové vrstvě. Protože koeficient k_s nebyl stanoven, došlo znovu k obnovení provozu a zatížení tělesa s porušenou kalovou vrstvou odpadní vodou. Navazující den, tedy 31. 5. 2024, byla poslední dávka napuštěna v 9:00. Následovalo určení nasycené hydraulické vodivosti nyní již infiltrací. Vypočítaná nasycená hydraulická vodivost materiálu dle vztahu (4) uvedený v kapitole 4.1.1 činila $2{,}7 \cdot 10^{-5}$ m s^{-1}. Po zatěžování následovala 13denní odstávka až do

10. 6. 2024, kterou byl první cyklus uzavřen. Nasycená hydraulická vodivost materiálu byla po odstávce měřena již pomocí propustoměru, nabývala hodnoty 2,4 · 10^{-3} m s^{-1}.

Druhý cyklus započal opět spuštěním přítoku OV 15. 6.2024, který byl ukončen po třech dnech. Hydraulická vodivost byla opět měřena infiltrací, přičemž průměrná hodnota koeficientu k_s činila 4,2 · 10^{-6} m s^{-1}. Po odstávce 11 dní následovalo opět další stanovení 24. 6. 2024 koeficientu k_s 3,3 · 10^{-3} m s^{-1}. Po dobu odstávky došlo k nárůstu vodivosti téměř o tři řády.

Třetím zatěžováním filtru započal i třetí cyklus posuzování. Pro podrobnější ilustraci průběhu obnovování nasycené hydraulické vodivosti filtru byla vodivost měřena vícekrát během fáze klidu. Jeden den, před odstavením tělesa (po 8 dávce) byl změřen koeficient k_s, který poklesl na hodnotu 3,5 · 10^{-4} m s^{-1}. Druhé měření následovalo jeden den po dostavení, kdy koeficient nasycené hydraulické vodivosti klesl na 9,5 · 10^{-5} m s^{-1}. Třetí měření bylo provedeno 5. den po zahájení odstávky, byl zaznamenán vzrůst koeficientu k_s 2,2 · 10^{-3} m s^{-1}. Po 9denní odstávce bylo těleso opět zatěžováno.

Nasycená hydraulická vodivost během čtvrté fáze zatěžování byla změřena jeden den před odstavením tělesa, koeficient k_s byl 6,6 · 10^{-4} m s^{-1}. Po pětidenní odstávce se koeficient k_s zvýšil na 5,6 · 10^{-3} m s^{-1}.



Obr. 45 Vývoj nasycené hydraulické vodivosti (m s^{-1}) pro 1–French VF–1

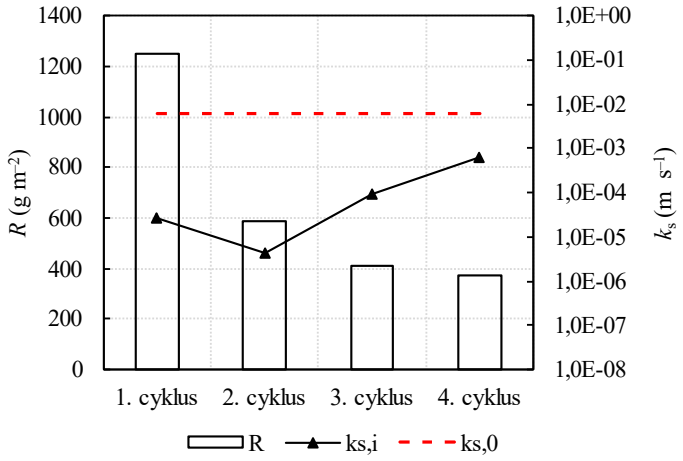
Hodnoty pro těleso 1–French VF–1 uváděné v Tab. 32 popisují průběh nasycené hydraulické vodivosti ve vztahu k celkovým srážkovým úhrnům během měření, k délkám odstávek a k přivedenému množství NL na filtr během fáze zatěžování.

Měřením po první fázi zatěžování byl zjištěn pokles hydraulické vodivosti o dva řády, stačila však odstávka 13 dní pro obnovu koeficientu hydraulické vodivosti materiálu na téměř původní hodnotu. Během druhého cyklu bylo na těleso přivedeno poloviční množství NL, přesto hydraulická vodivost klesla o tři řády. Úhrn srážek během druhého cyklu byl 77,4 mm. Množství přivedených NL ve třetí fázi zatěžování bylo R 413,3 g m^{-2} a bylo dosaženo maximální účinnosti odstranění 91 % při poklesu k_s na 9,5 · 10^{-5} m s^{-1}. Celkový úhrn srážek během cyklu byl 40,7 mm, po odstávce 9 dní byla hydraulická vodivost 2,2 · 10^{-3}. Na konci čtvrté fáze zatěžování činilo celkové přivedené množství NL R 370,9 g m^{-2}, přičemž bylo dosaženo 63% účinnosti při koeficientu k_s 6,6· 10^{-4} m s^{-1}. Úhrn srážek během čtvrtého byl 37,1 mm.

Tab. 32 Průběh nasycené hydraulické vodivosti pro 1–French VF–1 během poloprovozního testování

cyklus	R	U_{max}	$k_{s,0}$	$k_{s,\ zatěžování}$	délka odstávky	$k_{s,\ klid}$	úhrn srážek
	(g m^{-2})	(%)	(m s^{-1})	(m s^{-1})	(den)	(m s^{-1})	(mm)
1	1252,4	78	$6{,}0 \cdot 10^{-3}$	$2{,}7 \cdot 10^{-5}$	13	$2{,}4 \cdot 10^{-3}$	78,3
2	558,9	60		$4{,}2 \cdot 10^{-6}$	11	$3{,}3 \cdot 10^{-3}$	77,4
3	413,3	91		$9{,}5 \cdot 10^{-5}$	9	$2{,}2 \cdot 10^{-3}$	40,7
4	370,9	63		$6{,}6 \cdot 10^{-4}$	5	$5{,}6 \cdot 10^{-3}$	37,1

Hodnota nasycené hydraulické vodivosti byla také vykreslena v závislosti k množství přivedených NL na filtr. Jednalo se o porovnání množství přivedených NL za zatěžovací období k nasycené hydraulické vodivosti změřené ihned po odstavení (Obr. 46).

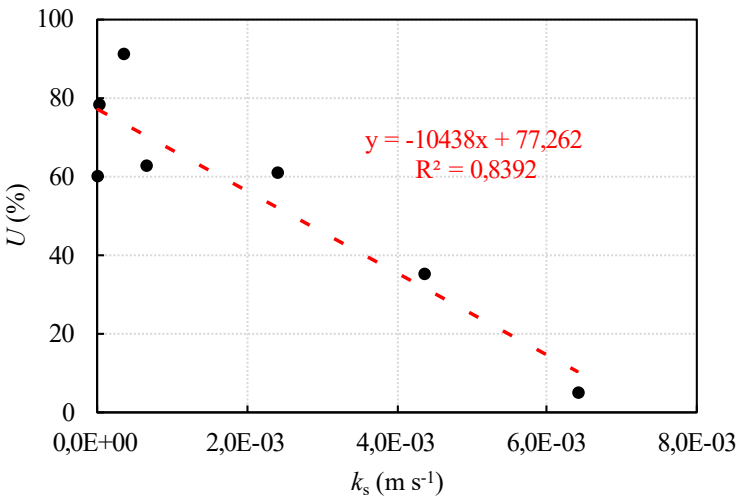


Obr. 46 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na množství přivedených NL (g m^{-2}) 1–French VF–1

Závislost účinnosti odstranění NL na hydraulické vodivosti je patrná z Obr. 47. Jednotlivé body byly proloženy lineární regresní křivou. Byla odvozena regresní rovnice (12) s koeficientem determinace. Pomocí této rovnice je možné vypočítat účinnost odstranění znečištění na základě naměřené hydraulické vodivosti zaneseného hlavního filtračního materiálu fr. 4–8 mm.

K nejvyšší účinnosti odstranění koncentrace NL 91 % došlo na konci třetího cyklu zatěžování při nasycené hydraulické vodivosti $3{,}47 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1}. Nejnižší účinnost odstranění byla na počátku měření 5 % při koeficientu k_s $6{,}40 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. S poklesem hydraulické vodivosti materiálu způsobeným kolmatací docházelo k nárůstu účinnosti odstranění NL pro těleso 1–French VF–1.

$$U(1\text{– French VF– }1) = -10438 \times k_s(1\text{– French VF– }1) + 77{,}262 \qquad R^2 = 0{,}8392 \tag{12}$$



Obr. 47 Účinnost (%) odstranění NL v závislosti na nasycené hydraulické vodivosti (m s^{-1}) pro 1–French VF–1

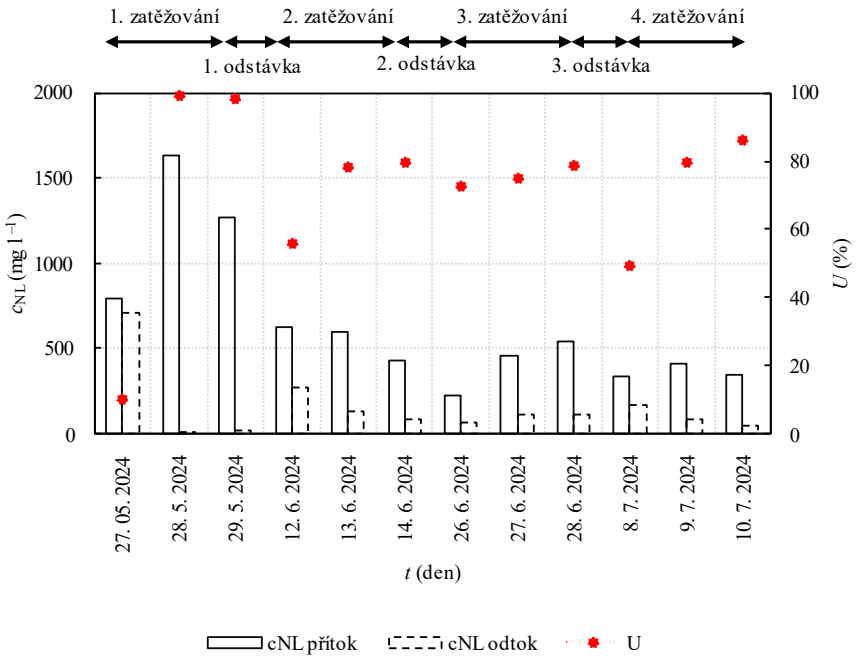
5.2 Zkušební těleso 2–French VF–1

Pro těleso 2–French VF–1 představující první stupeň francouzského filtru s aplikovaným praným DK fr. 2–4 mm byly opět vyhodnoceny veličiny popisující kolmataci filtru včetně vlivu přivedeného množství NL a změny nasycené hydraulické vodivosti na účinnost odstranění NL. Posuzováno bylo, za jakých podmínek se tvoří potřebná kalová vrstva na povrchu tělesa a jaké jsou projevy zanesení filtru popisované měřenou koncentrací NL, O_2, ORP, pH a koeficient k_s.

5.2.1 Koncentrace nerozpuštěných látek

Vyhodnocení měření koncentrace NL bylo provedeno ve dvou fázích. Nejprve byla vyhodnocena pokusná měření před poloprovozním testováním s přítokovou koncentrací uvedenou v kapitole 4.2.2. Pro prvním pokusu byl odtok z filtru opět jako u tělesa 1–French VF–1 vyšší, a to o 633,9 mg l^{-1}. Při druhém pokusném měření bylo na odtoku zaznamenáno již snížení koncentrace o 1589,9 mg l^{-1}.

Navazující poloprovozní testování probíhalo ve 4 dílčích cyklech, jak popisuje Obr. 48. Z grafu je patrná nejvyšší přítoková koncentrace, která nastala druhý den prvního zatěžovacího období. Přítoková koncentrace NL byla 1625,3 mg l^{-1}, přičemž na odtoku byla koncentrace NL 8,1 mg l^{-1}. V tomto okamžiku bylo dosaženo 99,5 % účinnosti odstranění NL. U všech čtyř zatěžování byla pozorována vzrůstající tendence účinnosti při rostoucím počtu zatěžovacích dní. Účinnosti 99,5 % již ale po celou dobu měření dosaženo nebylo.



Obr. 48 Přítoková a odtoková koncentrace NL na 2–French VF–1 během celého poloprovozního měření

Pro lepší pochopení závislosti účinnosti na přivedeném množství NL na filtr bylo vytvořeno grafické znázornění pro jednotlivá zatěžovací období (viz Obr. 49).

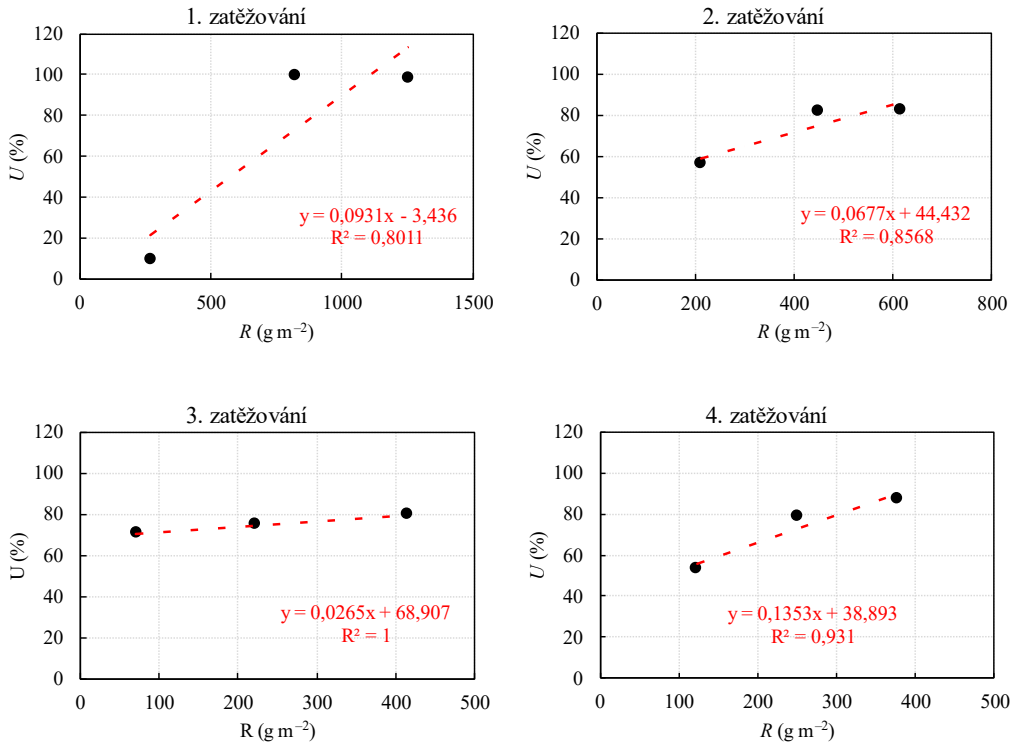
V průběhu prvního zatěžování bylo první den na filtr přivedeno 268,8 g m^{-2}, účinnost vzrostla na 10 %. Druhý den bylo kumulativní množství již 821,6 g m^{-2}, přičemž účinnost dosáhla 99,5 %. Poslední den zatěžování bylo celkem přivedeno 1252,4 g m^{-2} a účinnost se stále pohybovala na vysokých hodnotách 98 %.

Po 13denní odstávce, na začátku druhé fáze zatěžování, byla účinnost po prvním dni 56 %, přičemž na filtr bylo přivedeno 210,8 g NL m^{-2}. Druhý den vzrostla účinnost po přivedeném celkovém množství 450,8 g m^{-2} na 81 %. Na konci fáze zatěžování, při které bylo celkově napuštěno 615,5 g NL m^{-2}, byla účinnost odstranění 82 %.

Třetí fáze zatěžování započala po 11denní odstávce testovacího tělesa. První den bylo dávkováno 70,8 g NL m^{-2}, účinnost odstranění poklesla oproti konci předchozí fázi na 71 %. Druhý den bylo kumulativní množství NL napuštěných na povrch 221,8 g m^{-2}, což se promítlo v nárůst účinnosti na 75 %. Při posledním dni zatěžování filtr vykazoval účinnosti odstranění NL 80 %. Celkem na těleso bylo za 2. období provozu přivedeno 414,0 g NL m^{-2}.

Poslední fáze zatěžování následovala po 9denní fázi klidu. Po přivedeném množství 122,7 g NL m^{-2} v prvním dnu činila účinnost odstranění 53 %. Druhý den ale již vzrostla na 78 %, zatížení NL činilo 127,9 g m^{-2} d^{-1}. Třetí den zatěžování byla účinnost odstranění 87 % při aplikovaném celkovém množství NL 376,8 g m^{-2}.

Výsledky v každém ze zatěžovacích cyklů byly proloženy lineární regresní křivkou. Pro každou křivku byly vygenerovány regresní rovnice (13), (14), (15) a (16) spolu s koeficientem determinace. Vyšších hodnot R^2 bylo dosaženo v prvním a třetím cyklu testování těles. Dosažení nejvyššího koeficientu determinace R^2 odpovídajícího hodnotě 1 bylo zaznamenáno při 3. období zatěžování (rovnice (15)).



Obr. 49 Účinnost odstranění NL (%) v závislosti přivedeného množství NL (g m^{-2}) 2–French VF–1 pro dílčí části poloprovozního testování

$$U(2\text{–French VF–}1,1) = 0{,}0931 \times R - 3{,}436 \qquad R^2 = 0{,}8011 \tag{13}$$

$$U(2\text{–French VF–}1,2) = 0{,}0677 \times R + 44{,}432 \qquad R^2 = 0{,}8568 \tag{14}$$

$$U(2\text{–French VF–}1,3) = 0{,}0265 \times R + 68{,}907 \qquad R^2 = 1 \tag{15}$$

$$U(2\text{–French VF–}1,4) = 0{,}1353 \times R + 38{,}893 \qquad R^2 = 0{,}931 \tag{16}$$

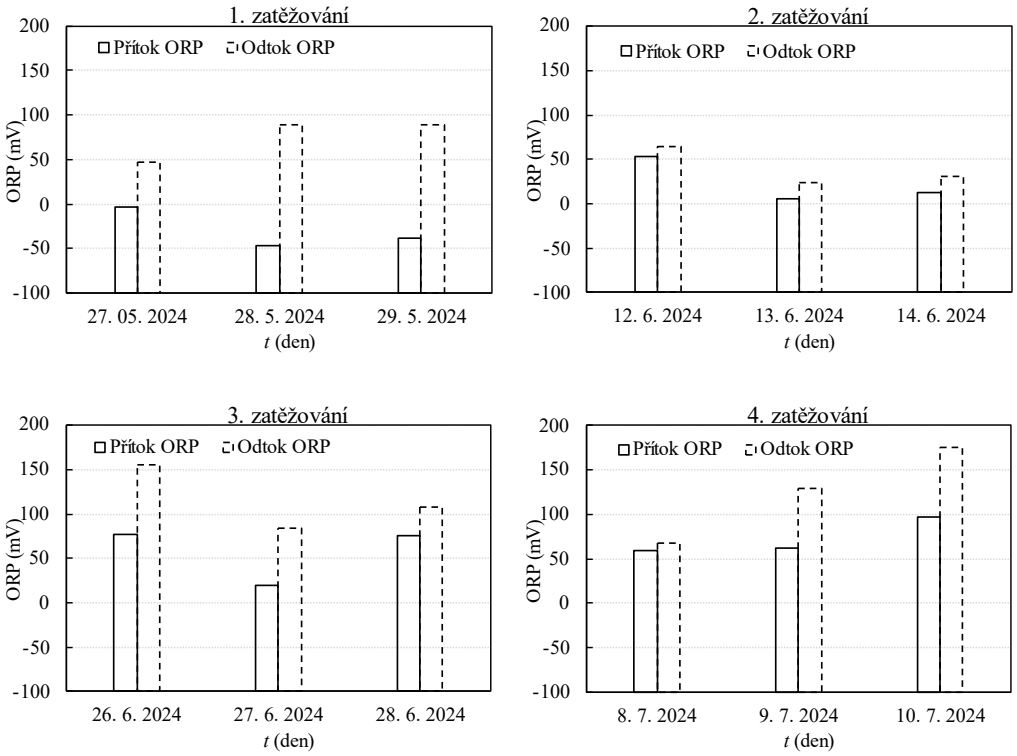
kde R je množství napuštěných NL, g m^{-2}; U je účinnost odstranění NL, (%).

5.2.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota

Vyhodnocení teploty prokázalo, že na přítoku a odtoku byla téměř neměnná. Průměrná hodnota na přítoku byla 23 °C a na odtoku 23,7 °C. Maximální naměřená teplota na přítoku činila 27,2 °C, pro protečení tělesem 2–French VF–1 byla 28,2 °C.

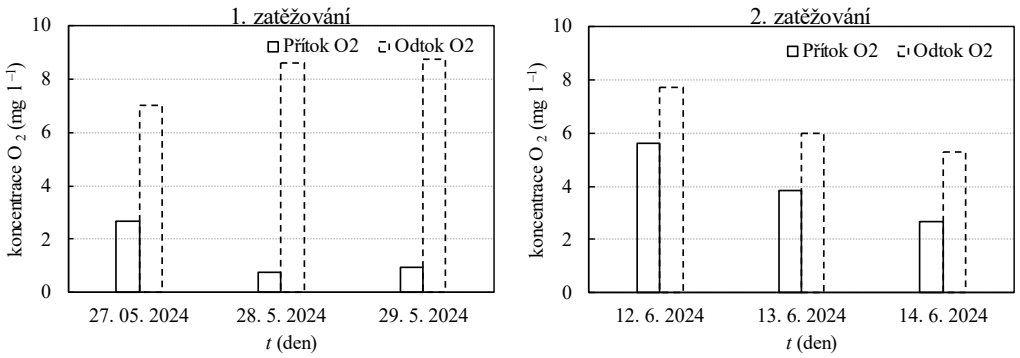
Po celou dobu měření dosahoval ORP u 2–French VF–1 vyšších hodnot na odtoku než na přítoku, viz Obr. 50. U prvního zatěžování docházelo mezi přítokem a odtokem k nejmarkantnějším rozdílům, které se pohybovaly v rozmezí 50–130 mV, indikující anaerobní procesy (kapitola 2.2.3). Při druhém zatěžování došlo k ustálení hodnot, kdy odtok téměř kopíroval přítok a rozdíl mezi hodnotami byl maximálně 18 mV. Při 3. zatěžování došlo ke zvýšení odtokového ORP

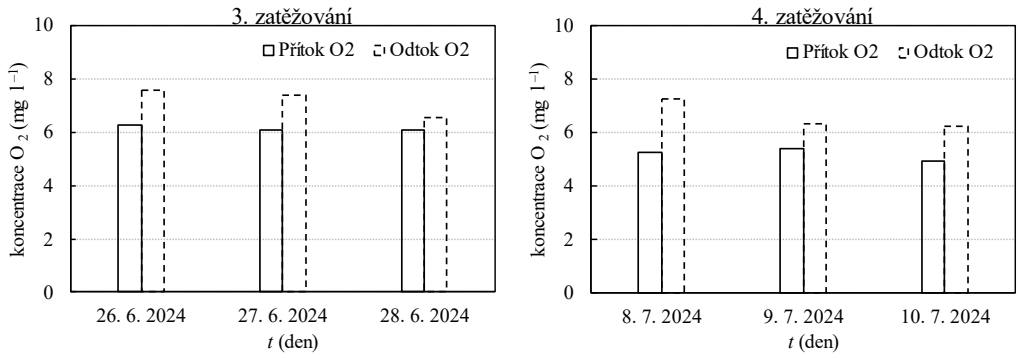
oproti předchozímu období. S rostoucím délkou poloprovozního testování ale docházelo v čase ke zvyšování ORP na přítoku. Z tohoto důvodu byly měřeny vyšší hodnoty i na odtoku z tělesa. Obdobně tomu bylo i u vyhodnocení 4. zatěžování.



Obr. 50 Průběh ORP na přítoku a odtoku z 2– French VF–1

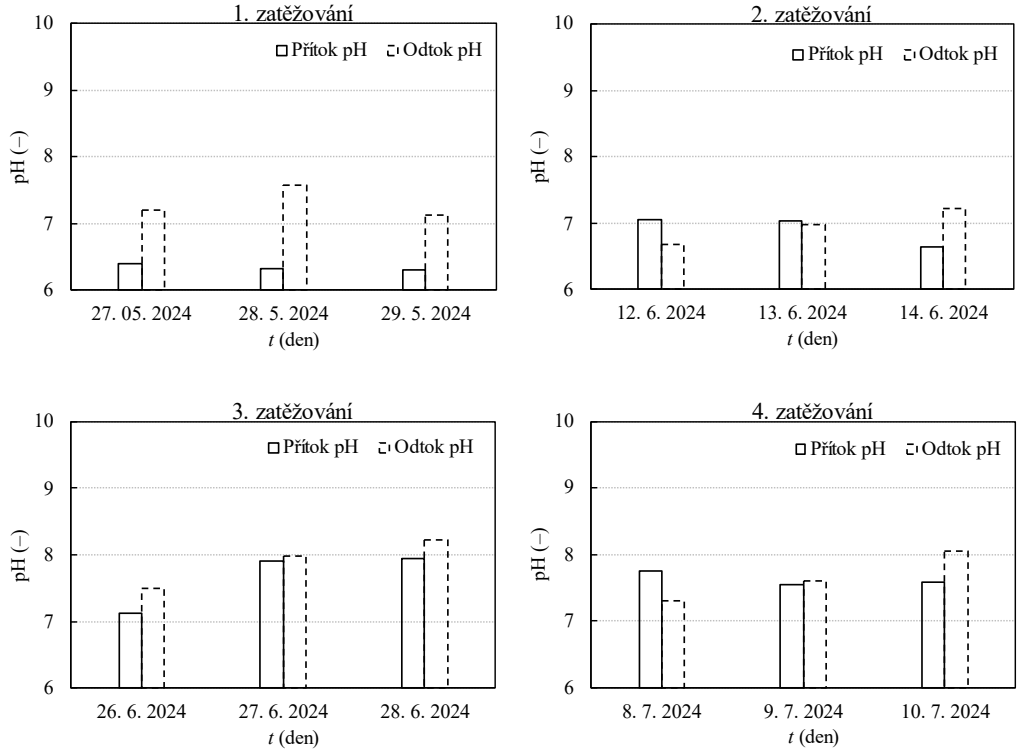
Koncentrace O_2 na přítoku a odtoku z tělesa byla měřena a následně vyhodnocena současně s koncentrací NL. Vyhodnocení pro všechny 4 fáze zatěžování je patrno z Obr. 51. U prvního zatěžování hodnoty na přítoku dosahovaly koncentrace O_2 maximálně 2 mg l^{-1}, přičemž na odtoku byla koncentrace téměř trojnásobná. Po celou dobu poloprovozního testování bylo těleso zatěžováno odpadní vodou připravenou na začátku května. Z tohoto důvodu se měnila koncentrace O_2 na přítoku na kolony. Pravidelným mícháním a čerpáním vody na zkušební filtr docházelo k provzdušňování používané odpadní vody, a tím i k postupnému nárůstu koncentrace O_2. V pokročilých fázích testování (od 2. zatěžovacího období) se jednalo o rozdíl mezi přítokovou a odtokovou koncentrací pouze 2 mg l^{-1}.





Obr. 51 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku z 2– French VF–1

Z výsledků níže je parné (Obr. 52), že po průtoku vody filtračním prostředím ve většině případů odtoková hodnota pH roste. U prvního zatěžování bylo ve všech dnech vyšší pH na odtoku než na přítoku. Přítoková koncentrace se pohybovala okolo 6,3, zatím co pH na odtoku se nacházelo v rozmezí 7,1 – 7,6. K nejvyššímu odtokovému pH 8,2 došlo na konci 3. zatěžování.

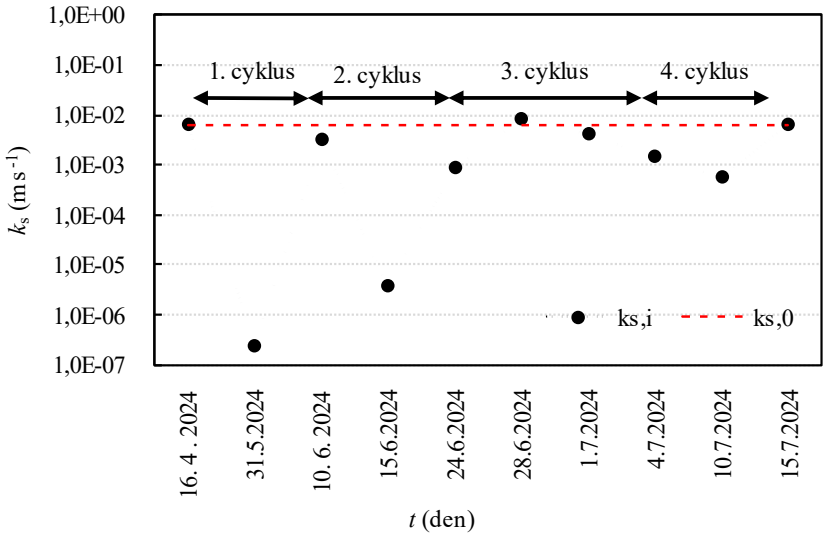


Obr. 52 pH na přítoku a odtoku z 2– French VF–1

5.2.3 Nasycená hydraulická vodivost

Průběh koeficientu nasycené hydraulické vodivosti během čtyřech cyklů (měření na konci fáze zatěžování a na konci fáze klidu) poloprovozního testování je reprezentován černou tečovanou čárou s označením $k_{s,i}$. Označení $k_{s,0}$ odpovídá nasycené hydraulické vodivosti neovlivněného filtračního materiálu, které je reprezentováno vodorovnou červenou čárkovanou křivkou (Obr. 53). Počáteční nasycená hydraulická vodivost DK fr. 2–4 mm byla $6{,}3 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1} a po prvním zatěžování klesla na $2{,}4 \cdot 10^{-7}$ m s^{-1}. Po první odstávce 13 dní se koeficient k_s zvýšil na $3{,}2 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. Následující třídenní zatížení bylo spojeno s poklesem koeficientu k_s na hodnotu $3{,}7 \cdot 10^{-6}$ m s^{-1}. Následovala 11denní fáze klidu, po které nasycená hydraulická vodivost

filtračního materiálu byla $8{,}6 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1}. Během třetí fáze zatěžování byla nasycená hydraulická vodivost měřena v průběhu fáze klidu. Jeden den před odstavením, tzn. 28.6.2024, byl koeficient k_s $5{,}4 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}, výkyv je rozebrán v kapitole diskuze 6.1.4 Jeden den po odstavení byl koeficient k_s roven $4{,}2 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}, pátý den se koeficient k_s snížil na hodnotu $1{,}4 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. Celková fáze klidu trvala 9 dní. Po čtvrtém zatěžovacím období nasycená hydraulická vodivost klesla na $5{,}5 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1} a po 5denní odstávce byla hydraulická vodivost obnovena na hodnotu $6{,}2 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}, což odpovídá téměř koeficientu k_s neovlivněného materiálu.



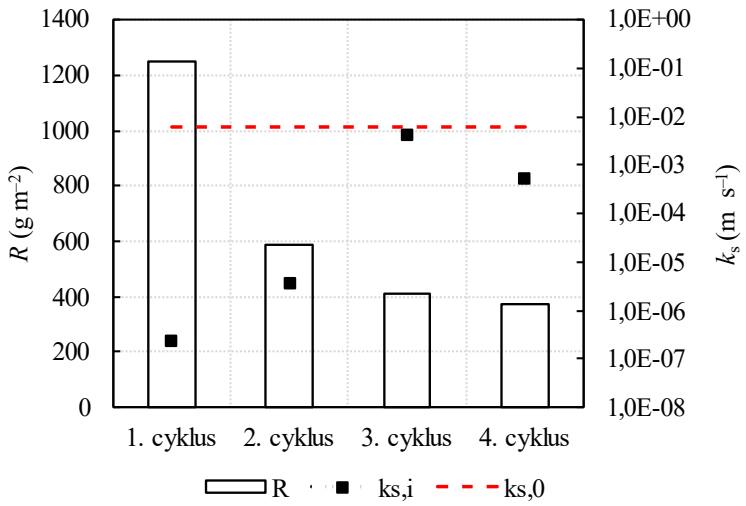
Obr. 53 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti čase měření (den) 2–French VF–1

Průběh nasycené hydraulické vodivosti u tělesa 2–French VF–1 během poloprovozního testování je patrný z Tab. 33. V tabulce jsou souhrnně představena celková množství NL aplikovaných během 4 fází zatěžování, dále účinnosti odstranění NL na konci zatěžování, průběh nasycených hydraulických vodivostí na začátku a konci fáze klidu. Z pohledu možného ovlivnění výsledků jsou uváděny i úhrny srážek, které na těleso dopadaly během fází klidu.

Tab. 33 Průběh nasycené hydraulické vodivosti tělesa 2–French VF–1 během poloprovozního testování

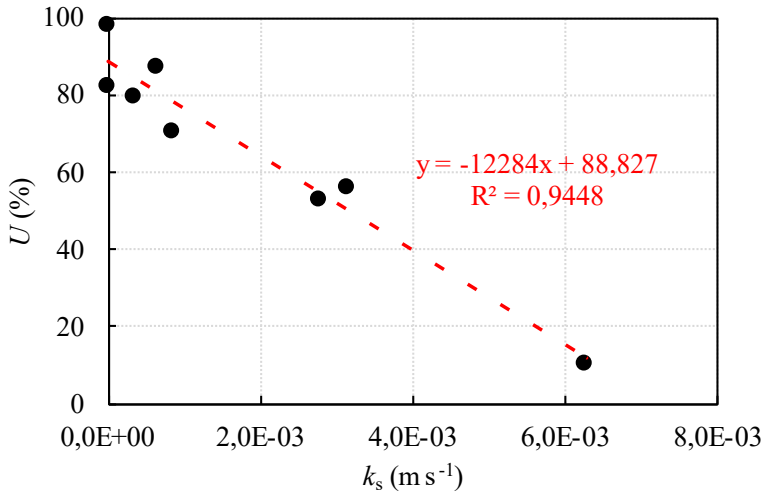
Cyklus	R	U_{max}	$k_{s,0}$	$k_{s,\text{ zatěžování}}$	Délka odstávky	$k_{s,\text{ klid}}$	Úhrn srážek
	(g m^{-2})	(%)	(m s^{-1})	(m s^{-1})	(den)	(m s^{-1})	(mm)
1	1252,4	98	$6{,}3 \cdot 10^{-3}$	$2{,}4 \cdot 10^{-7}$	13	$3{,}2 \cdot 10^{-3}$	78,3
2	615,5	82		$3{,}7 \cdot 10^{-6}$	11	$8{,}6 \cdot 10^{-4}$	77,4
3	414,0	80		$5{,}4 \cdot 10^{-3}$	9	$1{,}4 \cdot 10^{-3}$	40,7
4	376,8	87		$5{,}5 \cdot 10^{-4}$	5	$6{,}2 \cdot 10^{-3}$	37,1

Nasycená hydraulická vodivost byla vyhodnocena vzhledem k přivedenému množství NL na filtr. Až na druhé zatěžování se jednalo o nepřímou úměru. S rostoucím přivedeným množstvím NL klesala hydraulická vodivost. Na konci prvního zatěžování bylo na testovací těleso přivedeno celkově 1 252,4 g m^{-2}, přičemž koeficient k_s dosahoval $2{,}4 \cdot 10^{-7}$ m s^{-1}. Při druhém zatěžování bylo na filtr přivedeno poloviční R 615,5 g m^2 a koeficient k_s nabýval hodnoty $3{,}7 \cdot 10^{-6}$ m s^{-1}. Na konci třetího zatěžování byl filtr zatížen 414,0 g NL m^{-2} a koeficient k_s se snížil na $5{,}4 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}. Celkové množství NL aplikované během čtvrtého zatěžování dosahovalo 376,8 g m^2 s výsledným koeficientem k_s $6{,}2 \cdot 10^{-3}$ m s^{-1}.



Obr. 54 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na množství NL (g m^{-2}) pro 2–French VF–1

Pomocí lineární regresní rovnice (17) byla vyjádřena závislost mezi účinností odstranění NL a hydraulickou vodivostí tělesa 2–French VF–1. Při účinnosti 98 %, byl koeficient k_s 2,4 · 10^{-7} m s^{-1}. Při nasycené hydraulické vodivosti 5,4 · 10^{-3} m s^{-1} na konci třetí fáze zatěžování, byla účinnost odstranění NL 80 %. Pomocí zjištěné regresní rovnice (17) je možné vypočítat předpokládanou účinnost odstranění NL na základě naměřené nasycené hydraulické vodivosti hlavní filtrační vrstvy přírodní čistírny.



Obr. 55 Závislost účinnosti odstranění NL (%) na nasycené hydraulické vodivosti (m s^{-1}) pro 2–French VF–1

$$U(\text{2– French VF– 1}) = -12284 \times k_s(\text{2– French VF– 1}) + 88{,}827$$
$$R^2 = 0{,}9448 \qquad (17)$$

5.3 Zkušební těleso 3–French VF–2

Zkušební těleso 3–French VF–2, představující druhý stupeň francouzského systému, bylo vyhodnoceno rovněž z pohledu náchylnosti k ucpávání hlavní filtrační vrstvy. Zatímco u výše vyhodnocených těles 1–French VF–1 a 2–French VF–1 kolmatace představovala žádoucí efekt (Molle, 2014), u jemného materiálu se jedná o jev nežádoucí, který výrazně snižuje přípustné

HLR filtru a podepisuje pod snížení účinnosti čištění (vzniká anaerobní prostředí, omezují se oxidační procesy) a zkracuje se samotná životnost FP (Kayser, 2005). Blíže je tento proces popsán v kapitole 2.2.

5.3.1 Koncentrace nerozpuštěných látek

V první fázi byly napuštěny na filtrační materiál (před spuštěním poloprovozu) dvě zkušební dávky OV s variabilní koncentrací NL. Po první dávce byla odtoková koncentrace NL 58,3 mg l^{-1}. Při opakovaném odběru se koncentrace snížila na 15,3 mg l^{-1}. Nedosáhla očekávaného snížení zřejmě kvůli vyplavení zbytku prachových částic ulpělého v odtokovém a sběrném potrubí.

Pro testovací válec 3–French VF–2 byly výsledky přivedeného množství NL a příslušné účinnosti jejich odstranění pro jednotlivá období zatěžování zpracovány pouze tabelárně. Účinnosti se vzhledem k použití jemného materiálu pohybovaly pro celé poloprovozní testování v rozsahu 85,0 až 99,9 %. Účinnost odstranění NL se množstvím přivedeného znečištění zvyšovala pouze v rozsahu jednotek procent. V Tab. 34, Tab. 35, Tab. 36 a Tab. 37 jsou uvedeny koncentrace NL na přítoku a kumulativní látková zatížení pro každý den fáze zatěžování.

Během první fáze zatěžování bylo přivedeno první den 134,6 g m^{-2}, účinnost ihned vzrostla na 97,8 %. V dalších dnech se účinnost odstranění NL pohybovala okolo hranice 99,6 až 99,9 %. Celkem bylo na těleso za první zatěžovací období přivedeno 627,1 g m^{-2}, viz Tab. 34.

Tab. 34 1. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	*R*	c_{NL} na odtoku	*U*
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
27. 5.	791,6	791,6	134,6	17,0	97,8
28. 5.	1 628,3	2 419,9	411,4	6,1	99,6
29. 5.	1 268,8	3 688,7	627,1	1,0	99,9

Ve druhé fázi (Tab. 35) zatěžování po 13denní odstávce a při přivedeném množství NL 105,6 g m^{-2} se účinnost odstranění NL oproti předchozímu období snížila na *U* 85,0 %. Během dalších dvou dnů zatěžování již ale *U* byla konstantně 99 %. Celkové přivedené množství během všech třech dní zatěžování se dosáhlo 345,9 g m^{-2}.

Tab. 35 2. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	*R*	c_{NL} na odtoku	*U*
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
12. 6.	620,9	620,9	105,6	92,8	85,0
13. 6.	847,9	1468,8	249,7	9,6	98,9
14. 6.	566,1	2034,9	345,9	8,4	98,5

Před spuštěním 3. fáze zatěžování byla realizována 11denní fáze odstavení tělesa, která zajistila, při přivedeném množství NL 31,8 g m^{-2} v prvním dni snížení *U* na 93 %. Druhý den došlo ještě k jejímu dalšímu poklesu o 4 %. Při přivedeném celkovém množství 207,8 g m^{-2} na konci zatěžování ale *U* vzrostla na 98 %, viz Tab. 36.

Tab. 36 3. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	*R*	c_{NL} na odtoku	*U*
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
26. 6.	187,2	187,2	31,8	13,0	93,0
27. 6.	432,8	620,0	105,4	46,0	89,4
28. 6.	602,1	1 222,1	207,8	12,6	97,9

Čtvrtá fáze zatěžování (Tab. 37) byla spuštěna po 9denní odstávce. Účinnost odstranění, při přivedeném množství 66,7 g m^{-2} činila první den 79 %. Druhý den při *R* 124,1 g m^{-2} vystoupala na 98 %. Na konci zatěžování, při celkovém přivedeném množství NL 192,6 g m^{-2}, byla zaznamenána *U* 99,8 %.

Tab. 37 4. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	*R*	c_{NL} na odtoku	*U*
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
8. 7.	392,5	392,5	66,7	81,1	79,3
9. 7.	337,4	729,8	124,1	8,2	97,6
10. 7.	402,9	1132,7	192,6	0,8	99,8

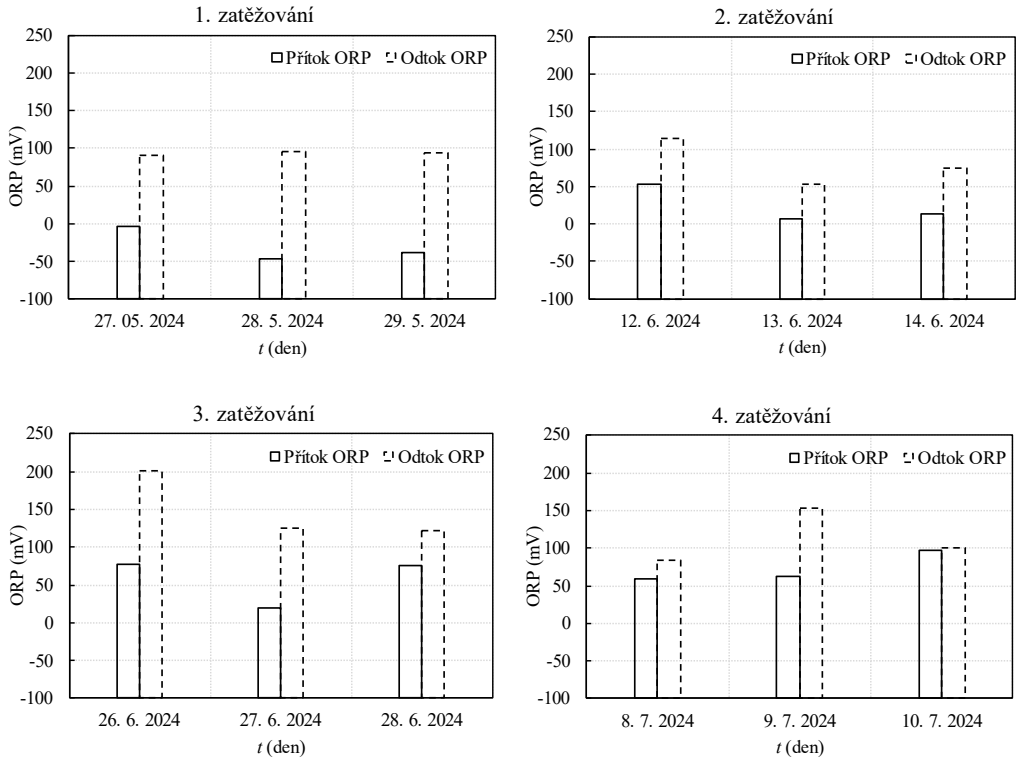
Z výsledků je patrné, že vzhledem k vysoké koncentraci NL na přítoku s probíhající kolmatací jemného materiálu docházelo pouze částečnému nárůstu účinnosti odstranění NL. Nejednalo se o změny hodnot, které provázely kolmataci 1–French VF–1 a 2–French VF–1.

5.3.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota

Pro odhalení kolmatace na tělese 3–French VF–2 bylo pomocí metod in-situ měřeno ORP, koncentrace O_2, teplota a pH.

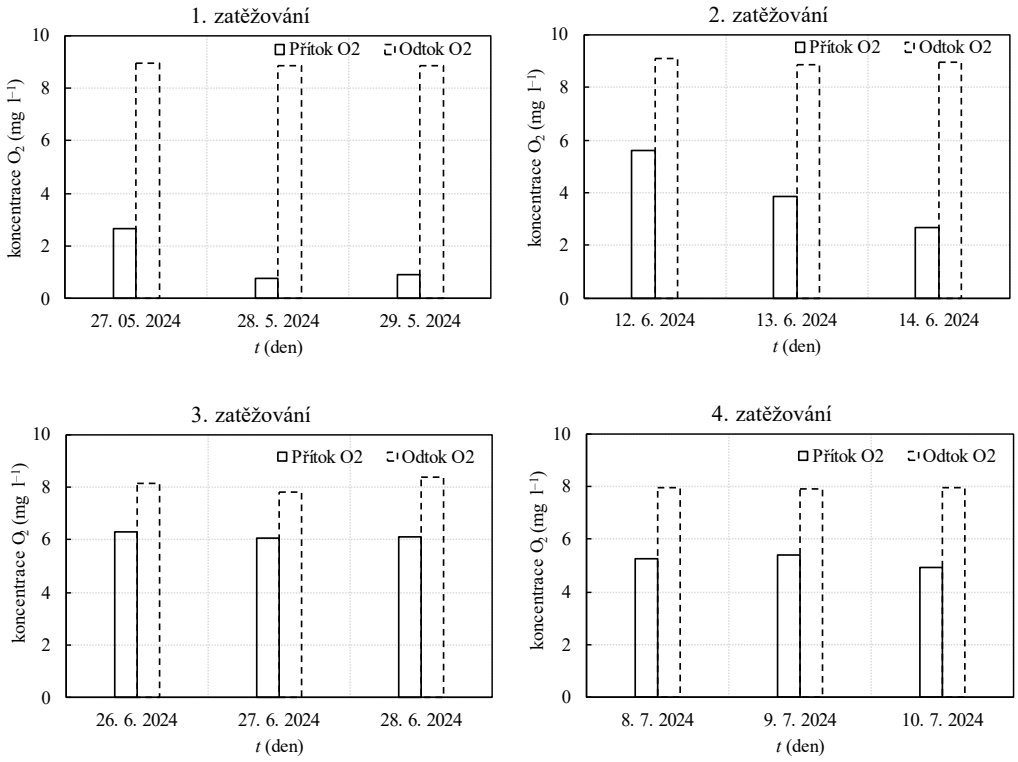
Průměrná teplota přítoku byla 23 °C, přičemž na odtoku se průměrná teplota zvýšila na 23,6 °C. Maximální měřenou teplotou na odtoku z tělesa 3–French VF–2 byla hodnota 27 °C.

Po protečení OV filtračním materiálem vykazovala voda na odtoku, během celého poloprovozního testování vyšší ORP než na přítoku (Obr. 56). Průměrná změna ORP v první fázi zatěžování činila 122,4 mV. Ve 2. období zatěžování se ORP na přítoku během prvního až třetího dne pohyboval v rozmezí 6 až 52,6 mV. Na odtoku bylo zaznamenáno rozmezí 52,7 až 113,4 mV, průměrná změna ORP mezi přítokem a odtokem se snížila na 56,3 mV. Počátek třetí fáze byl významný vzhledem k dosažení maximální změny ORP mezi přítokem a odtokem 124,0 mV, přičemž během posledního dne zatěžování rozdíl klesl na 45,3 mV. Ve třetím období byla naměřena na přítoku maximální hodnota 76,8 mV a na odtoku 200,8 mV. Během 4. fáze zatěžování se hodnoty na přítoku pohybovaly v rozmezí 58,8 až 96,8 mV, přičemž na odtoku opět rostly. Nejmenší změna 3,4 mV nastala poslední den zatěžování. ORP na odtoku z tělesa činil 100,2 mV.



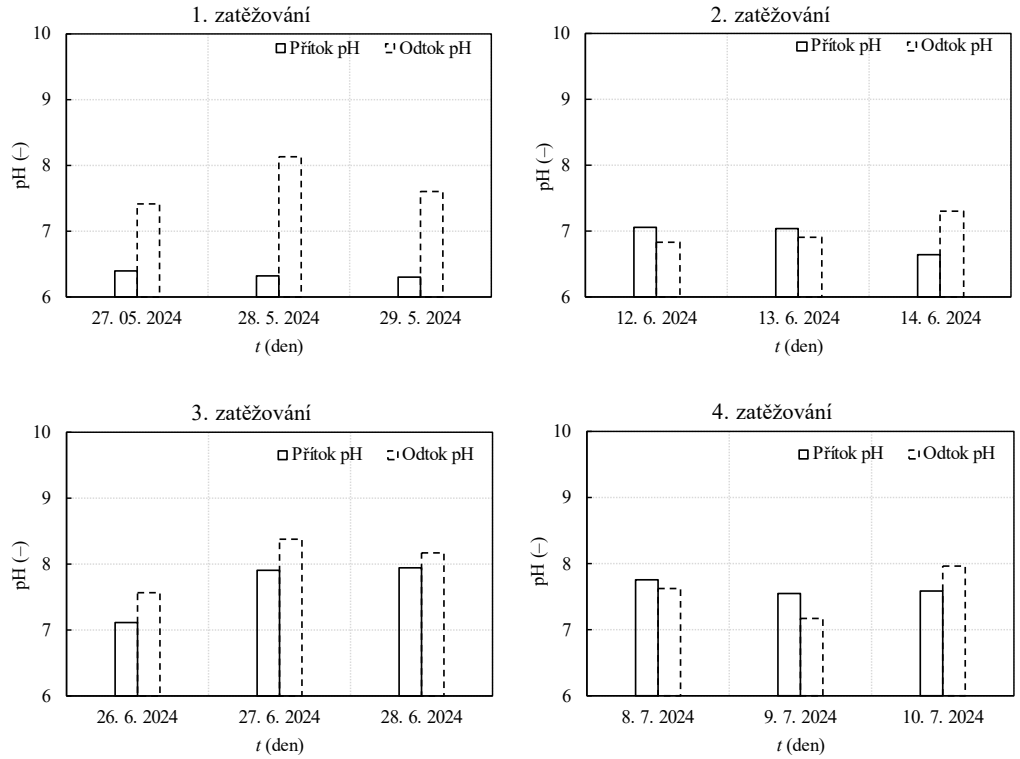
Obr. 56 Průběh ORP na přítoku a odtoku u tělesa 3– French VF–2

Koncentrace O_2 se po protečení filtračním materiálem tělesa 3–French VF–2 výrazně měnila, jak je patrné z Obr. 57. Odtoková koncentrace se po celou dobu testování pohybovala v rozmezí 7,8 až 9,1 mg l^{-1}, což indikuje aerobní podmínky. Na začátku poloprovozního testování byla na přítoku koncentrace O_2 2,7 mg l^{-1}, na odtoku z materiálu byla OV provzdušněna a koncentrace O_2 navýšena na 8,9 mg l^{-1}. Na konci testování se přítoková koncentrace dostala vlivem ředění OV pitnou vodou či mícháním OV (před každou dávkou) na 5 mg l^{-1}. Na odtoku byla koncentrace téměř neměnná a nabývala hodnot 9 ±1 mg l^{-1}.



Obr. 57 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku z tělesa 3– French VF–2

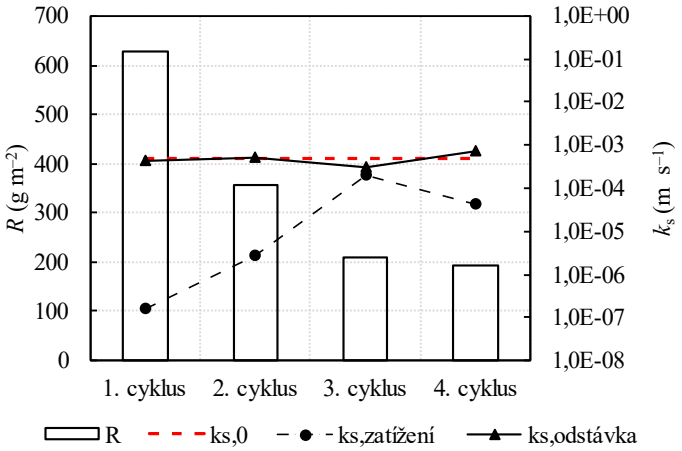
Přítoková koncentrace pH byla během celého poloprovozního testování u 3–French VF–2 vyrovnaná a pohybovala se okolo 7 ± 0,6. Odtoková hodnota pH kopírovala v několika vzorcích přítokovou hodnotu pH, viz Obr. 52. Průměrné zvýšení pH na odtoku bylo během 1. fáze zatěžování nejvyšší, a to o 1,4. Během druhého zatěžování bylo na odtoku v prvních dvou dnech měření pH nižší než na přítoku průměrně o 0,2. Třetí den ale opět docházelo ke zvýšení o 0,65. Během třetího zatěžování činil průměrný nárůst pH 0,4. Na konci poloprovozního zatěžování, tedy ve 4. fázi zatěžování, došlo opět v prvních dvou dnech k poklesu pH, průměrně o 0,25, třetí den byl ale stejně jako v předchozí fázi zaznamenán nárůst o 0,37.



Obr. 58 Průběh pH na přítoku a odtoku z tělesa 3– French VF–2

5.3.3 Nasycená hydraulická vodivost

Sledování průběhu nasycené hydraulické vodivosti na začátku a na konci fáze klidu je patrné z Obr. 59. Výsledky jsou prezentovány v závislosti na přivedeném množství NL během doby zatěžování.



Obr. 59 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na množství NL (g m^{-2}) pro 4–French VF–2

Nasycená hydraulická vodivost po prvním zatěžování poklesla z původní hodnoty $1{,}6 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1} na $1{,}5 \cdot 10^{-7}$ m s^{-1} při přivedeném množství NL 627,1 g m^{-2}. Po 13denní odstávce se k_s obnovil na $4{,}4 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1}, což byla původní hodnota surového filtračního materiálu. Na konci druhého zatěžování se k_s snížil na hodnotu $2{,}7 \cdot 10^{-6}$ m s^{-1}, přičemž množství přivedených NL se zastavilo na 345,9 g m^2. Třetí fáze započala po 11denní odstávce a opětovném obnovení k_s na hodnotu $5{,}1 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1}. Po ukončení třetího zatěžování činil k_s $2{,}0 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1}, přítokové množství NL během tohoto období čítalo 207,8 g m^2. Během čtvrtého zatěžování bylo na těleso přivedeno 192,6 g NL m^2 a po tomto zatížení se k_s snížil na $4{,}2 \cdot 10^{-5}$ m s^{-1}. Průběh koeficientu nasycené hydraulické vodivosti, množství přivedených NL, délka odstávek a úhrn srážek během cyklů je uveden v Tab. 38.

Tab. 38 Průběh koeficientu k_s během poloprovozního testování pro těleso 3–French VF–2

Cyklus	R	$k_{s,0}$	$k_{s,\text{ zatěžování}}$	Délka odstávky	$k_{s,\text{ klid}}$	Úhrn srážek
	(g m^{-2})	(m s^{-1})	(m s^{-1})	(den)	(m s^{-1})	(mm)
1	627,1	4,90E-04	$1{,}5 \cdot 10^{-7}$	13	$4{,}4 \cdot 10^{-4}$	78,3
2	345,9		$2{,}7 \cdot 10^{-6}$	11	$5{,}1 \cdot 10^{-4}$	77,4
3	207,8		$2{,}0 \cdot 10^{-4}$	9	$3{,}2 \cdot 10^{-4}$	40,7
4	192,6		$4{,}2 \cdot 10^{-5}$	5	$7{,}0 \cdot 10^{-4}$	37,1

5.4 Zkušební těleso 5–VF–SS

Následující kapitola pojednává o vyhodnocení průběhu kolmatace filtru 5–VF–SS během provedeného poloprovozního testování. Pro popis ucpávání filtru byly během fáze zatěžování sledovány na přítoku a odtoku koncentrace NL, O_2, měřeno bylo ORP, pH a teplota během všech 4 cyklů. Stanoveny byly rovněž nasycené hydraulické vodivosti na začátku a konci fáze klidu sloužící k popsání průběhu kolmatace a následné regenerace filtračního prostředí. Nastavení s monitoringem poloprovozního testování byla provedena na základě metodiky v kapitole 4.2.2 a 4.2.3.

5.4.1 Koncentrace nerozpuštěných látek

Výsledky koncentrace NL pro těleso 5–VF–SS jsou zpracovány tabelárně pro všechny 4 cykly zatěžování, viz Tab. 39, Tab. 40, Tab. 41 a Tab. 42. Kolmatace u jemných materiálů vertikálních filtrů (druhý stupeň francouzského filtru, jednostupňový filtr) působí převážně negativním vlivem s řadou provozních problémů. Kolmatovaný filtr představuje u jednostupňového provedení stav havarijní, kterému chceme vždy předcházet, uvedeno v kapitole 2.2. Z tohoto důvodu nebyla pro těleso 5–VF–SS hledána lineární regresní křivka ani rovnice, která by popisovala vývoj účinnosti odstranění NL na jejich přivedeném množství.

Před spuštěním poloprovozního testování bylo provedeno nastavení přítokové koncentrace NL, při kterém bylo zkušební těleso zatíženo dvěma dávkami OV. Na povrch byla poprvé přivedena koncentrace NL 256,7 mg l^{-1}, která byla po průtoku filtračním materiálem snížena na 88,6 mg l^{-1}. Při druhém zatížení bylo na povrch napuštěna OV s koncentrací NL 1 986,6 mg l^{-1}. Na odtoku byla následně zaznamenána koncentrace 72,8 mg l^{-1}.

Po spuštění poloprovozního testování bylo těleso nejprve zatíženo OV s koncentrací NL 791,6 mg l^{-1}. Koncentrace na odtoku následně poklesla na 112,9 mg l^{-1}, jak je patrné z Tab. 39. Koncentrace na přítoku byla vztažena k ploše filtru, čímž bylo vypočteno celkové množství přitékajících NL za první den první fáze zatěžování R 134,6 g m^{-2}. Účinnost odstranění ihned v prvním dnu dosahovala 86 %. Druhý den činilo kumulativní množství NL vztažené k ploše filtru 411,4 g m^{-2}, koncentrace na odtoku klesla na 8 mg l^{-1} a účinnost odstranění se zvýšila na 99,9 %. Třetí den na těleso přitékala OV s koncentrací NL 1 268,8 mg l^{-1}. Kompletně tedy během první fáze zatěžování bylo na filtr přivedeno 627,1 g NL m^{-2}, přičemž odtoková koncentrace na konci fáze zatěžování činila 4 mg l^{-1} a účinnost odstranění dosahovala 99,9 %.

Tab. 39 1. zatěžování 5–VF–SS; kde U je účinnost odstranění NL (%); R je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	R	c_{NL} na odtoku	U
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
27. 05.	791,6	791,6	134,6	112,9	86
28. 5.	1 628,3	2 419,9	411,4	8,0	99
29. 5.	1 268,8	3 688,7	627,1	4,0	99

Během druhé fáze zatěžování (viz Tab. 40) byl monitoring spolu s následným vyhodnocením proveden analogicky jako pro fázi první. Přítoková koncentrace NL první den činila 620,9 mg l^{-1}, odtoková nabývala hodnoty 90,5 mg l^{-1}. Účinnost odstranění byla 85 %. Množství NL napouštěných na plochu filtru po prvním dni zatěžování dosahovalo 105,6 g m^{-2}. Druhý den se jednalo o hodnotu *R* 261,7 g m^{-2} při účinnosti 99 %. Na konci druhé fáze zatěžování bylo na těleso přivedeno 364,8 g NL m^{-2}. Odtoková koncentrace v posledním dni měření vykazovala pouze hodnotu 2,2 mg l^{-1}, což se promítlo do téměř 100% účinnosti.

Tab. 40 2. zatěžování 5–VF–SS; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	*R*	c_{NL} na odtoku	*U*
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
12. 6.	620,9	620,9	105,6	90,5	85
13. 6.	918,5	1 539,4	261,7	10,5	99
14. 6.	606,6	2 146,0	364,8	2,2	99

Třetí fáze zatěžování vykazovala nepatrně nižší účinnosti odstranění NL než v předchozích fázích, jak je patrné z Tab. 41. Na povrch tělesa byly ale také přiváděny nižší koncentrace NL, které se ve výpočtu pod nižší účinnost promítly. V prvním dni dosahovala přítoková koncentrace NL 176,6 mg l^{-1}. Odtoková koncentrace ve stejném vzorku činila 27,6 mg l^{-1}. Druhý den se přítoková koncentrace zvýšila na 426,9 mg l^{-1}, přičemž na odtoku poklesla na 8,3 mg l^{-1}. Poslední třetí den byla na přítoku měřena hodnota 620,0 mg l^{-1}, přičemž na odtoku bylo zaznamenáno 30,5 mg l^{-1}. Celkové množství přivedených NL za třetí fázi zatížení činilo 208,0 g m^{-2} s finální účinností 95 %.

Tab. 41 3. zatěžování 5–VF–SS; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	*R*	c_{NL} na odtoku	*U*
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
26. 6.	176,6	176,6	30,0	27,6	84
27. 6.	426,9	603,5	102,6	8,3	98
28. 6.	620,0	1 223,5	208,0	30,5	95

Čtvrtá fáze popsaná Tab. 42 se vyznačovala oproti předešlým fázím nízkou počáteční účinností (68 %) odstranění NL. V prvním dni byla na těleso napouštěna koncentrace NL 408,1 mg l^{-1}, kdy odtoková koncentrace dosahovala 130,1 mg l^{-1}. Během dalších zatěžovacích dnů ale došlo k výraznému nárůstu účinnosti, která se znovu blížila hranici 100 %. Druhý den kumulativní přivedené množství NL na filtr nabývalo hodnoty 123,4 g m^{-2}, přičemž na odtoku byla pozorována koncentrace 9,5 mg l^{-1}. Za celé zatěžovací období, a tedy třetí den provozu, bylo

přivedeno na povrch filtru 194,5 g NL m^{-2}. Odtoková koncentrace na konci fáze zatížení dosahovala 5,8 mg l^{-1}, což se pozitivně promítalo i do konečné účinnosti, která činila 99 %.

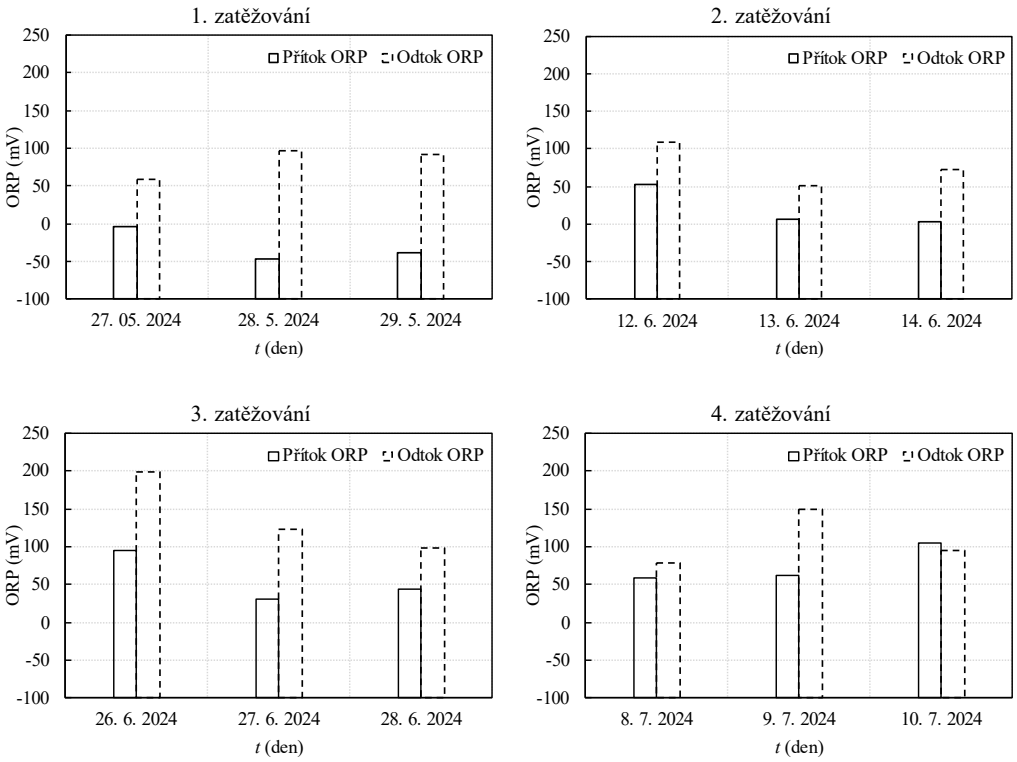
Tab. 42 4. zatěžování 5–VF–SS; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}).

Datum	c_{NL} na přítoku	Kumulativní c_{NL} na přítoku	*R*	c_{NL} na odtoku	*U*
(den)	(mg l^{-1})	(g m^{-3})	(g m^{-2})	(g m^{-3})	(%)
8. 7.	408,1	408,1	69,4	130,1	68
9. 7.	317,6	725,7	123,4	9,5	97
10. 7.	418,5	1 144,2	194,5	5,8	99

5.4.2 ORP, pH, koncentrace O_2, teplota

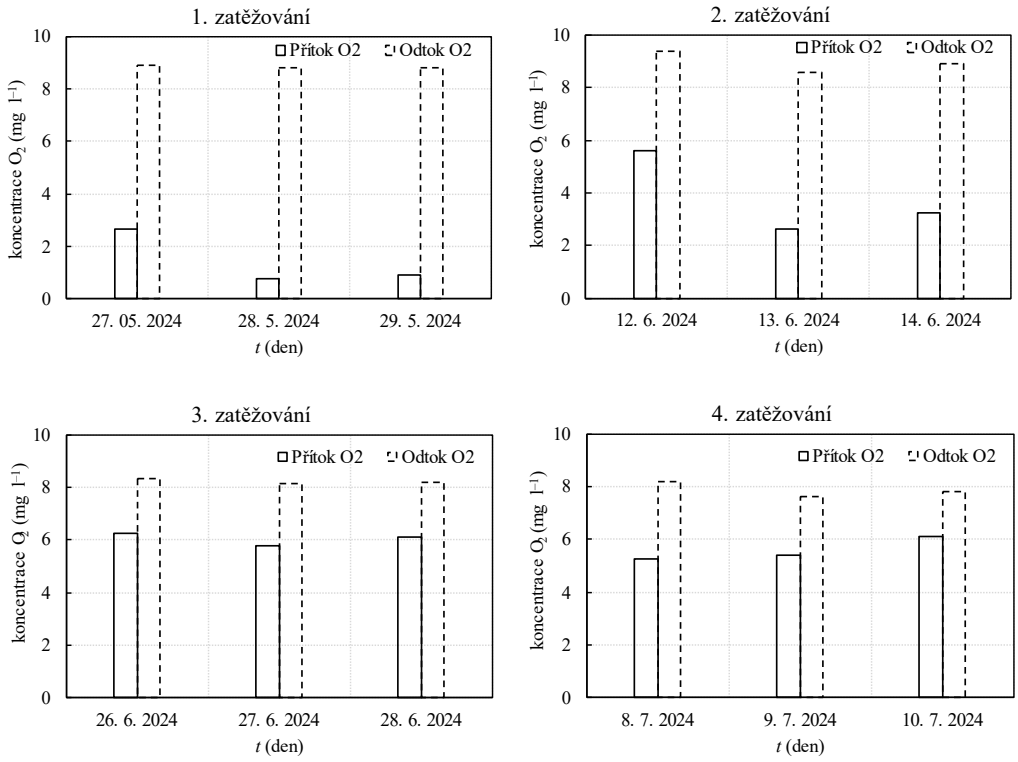
Teploty vody na přítoku a odtoku jsou stejně jako u ostatních těles vyjádřeny průměrnými hodnotami. Na přítoku se jednalo o průměr 23 °C. Na odtoku došlo k mírnému ochlazení vody na 22,6 °C. Maximální změřená teplota na přítoku a odtoku z tělesa byla 27,4 °C (přítok) a 26,6 °C (odtok). Maximálních hodnot bylo dosaženo na konci 4. fáze zatěžování.

Vyhodnocený ORP pro přítok a odtok patrný z Obr. 60 zobrazuje průběh čtyř fází zatěžování během celého poloprovozního testování. Během prvního zatěžování byl přítokový ORP -3,3; -47,2 a -38,4 mV, přičemž odtokový ORP vzrostl na 59,1; 97,1 a 91,5 mV. Druhá fáze zatěžování vykazovala na přítoku vyšší hodnoty ORP, které činily 52,6; 6,7 a 3,2 mV. Na odtoku opět došlo k nárůstu ORP na hodnoty 109,6; 51,1 a 72,0 mV. Při třetím zatěžování dosáhla maximální přítoková hodnota ORP 94,8 mV, přičemž na odtoku byla ve stejném měření vykázána hodnota 198,8 mV. Druhý den třetí fáze byl rozdíl přítokového a odtokového ORP 91,1 mV. Třetí se jednalo úž pouze o rozdíl 53,1 mV. V poslední fázi zatěžování byl rozdíl mezi ORP na přítoku a odtoku malý, pouze druhý den odtokové ORP výrazněji převýšilo přítokovou hodnotu.



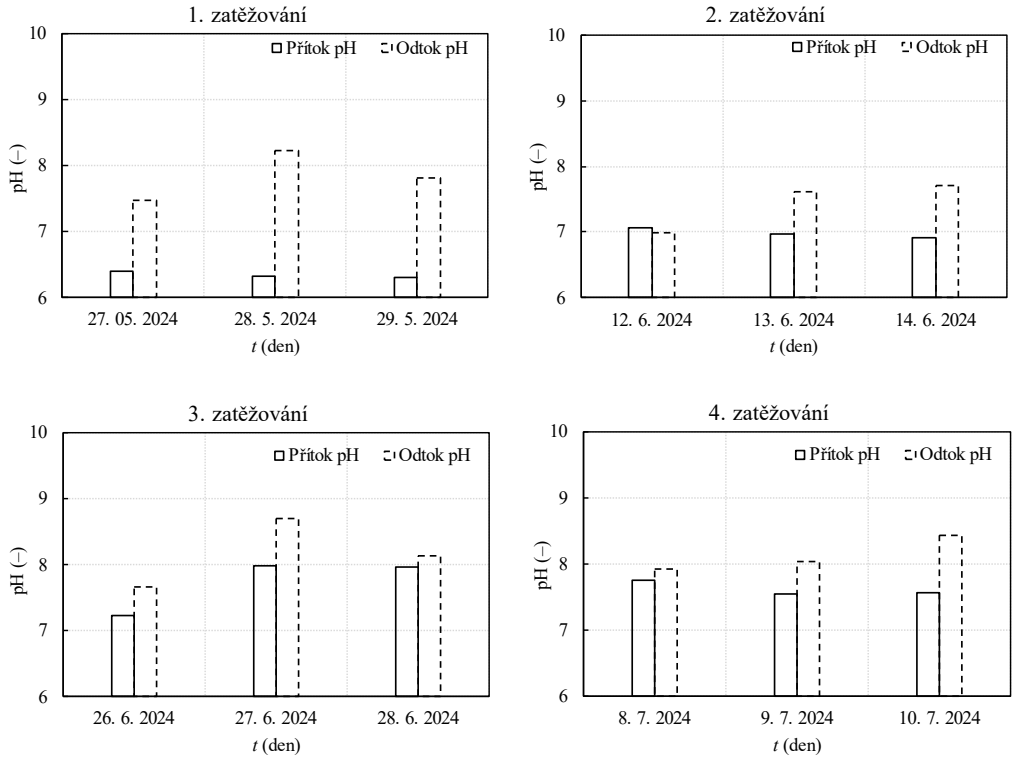
Obr. 60 Průběh ORP na přítoku a odtoku u tělesa 5–VF–SS

Koncentrace O_2 byly vyhodnoceny pro všechny čtyři zatěžovací fáze poloprovozního testování, jak je patrné na Obr. 61. V první fázi se přítokové koncentrace O_2 pohybovaly pro první den na úrovni 2,7 mg l^{-1}, 0,8 mg l^{-1} pro druhý den a 0,9 mg l^{-1} třetí den. Naopak odtokové koncentrace byly ve všech dnech téměř konstantní (8,8 mg l^{-1}). Ve druhé fázi byla přítoková koncentrace první den dvojnásobná, druhý a třetí den trojnásobná v porovnání se stejnými dny v první fázi. Odtokové koncentrace se navýšily oproti první fázi v prvním dni o 0,5 mg l^{-1}, druhý a třetí den o 0,1 mg l^{-1}. V navazujících dvou fázích zatížení se původní kolísavá koncentrace O_2 na přítoku v čase ustálila na hodnotách pohybujících se okolo 6,0 ± 0,7 mg l^{-1}. Odtokové koncentrace se od počátku poloprovozního testování téměř nezměnily a stále se pohybovaly okolo 8 ± 0,4 mg l^{-1}.



Obr. 61 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku pro těleso 5–VF–SS

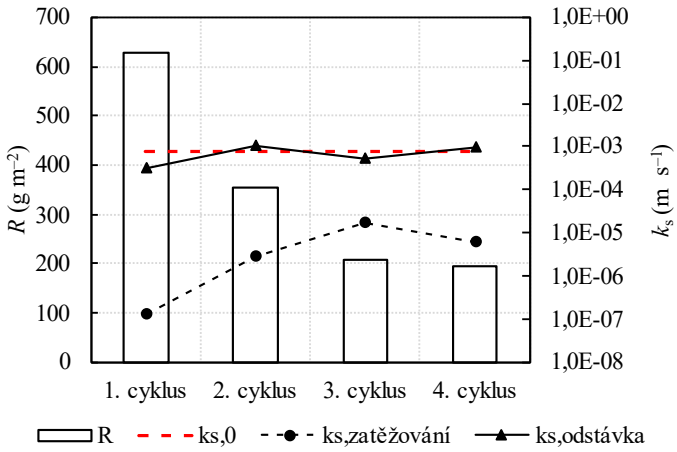
Těleso 5–VF–SS vykazovalo během 1. fáze zatěžování rozdíl v pH mezi přítokem a odtokem 1,0 až 1,9. Při druhém zatěžování se přítokové pH téměř neměnilo a dosahovalo 7,0. Na odtoku se v prvním dni druhé fáze pH nezměnilo, v dalších dvou dnech již ale došlo k nárůstu přítokových hodnot o 0,6 a 0,7. Během třetí fáze se pH na přítoku navýšilo na hodnoty 7,2 až 8, přičemž odtokové pH stouplo také na až na hodnoty přesahující 8,0, a to 7,7; 8,7 a 8,1. V průběhu čtvrté fáze vykazovala OV na přítoku téměř konstantní pH 7,6. Odtokové pH se v jednotlivých dnech oproti přítoku zvyšovalo na 7,9; 8,0 a 8,4.



Obr. 62 Průběh pH na přítoku a odtoku z 5–VF–SS

5.4.3 Nasycená hydraulická vodivost

Nasycená hydraulická vodivost pro těleso 5–VF–SS byla během čtyř cyklů poloprovozního testování měřena na konci zatěžování ($k_{s,zatizeni}$) a následně po uplynutí fáze klidu ($k_{s,odstávka}$). Prezentované hodnoty hydraulické vodivosti jsou vztaženy k celkovému přivedenému množství NL během zatěžování (R) a jsou uvedeny v grafu na Obr. 63. Promítnuta je zde také měřená nasycená hydraulická vodivost materiálu před zatížením tělesa OV, tedy po uplynutí fáze odstávky.



Obr. 63 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na přitékajícím množství NL (g m^{-2}) pro 5–VF–SS

Průběh koeficientu nesycené hydraulické vodivosti je patrný v Tab. 43. V prvním cyklu zatěžování bylo na těleso přivedeno 627,1 g m^{-2} NL, při poklesu k_s na 1,3 · 10^{-7} m s^{-1}. Na konci první klidové fáze se koeficient k_s zvýšil na hodnotu 3,0 · 10^{-4} m s^{-1}. Během druhé fáze zatěžování bylo přivedeno 364,8 g NL m^{-2}, přičemž se nasycená hydraulická vodivost opět snížila na 2,7 · 10^{-6} m s^{-1}. Během odstávky trvající 11 dní došlo k dokonce k překročení původní vodivosti čistého materiály, koeficient k_s byl 1,0 · 10^{-3} m s^{-1}. Rozdíl byl pravděpodobně způsoben nepřesným stanovením počáteční vodivosti, ale také postupným vymýváním se jemnější frakce cihelného recyklátu. Na konci třetího zatěžování, kdy celkové množství přivedených NL dosáhlo R 208,0 g NL m^{-2}, se k_s snížilo na 1,6 · 10^{-5} m s^{-1}. Díky 9denní fázi klidu se ale nasycená hydraulická vodivost opět obnovila na 5,4 · 10^{-4} m s^{-1}. Čtvrtý cyklus skládající se z fáze zatěžování a klidu vykazoval na přítoku celkové množství NL 194,5 g m^{-2}, k_s během zatěžování klesl na 6,0 · 10^{-6} m s^{-1}, po pětidenní odstávce obnovil na 9,3 · 10^{-4} m s^{-1}.

Tab. 43 Průběh koeficientu k_s během poloprovozního testování pro těleso 5–VF–SS

Cyklus	R	$k_{s,0}$	$k_{s,zatěžování}$	Délka odstávky	$k_{s,klid}$	Úhrn srážek
	(g m^{-2})	(m s^{-1})	(m s^{-1})	(den)	(m s^{-1})	(mm)
1	627,1	7,89 · 10^{-4}	1,3 · 10^{-7}	13	3,0 · 10^{-4}	78,3
2	364,8		2,7 · 10^{-6}	11	1,4 · 10^{-3}	77,4
3	208,0		3,3 · 10^{-4}	9	5,4 · 10^{-4}	40,7
4	194,5		6,0 · 10^{-6}	5	9,3 · 10^{-4}	37,1

6 DISKUZE

Návrhové parametry pro přírodní ČOV s vertikálně protékanými filtry, konkrétně pro francouzský sytém, nejsou v ČR doposud unifikovány. Základní parametry návrhu jsou uvedeny v normě (ČSN 75 6402, 2017). V porovnání se zahraničními normami a odbornou literaturou se však dostupné informace jeví jako nedostatečné.

Chování vertikálně protékaných filtrů při probíhající kolmataci s použitím rozdílných typů a frakcí kameniv představovalo při zpracování diplomové práce jeden ze zásadních cílů. V Evropě se francouzské systémy používají přibližně čtyřicet let. Přestože existuje jen málo měřených dat, které by popisovaly průběh kolmatace filtrů Následující podkapitoly uvádějí do kontextu výsledky dosažené za jednotných klimatických a proměnných provozních podmínek. Dále je v kapitole provedeno vzájemné porovnání zkušebních těles a porovnání zjištěných výsledků s již provozovanými čistírnami na území ČR. Během poloprovozního testování byly zjištěny i nedostatky provedeného měření, které měly za následek částečnou neefektivnost či nepřesnost prováděných stanovení. Nedostatky byly sumarizovány spolu s doporučeními pro jejich zlepšení.

6.1 Porovnání zkušebních těles

Porovnáním zkušebních těles je započata první část diskuze nad vyhodnocením poloprovozního testování. Porovnány byly vždy dvojice zkušebních těles, které představovaly buď 1. nebo 2. stupeň francouzského systému. Srovnání je provedeno ve sledovaných parametrech znečištění ovlivňujících kolmataci.

6.1.1 Počáteční ovlivnění odtoku použitým materiálem

Ze stanovených závislostí počátečního vývoje zákalu a koncentrací NL v čase je patrné, že po průtoku vody materiálem trvajícím 60 minut dochází u všech sledovaných materiálů na odtoku k poklesu koncentrace NL a zakalení. Výrazné snížení obou veličin bylo pozorováno u všech testovaných materiálů bez rozdílu zrnitosti. Hodnoty koncentrace NL na konci měření se pohybovaly v rozmezí 17,3 až 0,1 mg l^{-1}, hodnoty zákalu byly 25,2 až 1,8 ZF_t.

Výrazně nižších hodnot zakalení a koncentrací NL na odtoku již od počátku měření dosáhl jemnozrnný materiál TK fr. 0–4 mm. S postupující dobou měření docházelo k vyplavování větších zrn kameniva. Nedocházelo k poklesu odtokové koncentrace NL, nicméně vývoj zákalu měl významně sestupnou tendenci. Na konci měření se obě hodnoty blížily nule, jak je patrné z vývoje křivky na Obr. 34.

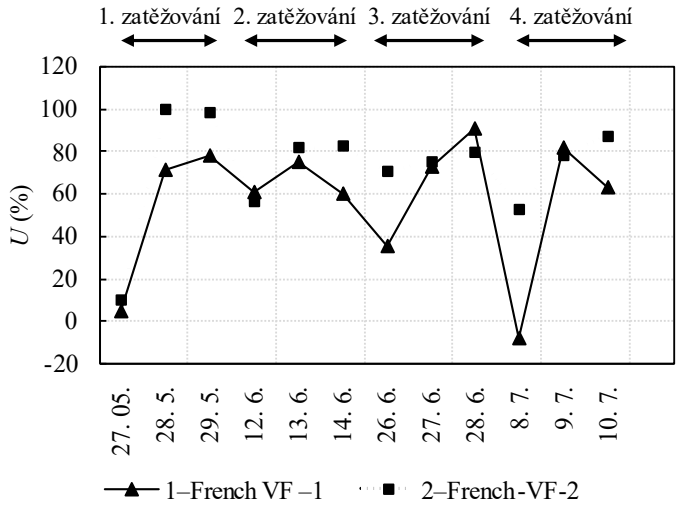
RMA disponující hrubší frakcí (0–5 mm) než TK (fr. 0–4 mm) vykazoval výrazně vyšší odtokovou koncentraci NL a zákalu na počátku měření. Nicméně po 60 minutách průtoku vody tělesem došlo k poklesu koncentrace NL i zakalení na srovnatelné hodnoty s DK fr. 4–8, 2–4 mm a TK fr. 0–4 mm.

Z výsledků počáteční hydraulické vodivosti je patrné, že hrubší materiály s frakcí 4–8 a 2–4 mm vykazovaly téměř totožnou nasycenou hydraulickou vodivost. Použití jemnější frakce materiálu nemělo na snížení počáteční vodivosti žádný vliv. I přesto u frakce 2–4 mm byla zaznamenána odlišná křivka vývoje koeficientu k_s (viz Obr. 37), který po dobu měření konstantně rostl. Jednalo se o přesně opačný průběh, než který byl pozorován u ostatních testovaných materiálů.

6.1.2 Koncentrace nerozpuštěných látek

Průměrné přivedené množství NL na přítoku během jednotlivých cyklů činilo 1 229,6; 587,2; 413,7; 373,9 g m^{-2}. Pro první stupeň tato zatížení představovala 9krát, 4krát a 3krát vyšší zatížení, než je návrhové. Průměrné přivedené množství NL na druhý stupeň bylo 627,1; 355,4; 207,9; 193,6 g m^{-2}, což představovalo 21krát, 12krát, 7krát a 6krát vyšší zatížení oproti návrhovému uvedenému v Tab. 3. Po celou dobu poloprovozního testování tak byla zkušební tělesa záměrně látkově přetěžována. Kolmatace filtračního prostředí tak bylo docíleno rychleji než v běžném provozu, což bylo pro omezenou dobu testování výhodné.

Účinnosti odstranění NL během poloprovozního testování pro tělesa 1–French VF–1 a 2–French VF–1 jsou patrné z Obr. 64. Během první fáze, při přivedeném množství NL 1 252,4 g m–2, došlo u tělesa 1–French VF–1 ke kontinuálnímu nárůstu účinnosti odstranění NL až na 78 %, přičemž vyšší účinnosti 98 % na konci zatěžování dosáhlo těleso 2–French VF–1. Doba odstávky trvající 13 dní pro DK fr. 4–8 a 2–4 mm se ukázala jako příliš dlouhá, při přivedeném množství 210,8 g NL m–2 se účinnost odstranění NL po proběhlé odstávce snížila na 61 %, resp. 56 %. Na konci druhé fáze zatěžování, při celkovém přivedeném množství 587,2 g m–2, dosahovala účinnost odstranění NL 60 % pro 1–French VF–1, zatímco těleso 2–French VF–1 vykazovalo účinnost 82 %. Po odstávce trvající 11 dní se opět účinnost snížila. Během třetí fáze, po zkrácení fáze klidu o dva dny, byl zaznamenán menší pokles účinnosti odstranění znečištění při přivedeném průměrném množství 73,5 g m–2 u frakce 2–4 mm. Účinnost odstranění pro 1–French VF–1 dosahovala 35 %, zatímco pro těleso 2–French VF–1 byla účinnost 71 %. Na konci třetí fáze zatěžování, při celkovém přivedeném průměrném množství NL 413,7 g m–2, vykazovala tělesa účinnost 91 %, resp. 80 %. K vyššímu odstranění znečištění na hrubší frakci štěrku (fr. 4–8 mm) došlo zřejmě proto, že NL vzhledem k vyšší mezerovitosti materiálu prostupovaly hlouběji do filtračního prostředí (v řádech jednotek centimetrů). Nevytvořila se souvislá kalová vrstva, a tak NL nepodléhaly vysušování a nedocházelo ke zmineralizování přivedených látek během fáze zatěžování. Na začátku 4. fáze zatěžování bylo na povrch těles přivedeno 122,7 g m–2, účinnost pro DK fr. 4–8 mm a 2–4 mm byla -8 %, resp. 53 %. Vyšší množství NL na odtoku, než na přítoku bylo pravděpodobně spojeno s vyplavováním usazeného kalu na povrchu a uvnitř filtru. Na přítoku málo koncentrovaná OV tak měla zřejmě za následek vyplavování NL z filtru. Na konci poslední fáze zatěžování účinnosti odstranění ale již byly 63 %, resp. 87 %. Z porovnání vyplývá, že průběh účinnosti odstranění NL značně závisí na pořadí dne zatěžování, respektive na celkovém přivedeném množství NL na filtr.

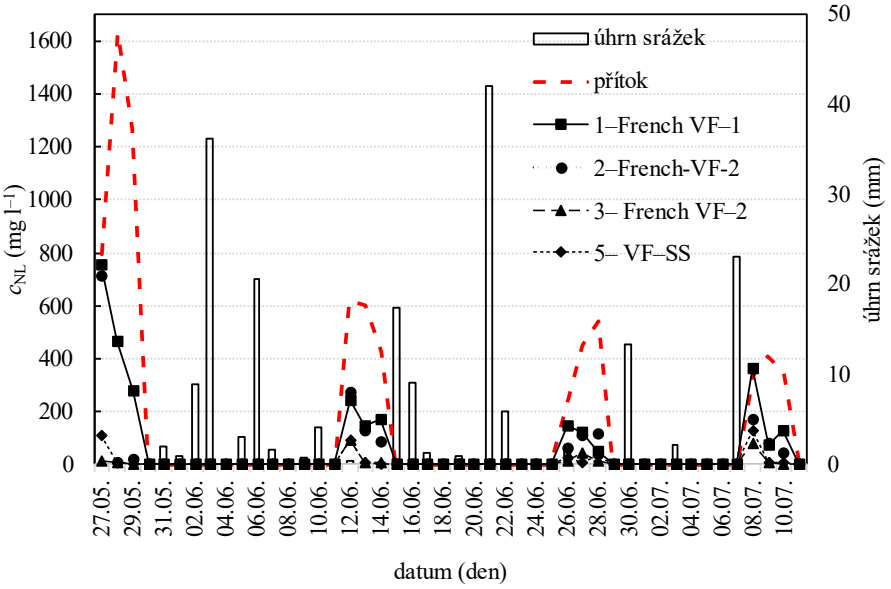


Obr. 64 Účinnost odstranění NL pro tělesa představující 1. stupeň francouzského filtru

Z výsledků je také patrné, že těleso 1–French VF–1 s použitým hrubším štěrkem frakce 4–8 mm bylo vysoce závislé na stavu kalové vrstvy. Při jejím drobném porušení může dojít k výraznému poklesu účinnosti odstranění NL. Výsledky naznačovaly, že pro vytvoření kalové vrstvy na DK fr. 4–8 mm je zapotřebí přivést během fáze zatěžování alespoň 1 200 g m^{-2}, zatím co pro DK fr. 2–4 mm je dostatečné přivedení 600 g m^{-2}.

Pro štěrky hrubších frakcí používaných na prvním stupni francouzských filtrů má vytvoření kalové vrstvy pozitivní vliv na účinnost odstranění NL. Pro jemné materiály, které samy o sobě mají vysokou účinnost odstranění NL, představuje přítok vysokých koncentrací NL negativní stav, který se může projevit tvorbou hladiny na povrchu filtru.

Odtokové koncentrace NL jsou promítnuty i v kontextu srážkových úhrnů během poloprovozního testování. Bylo zjištěno, že ani u jednoho tělesa nebyl zaznamenán vliv srážek na odtokové koncentrace NL, jak je patrné z Obr. 65.



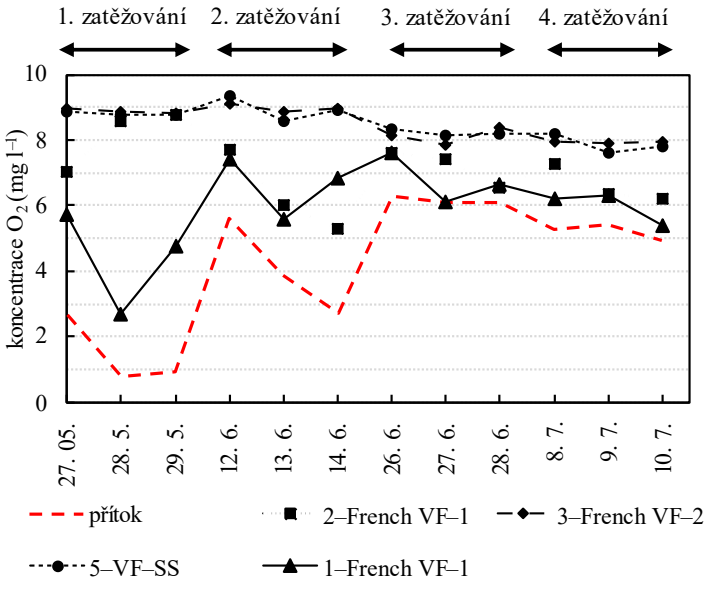
Obr. 65 Koncentrace NL během poloprovozního testování spolu se srážkovými úhrny

6.1.3 ORP, pH, koncentrace O_2

Vzhledem k přivedenému nízkému množství NL byla vytvořena pouze povrchová kalová vrstva, která zpomalila průtok vody filtrem, a tím zmenšila hydraulickou vodivost. Filtr pod kalovou vrstvou však nadále zůstával provzdušňovaný a nekolmatovaný. Měřené hodnoty ORP a koncentrace O_2 ovlivňovala i kvalita přiváděné OV, která s každou další fází zatěžování byla ředěna vodou pitnou a která byla před začátkem každé dávky pravidelně míchána. Z těchto důvodů byl zaznamenáván přírůstek ORP i na přítoku. Detekce kolmatace pomocí sledování ORP tak nebyla prakticky možná. Zpracování ORP nebylo pro srovnání těles graficky provedeno. Všechna vyhodnocená tělesa měla na odtoku vyšší ORP než na přítoku, což bylo ale jistě spojeno s přirozenými vlastnostmi filtru, které vyvozují dostatečnou *HRT*.

Průběh koncentrací O_2 na přítoku a odtoku ze všech vyhodnocených tělesech během poloprovozního testování je patrný z Obr. 66. Vzrůstající přítokové koncentrace O_2 mezi jednotlivými zatěžováními byly ovlivněny stejnými provozními podmínkami, které ovlivňovaly i výsledky ORP, tzn. množstvím přivedených NL, ředěním OV pitnou vodou a mícháním před začátkem každé dávky.

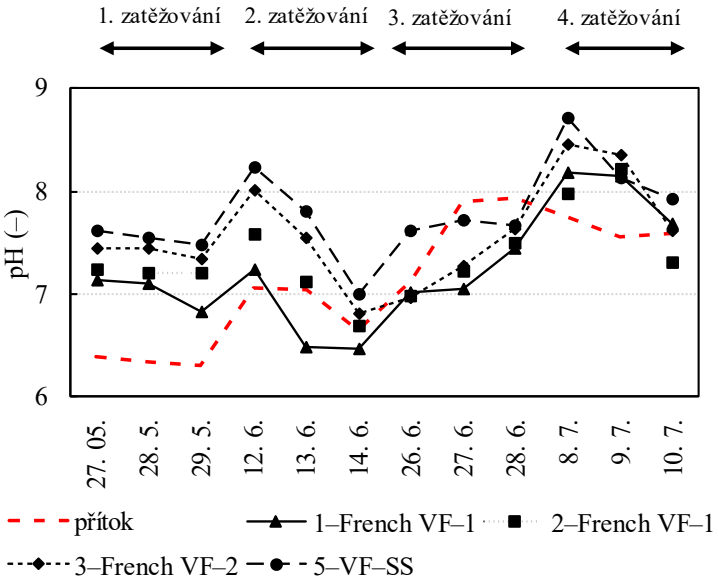
Během cyklů zatěžování docházelo ke zvyšování koncentrace O_2 na odtoku u všech testovaných těles díky přirozenému provzdušnění filtru. Jemné materiály (i bez ucpání filtru) vykazovaly významnější nárůsty koncentrace O_2 než materiály hrubozrnné. Již během první fáze zatěžování došlo k povrchové kolmataci 2–French VF–1, což mohlo být způsobeno použitím jemnější frakce filtračního materiálu v porovnání s tělesem 1–French VF–1, u kterého kolmatace viditelná nebyla. V tomto případě bylo možné u 2–French VF–1 pozorovat nárůst koncentrace O_2. Výsledky naznačovaly, že pomalejším průsakem vody přes kalovou vrstvu došlo k jejímu rozdělení do většího objemu kameniva, což se promítlo i ve vyšším provzdušnění. U hrubého materiálu bez kalové vrstvy se snáze tvořily preferenční cesty proudění (zkratové proudy), čímž se snižovala *HRT*. V dalších fázích zatěžování voda na odtoku z hrubých materiálů víceméně kopírovala přítokové koncentrace O_2 s mírným nárůstem. Pomocí tohoto parametru tak nebylo dále možné dlouhodobě predikovat kolmataci.



Obr. 66 Koncentrace O_2 během fáze zatěžování

Z Obr. 67 je patrné, že v první fázi zatěžování došlo u všech materiálů k navýšení pH, přičemž těleso s RMA vykazovalo největší změnu. Při prvním cyklu došlo ke změně z 6,39, 6,33 a 6,30 na 7,48, 8,23 a 7,81 což potvrzuje změny pH popisované zahraniční studií (Li, 2021). Výsledky dokládaly, že i v průběhu dalších cyklů vykazovalo těleso 5–VF–SS nejvýznamnější změny pH v porovnání se zbytkem zkušebních těles.

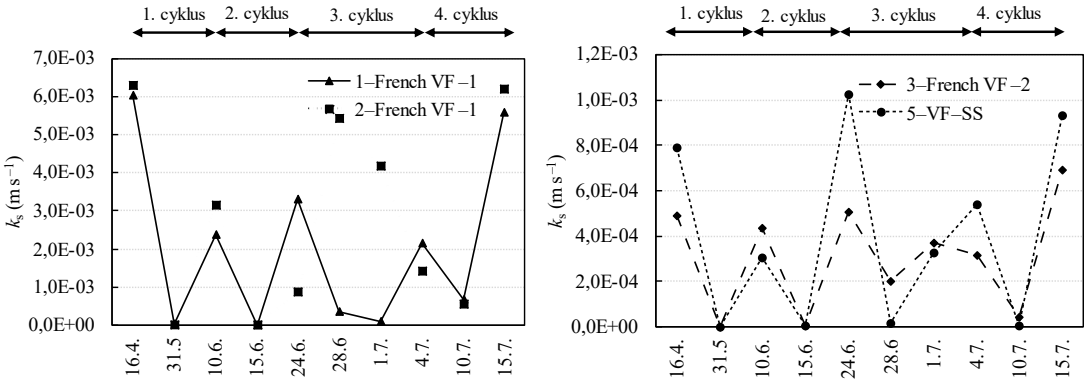
S postupným ředěním vzrůstalo pH i na přítoku z původních 6,5 až na 7,5. Změny pH na odtoku z testovacích těles mohly být ovlivněny různými biochemickými procesy probíhajícími ve filtračním prostředí. Jednalo se především o nitrifikaci a denitrifikaci, které měnily koncentraci dusíkatých látek a mohly ovlivňovat pH. Z filtračních materiálů docházelo také k uvolňování minerálů obsažených v kamenivu, jako je například vápník (Ca) nebo hořčík (Mg). Nicméně, pH samotné není běžně uváděno jako přímý indikátor kolmatace (Mlejnská, 2015). Pro přesnější posouzení vztahu mezi pH na odtoku a kolmatací by bylo vhodné provést cílený výzkum zaměřený na tuto problematiku.



Obr. 67 pH během fází zatěžování

6.1.4 Nasycená hydraulická vodivost

Během celého poloprovozního testování se nasycená hydraulická vodivost ukázala jako klíčovou hodnotou popisující kolmataci filtračních materiálů. Jak je patrné z Obr. 68, u všech těles se nasycená hydraulická vodivost obnovila ve všech odstávkách minimálně na poloviční hodnoty původního koeficientu k_s, které vykazoval materiál bez kolmatace. Zavedené odstávky 13, 11, 9 a 5 dní, mezi jednotlivými zatěžováními odpovídaly 1,9; 1,6; 1,3 a 0,7násobku návrhové odstávky dle (Standard DWA-A 262E, 2017), viz kapitola 2.1.2.



Obr. 68 Průběh nasycené hydraulické vodivosti během celého poloprovozního testování 1. a 2. stupně francouzského systému

Při porovnání těles představujících první stupeň francouzského filtru vyplývá, že při přivedeném množství 1 252,4 g m^{-2} dochází k významnějšímu snížení koeficientu k_s na 2,4·10^{-7} m s^{-1} u jemnějšího materiálu (fr. 2–4 mm). Zatímco u hrubšího materiálu (fr. 4–8 mm) došlo ke snížení nasycené hydraulické vodivosti na hodnotu pouze 2,7 · 10^{-5} m s^{-1}. Vliv sníženého koeficientu k_s byl zdokumentován při poslední dávce během první fáze zatěžování na Obr. 69, kdy na materiálu s jemnější frakcí vznikala nad povrchem filtru vodní hladina.

Obr. 69 1–French VF–1 po 1. fázi zatěžování (vlevo), 2–French VF–1 po 1. fázi zatěžování (vpravo)

V druhém cyklu na konci fáze zatěžování bylo na těleso přivedeno poloviční množství NL 587,5 g m^{-2}. Tentokrát u obou těles klesla nasycená hydraulická vodivost u DK 4–8 mm na 4,2 · 10^{-6} m s^{-1} a DK fr. 2–4 mm 3,73 · 10^{-6} m s^{-1}. Z poklesu součinitele hydraulické vodivosti na vzájemně si podobné hodnoty lze vyvodit, že pokud nedojde během fáze klidu k mineralizaci kalu na povrchu filtru, tak nebude ani obnoven koeficient k_s na původní hodnotu. Na nové zatěžování má vliv předchozí fáze zatěžování. Vzhledem k tomu, že hrubší materiál DK fr. 4–8 mm má větší mezerovitost než DK fr. 2–4 mm, NL se pravděpodobně dostaly hlouběji do filtru a nedošlo k jejich vysušení a zmineralizování. I když následně bylo na povrch filtru přivedeno pouze poloviční množství NL v porovnání s první fází zatěžování, u DK fr. 4–8 mm se hydraulická vodivost snížila. Při téměř totožné hydraulické vodivosti obou těles však účinnost odstranění byla pouze 60 % (DK fr. 4–8 mm) oproti DK fr. 2–4 mm, kde účinnost vzrostla na 82 %. Je pravděpodobné, že pokud by na DK fr. 4–8 mm byla vytvořena větší kalová vrstva, účinnost by byla srovnatelná s DK fr. 2–4 mm.

Během třetího cyklu se těleso 2–French VF–1 chovalo v porovnání s ostatními tělesy nestandardně. Obnovení vodivosti filtru na začátku a na konci fáze klidu při třetí fázi zatěžování neproběhlo až na počáteční měřenou hodnotu, ale nasycená hydraulická vodivost dosáhla pouze k_s 8,6 · 10^{-4} m s^{-1}. Tento úkaz mohl být způsoben pronikáním NL hlouběji do filtračního prostředí, kde nedošlo k tak dokonalé mineralizaci kalu jako na povrchu. Při měření nasycené hydraulické

vodivosti došlo zřejmě k porušení kalové vrstvy a koeficient k_s 5,4 · 10^{-3} m s^{-1} dosahoval téměř nasycené hydraulické vodivosti neovlivněného filtračního materiálu. Pátý den po odstavení kleslo k_s již na hodnoty podobné tělesu 1–French VF–1. Při čtvrtém zatěžování, při přivedeném celkovém množství 370,9 g m^{-2} na filtr, nasycená hydraulická vodivost pro obě tělesa 1–French VF–1 a 2–French VF–1 představující první stupeň francouzského filtru klesla pouze na 6,6 · 10^{-3} m s^{-1}, resp. 5,5 · 10^{-3} m s^{-1}.

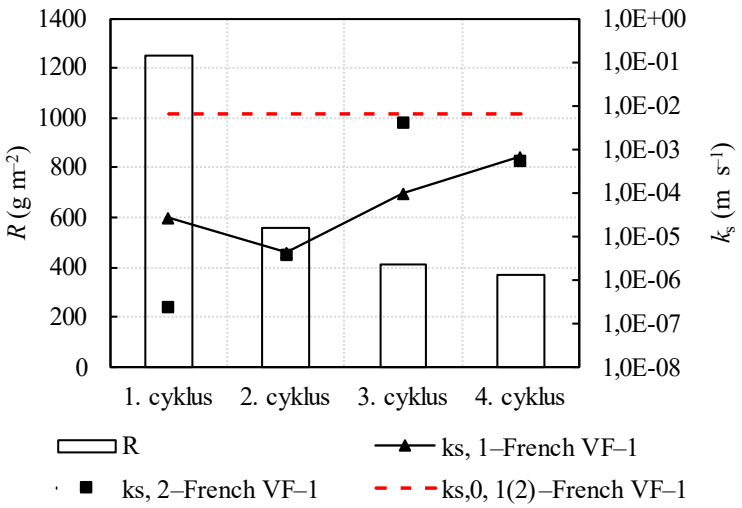
Na konci třetí fáze zatěžování těleso s hrubším DK fr. 4–8 mm vykazovalo i při nízkém přítokovém množství NL (*R* 400 g m^{-2}) nižší nasycenou hydraulickou vodivost v porovnání s jemnějším DK fr. 2–4 mm. Bylo tomu pravděpodobně proto, že se NL díky větší mezerovitosti materiálu dostávaly hlouběji do filtračního prostředí. NL tak nepodléhaly vysušování a nedocházelo k dokonalé mineralizaci. Při poloprovozním testování byla všechna měření prováděna pouze s tenkou kalovou vrstvou nepřesahující jednotky cm na každém tělese. Výsledky neodpovídají dlouhodobému provozu, kdy může dojít k vytvoření silné kalové vrstvy v desítkách cm.

Nasycená hydraulická vodivost neovlivněného filtru jemných materiálů představuje stav, kterého lze v ideálním případě dosáhnout u hrubých materiálů, které jsou aplikovány na prvním stupni francouzských filtrů. Při přísunu dostatečného množství NL na FP se vytvoří souvislá kalová vrstva a dojde zároveň ke zpomalení *HRT*. Odpadní voda protékající skrze filtr je dostatečně provzdušňována a pozitivně působí na účinnost odstranění NL. V rámci vyhodnocení byly určeny vztahy (12) a (17) popisující závislost změny nasycené hydraulické vodivosti na přivedeném množství NL. Z rovnic lze pro provoz prvních stupňů francouzských filtrů určit (na základě použité frakce), kolik je nutné přivést NL, abychom zajistili snížení koeficientu k_s na požadovanou hodnotu a zvýšili účinnost odstranění. Pro 1. stupeň francouzského systému jsou rovnice důležitým zjištěním, díky kterému bude možné do budoucna konkretizovat návrh nových čistíren, nebo optimalizovat provoz stávajících. Výsledky ukázaly, že požadovaná hodnota snížení koeficientu k_s by se měla pohybovat v rozmezí 5 · 10^{-6} to 5 · 10^{-4} m s^{-1}, což jsou hodnoty, které odpovídají jemným pískům. Snížení vodivosti je nutné provést právě z důvodu zvýšení *HRT*.

Pokud se během fáze zatěžování na povrchu filtru s jemnými materiály vytvoří kalová vrstva, sníží se hydraulická vodivost materiálu a voda neinfiltruje do nižších částí filtračního prostředí. Snížení infiltrace je zpravidla doprovázeno tvorbou hladiny nad filtrem. Ze získaných výsledků je délka klidové fáze pro jemné materiály jednou z možností, kterou lze kolmatovaná FP regenerovat. Doba, za kterou jsou jemné materiály frakce 0–4 mm a 0–5 mm schopny téměř dokonale obnovit svou hydraulickou vodivost, je závislá na přivedeném množství NL během fáze zatěžování. Výsledky ukázaly, že při přivedeném *R* 345,9 g m^{-2} byl koeficient k_s pro prané TK fr. 0–4 mm obnoven během 11 dní odstávky. Pokud by těleso mělo být zatěžováno množstvím 400 g m^{-2}, doporučená odstávka by byla alespoň 14 dní. Při zatížení 200 g m^{-2} by měla dostačovat fáze klidu 5 dní. Při zatížení tělesa s RMA *R* 208,0 g m^{-2} byl k_s po 9denní odstávce obnoven pouze na polovinu své původní hodnoty. Výsledky dále naznačovaly, že při nedokonalém obnovení nasycené hydraulické vodivosti by mohla být klíčová předchozí fáze zatěžování a doba odstávky. Při více po sobě jdoucích nedostatečných odstávek (vodivost se neobnoví na původní hodnotu) by mohlo docházet k dlouhodobější kolmataci, způsobené postupným poklesem hydraulické vodivosti.

Obecně je patrné, že nižší množství přivedených NL na povrch filtru vede k menšímu snížení hydraulické vodivosti u všech těles. U těles s hrubozrnnými materiály navíc k nižší účinnosti odstranění NL.

Průběh změřených nasycených hydraulických vodivostí frakcí 4–8 mm a 2–4 mm ve zkušebních tělesech 1–French VF–1 a 2–French VF–1 byl po dobu testování téměř srovnatelný. Nasycená hydraulická vodivost je označena v grafu $k_{s,0,1(2)–French\ VF–1}$, nabývajících hodnot 6,0 m s^{-1}, resp. 6,3 m s^{-1}. Z grafického porovnání (Obr. 70) je patrné, že při přivedeném množství 1 252,4 g m^{-2} během 1. zatěžování byl k_s u 1–French VF–1 snížen o 6,0 · 10^{-3} m s^{-1}, u 2–French VF–1 bylo snížení téměř srovnatelné, o 6,3 · 10^{-3} m s^{-1}. V následujících cyklech bylo přiváděné množství NL postupně snižováno z 558,9 až po 370,9 g m^{-2}. Na konci druhé fáze zatěžování byl k_s pro obě tělesa srovnatelný 4,2 · 10^{-6} m s^{-1}, resp. 3,7 · 10^{-6} m s^{-1}. Na konci třetí fáze zatěžování byl k_s pro 2–French VF–1 roven téměř původní neovlivněné hodnotě. Po čtvrté fázi zatěžování byly hydraulické vodivosti obou těles opět srovnatelné 6,6 · 10^{-4} m s^{-1} (1–French VF–1), resp. 5,5 · 10^{-4} m s^{-1} (2–French VF–1).



Obr. 70 Pokles nasycené hydraulické vodivosti po fázích zatěžování pro těleso 1–French VF–1 a 2–French VF–1

Výsledky dále naznačovaly, že srážky zvyšovaly *HLR* a zpomalovaly vysychání a odvodňování těles a kalové vrstvy. Na druhou stranu mohly srážky přispět i ke zvyšování k_s. Kapky mohly rozrušovat vysychající kalovou vrstvu, a tak mohlo docházet ke zvyšování hydraulické vodivosti. Tento aspekt nebyl v této práci řešen a mohl by být námětem pro další výzkum.

6.2 Uvedení výsledků do kontextu

Zahraniční literatura (Molle, 2005; Nivala, 2012) potvrzuje vysokou účinnost přírodních ČOV francouzského systému při odstraňování NL často přesahující 90 %. Článek (Langergraber, 2003) zaměřující se na mechanismy kolmatace v jednostupňových vertikálních filtrech uvádí jako klíčový faktor pro rozvoj kolmatace zatížení NL. Dále uvádí, že při zatížení vyšším než 0,1 m d^{-1} při koncentraci NL 32 až 298 mg l^{-1} došlo k rychlému ucpání hlavní filtrační vrstvy, což odpovídá zjištěním o vlivu přísunu NL na vznik kalové vrstvy v této práci. Obnovení hydraulické vodivosti po klidové fázi bylo podle Langergrabera (2003) dosaženo za 14 dní, což je srovnatelné s výsledky poloprovozního testování. Pro TK fr. 0–4 mm při přivedeném množství NL 627,1 – 345,9 g m^{-2} byla zjištěna doporučená odstávka 14 dní. Článek rovněž zdůrazňuje důležitost klidových fází pro obnovu průchodnosti filtru, což potvrzují i dosažené výsledky poloprovozního testování.

Výsledky prokazovaly pokles účinností odstranění NL na 1. stupni francouzských filtrů po proběhlém období odstávky. U obou materiálů bylo zaznamenáno snížení účinnosti. Na začátku

nové fáze zatěžování bylo průměrné snížení, během celého poloprovozního testování, 47 % pro těleso 1–French VF–1, pro těleso 2–French VF–1 se jednalo o průměrné snížení 27 %. Obdobný průběh nebyl doposud popsán ani v zahraničních publikacích. V článku (Arévalo-Durazno, 2023) je uvedeno, že účinnost odstranění NL nebyla výrazně ovlivněna zvýšením *HLR*. I v provedeném poloprovozním testování zvýšené *HLR* vlivem srážek nepoznamenalo účinnost odstranění NL, což naznačuje, že hlavní mechanismus odstranění NL, tj. mechanická filtrace, nebyla deštěm ovlivněna. V zahraniční literatuře rovněž doposud chybí data o popisu nástupu účinnosti odstranění NL u francouzských filtrů bez vytvořené kalové vrstvy. Jak je ale z diplomové práce patrné, pro účinné odstranění NL je kolmatace naprosto zásadní.

Výsledky poloprovozního testování byly srovnány s provozovanými přírodními ČOV v Bukově a v Závadě. Na obou čistírnách je odstranění NL poměrně vysoké. Odstranění NL je docíleno již provedenými úpravami na prvním stupni na čistírně v Bukově nebo výměnou materiálu druhého stupně v Závadě. Nízké odstranění NL na prvním stupni francouzského filtru se projevuje kolmatací stupně navazujícího. Jedná se o snížení hydraulické vodivosti a tím i snížení infiltrace. Na čistírně dochází ke stavu, kdy k_s filtru poklesne natolik, že se na povrchu začne tvořit hladina. V takovémto havarijním stavu může dojít i k přetečení obvodových hrází filtru a úniku OV na přilehlý terén. Nefunkční první stupeň se může propsat i do dalších ukazatelů sledovaného znečištění ve chvíli, kdy dojde k ucpání stupně navazujícího.

Při poloprovozním testování bylo pozorováno, že se kalová vrstva tvořila u všech těles pouze na jejich povrchu či těsně pod povrchem. Povrchová kolmatace představovala pro 1. stupeň francouzského filtru riziko, protože při porušení tenké kalové vrstvy se *HRT* zkracovala a účinnost odstranění NL klesala. Pro 2. stupně francouzských filtrů se však jednalo o přednost. Při dostatečné odstávce je kal na povrchu hlavních filtračních stupňů schopen mineralizovat, čímž dojde k celkové obnově hydraulické vodivosti filtru. Práce přináší nové poznatky nejen o vývoji kolmatace, ale také praktická doporučení pro provoz přírodních čistíren v České republice.

6.3 Vyhodnocení stanovených hypotéz

V kapitole jsou vyhodnoceny hypotézy stanovené na začátku řešení diplomové práce. Hypotézy byly vytvořeny pro tělesa představující první a druhý stupeň francouzského systému a jednostupňový vertikální filtr přírodních ČOV.

6.3.1 I. hypotéza

Pro těleso 1–French VF–1 nebyla hypotéza potvrzena. Během celého poloprovozního testování bylo dosaženo pouze v jednom měření maximální účinnosti odstranění 91 % při přivedeném množství NL 413,3 g m^{-2}. U tělesa 2–French VF–1 byla hypotéza potvrzena pouze v jednom případě. Účinnost 99,5 % odstranění nastala při přivedeném množství NL 821,6 g m^{-2}.

6.3.2 II. hypotéza

Hypotéza se týkala pozitivního vlivu kalové vrstvy na účinnost odstranění NL u těles 1–French VF–1 a 2– French VF–1. Během celého poloprovozního testování byla na povrchu filtrů vytvořena pouze tenká kalová vrstva. Pro těleso 2– French VF–1 platilo, že čím vyšší kalová vrstva se na povrchu tělesa na základě přivedeného množství NL na filtru vytvořila, tím nižší byla odtoková koncentrace NL, což znamenalo vyšší účinnost odstranění. U tělesa 1–French VF–1 nebyl závěr jednoznačný, protože i při relativně nízkém přítokovém množství 413,3 g m^{-2} NL na filtr byla účinnost odstranění 91 %.

6.3.3 III. hypotéza

Efektivnější obnovení nasycené hydraulické vodivosti při porovnání těles 3–French VF–2 a 5–VF–SS probíhalo u 3–French VF–2. Tohoto výsledku bylo dosaženo při stejném provozním nastavení, tzn. během každé fáze klidu byly nastaveny stejně dlouhé doby odstávek a během fází zatěžování bylo stejné přítokové množství NL. Koeficient k_s se u tělesa s použitým TK fr. 0–4 mm po celou dobu poloprovozu obnovoval téměř na svou počáteční hodnotu. Zatímco nasycená hydraulická vodivost tělesa s praným RMA fr. 0–5 mm se obnovoval pouze na hodnoty vodivosti poloviční v porovnání s měřením provedeným na kolmatací neovlivněném materiálu. Hypotéza byla potvrzena.

6.3.4 IV. hypotéza

Hypotézu týkající se nástupu kolmatace, která by byla indikována snížením koncentrace O_2 na odtoku u všech hodnocených zkušebních těles, nebylo možné potvrdit ani vyvrátit. Na odtoku se po celou dobu poloprovozního testování u všech těles koncentrace O_2 zvyšovala, a to i při probíhající kolmataci. U jemných materiálů dle očekávaní koncentrace O_2 vzhledem k jejich přirozeným vlastnostem rostla nejrazantněji. Během první fáze zatěžování na tělese s TK 2–4 mm byla kolmatace materiálu doprovázena zvýšenou koncentrací O_2. Hypotézu není možné prokázat kvůli konstantnímu nárůstu koncentrace O_2 na přítoku, který byl způsoben pravidelným ředěním odpadní vody a jejím mícháním (provzdušňováním) před každou dávkou.

6.3.5 V. hypotéza

Při poloprovozním testování byly fáze klidu variabilně dlouhé. Pro vyhodnocení hypotézy byly brány v úvahu doby odstávek 13 a 11 dní. Při odstávce 13 dní a přivedeném množství NL na tělesa 1–French VF–1 a 2– French VF–1 1 252,4 g m^{-2} byla nasycená hydraulická vodivost obnovena ze 39 %, resp. 50 %. U těles 3–French VF–2 a 5–VF–SS byl při přivedeném množství NL 627,1 g m^{-2} k_s obnoven z 89 %, resp. 38 %. Při odstávce 11 dní při přivedeném polovičním množství NL 558,9 g m^{-2} bylo dosaženo obnovení z 55 % u tělesa s fr. 4–8 mm a pouze 14 % u tělesa s fr. 2–4. U jemnějších materiálů bylo také přivedeno nižší množství NL 345,9 g m^{-2}, přičemž koeficient k_s se u těles 3–French VF–2 a 5–VF–SS obnovil za 11 dní ze 100 %. Při vyšším zatížení těles se hydraulická vodivost za 10 dní neobnovila na své původní hodnoty měřené na nezanesených materiálech. Hypotézu nelze jednoznačně potvrdit a je patrné, že délka odstávky je významně závislá na stupni kolmatace filtru.

6.4 Přínos práce pro praxi

Hlavní přínos práce pro praxi je v návrhu provozní strategie stávajících a nových přírodních ČOV využívající francouzský systém, která by měla zajistit dlouhodobou funkčnost a vysokou účinnost filtračního stupně. Výsledky prokazují vztah mezi nasycenou hydraulickou vodivostí filtračního materiálu, množstvím přivedených NL během fáze zatěžování a délkou fáze klidu. Tento vztah je možným vodítkem, jak provozovat ČOV s francouzskými filtry. Z naměřených výsledků vyplývají možná doporučení pro provoz jednotlivých stupňů francouzského sytému.

6.4.1 První stupeň francouzského systému

Při přivedeném množství NL 1 252,4 g m^{-2} na první stupeň francouzských filtrů během zatěžovacího období bylo zjištěno, že zavedená odstávka 13 dní je příliš dlouhá pro oba testované materiály (fr. 2–4 mm i 4–8 mm). Součinitel hydraulické vodivosti k_s byl za dobu odstávky

obnoven téměř na původní hodnotu. Z tohoto důvodu je doporučeno délku fáze klidu úměrně snížit množství přivedených NL. Využít je možné interval 7 dní, který doporučuje ve své publikaci Langergraber (2019). Hodnoty přivedeného množství NL by neměly dlouhodobě klesnout ve fázi zatěžování pod 400 g m^{-2}, a to právě z důvodu nadměrného nárůstu hydraulické vodivosti při klidové fázi. Na začátku fáze zatěžování by měl k_s u prvních stupňů francouzských filtrů nabývat hodnoty alespoň $1 \cdot 10^{-4}$ m s^{-1}, čímž by měla být zajištěna účinnost odstranění NL alespoň 60 %. Při nízkém přivedeném množství NL <400 g m^{-2} se na povrch hrubých materiálů nevytvoří potřebná kalová vrstva. Podle výše zjištěných informací pak NL prostupují hlouběji do filtračního prostředí a při přivedené další dávce vody může dojít k jejich vyplavení z filtru. Tento stav může vést o k vyplavení více NL, než bylo původně zaznamenáno na přítoku filtru. Vysoké množství NL na odtoku z prvního stupně zatěžuje navazující druhý stupeň s jemným materiálem.

Možným řešením počáteční vysoké hydraulické vodivosti materiálu prvního filtračního stupně je jednorázové vytvoření kalové vrstvy, například za pomoci fekálních vozů. Z výsledků poloprovozního testování vyplývá (uvedeno v kapitole 6.1.4), že hodnota hydraulické vodivosti po odstávce je závislá na množství NL přivedených ve vícero předešlých fázích zatížení. Pokud dojde k nárazovému vytvoření kalové vrstvy, potom je možné z dlouhodobého hlediska připustit na přítoku i nižší množství NL (<400 g m^{-2}). Pokud by množství NL během fáze zatěžování bylo menší než 400 g m^{-2} dlouhodobě, potom by bylo zapotřebí snížit dobu odstávek tak, aby nedošlo k celkové mineralizaci kalové vrstvy a úplnému obnovení hydraulické vodivosti. Dalším možným řešením je použití jemnějšího materiálu (DK fr. 2–4 mm), který pro vytvoření kalové vrstvy na povrchu vyžaduje nižší množství NL zhruba 600 g m^{-2} proti štěrkům frakce 4–8 mm, dle kapitoly 6.1.2.

6.4.2 Druhý stupeň francouzského systému a jednostupňový vertikální filtr

U jemných materiálů je naopak regenerace vedoucí k obnovení hydraulické vodivosti materiálu na jeho původní součinitel k_s podstatná. Pokud by mělo být FP dlouhodobě zatěžováno 600 g m^{-2}, je doporučeno pro materiál TK fr. 0–4 mm dodržovat alespoň 14denní odstávku mezi zatěžováními. Pro RMA by byl pravděpodobně vhodnější delší časový úsek, viz kapitola 6.1.4. V případě zatěžování polovičními hodnotami se může doba odstávek pro TK fr. 0–4 mm zkrátit na 11 dní. Pro RMA nebyla doba odstávky určena. Při přítoku R <200 g NL m^{-2} by dle výsledků měla stačit i 5denní odstávka pro oba materiály. Obecně by použití RMA ve filtru mohlo být doporučeno pro přírodní čistírny s vyšším přítokovým zatíženími NL, protože jeho obnovení při vysokých množstvích NL z dosažených výsledků trvalo sice delší dobu, ale zastavilo se na vyšší hodnotě než v případě TK fr. 0–4 mm.

6.4.3 Implementace poznatků

Zjištěné výsledky z poloprovozního testování lze přímo implementovat na sledované čistírny s francouzským systémem čištění OV v obci Závada a Bukov uvedené v kapitolách 2.3 a 2.4.

Přírodní ČOV v Závadě

V Závadě nedochází k tvorbě kalové vrstvy na prvním stupni v důsledku předřazení UN, která zapříčiňuje nižší přítokovou koncentrace NL na FP, než je koncentrace NL v OV ihned za česlemi. Z důvodu nedostatečného odstranění NL, a dokonce i vzhledem k nárustu koncentrace NL za prvním stupněm (DK fr. 4–8 mm), je při stávajícím provozním nastavení přetěžován navazující druhý stupeň francouzského filtru. Průměrná přítoková koncentrace NL na přírodní

ČOV byla v letech 2021 až 2023 118,1 mg l^{-1}, viz Tab. 13. Na základě jednoho rozboru vody za každým technologickým objektem z července 2024 (Tab. 15) a průměrného denního průtoku 53,0 m^3 d^{-1} (*HLR* 0,53 m^3 m^{-2} d^{-1}) během let 2022–2024 bylo vypočítáno přítokové množství NL během 7denní fáze zatěžování na první a druhý stupeň francouzského systému. Na základě výpočtu je na první stupeň během fáze zatěžování přiváděno množství NL 311,1 g m^{-2}, po kterém následuje 14denní odstávka. Na druhý stupeň je přiváděno 811,6 g m^{-2} s navazující 7denní fází klidu.

K obnovení bezproblémového provozu čistírny je zapotřebí dle výsledků poloprovozního testování nejprve docílit zvýšení účinnosti odstranění NL na povrchu prvního stupně FP za pomoci kalové vrstvy. Vzhledem k nízkým přítokovým koncentracím NL se nabízí tři možná řešení problému.

Prvním řešením je prodloužení fáze zatěžování a zkrácení dob odstávek. Fáze zatěžování by měla být prodloužena alespoň na 30 dní za předpokládaného přivedeného celkové množství NL 1 333,2 g m^{-2}. Doba odstávky by pak měla činit 7 dní. Limitem této varianty je, že těleso bude zaneseno až na konci fáze zatěžování a do té doby nebude docházet k významné redukci množství NL. Následkem bude pravděpodobně tvorba kalové vrstvy na 2. stupni bez možnosti obnovy koeficientu k_s. Dalším doporučením je vyřazení UN ze systému, kdy by voda byla za českými čerpána přes rozdělovací šachtu rovnou na FP. Během 30 dní by tímto způsobem došlo k navýšení přivedeného množství NL zhruba o 543,4 g m^{-2}.

Jako druhé řešení se nabízí přivedení kalu přímo na filtry 1. stupně fekálním vozem. Kal by mohl pocházet z domovních septiků nepřipojených producentů. Zásahem by opět došlo k vytvoření kalové vrstvy.

Třetím řešením, které by mohlo vést k potřebné úpravě prvního stupně, by mohla být výměna původního praného DK fr. 4–8 mm za jemnější materiál DK fr. 2–4 mm. Jedná se však o značný zásah a nejnákladnější variantu. Dobrým příkladem je čistírna v Bukově, která díky výměně materiálu dosáhla potřebné účinnosti prvního stupně francouzského systému.

Zlepšením účinnosti 1. stupně by mělo dojít k omezení problémů i na 2. stupni. Pokud by tomu tak nebylo, je doporučeno prodloužit doby fází klidu alespoň na 14 dní (v závislosti na koncentraci NL přitékající vody z prvního stupně). Polovina filtru by byla přetížena, zatímco by se na druhé polovině prodloužila fáze klidu na 14 dní. Předpokladem je celková mineralizace kalu. Při navazující fázi zatěžování by měla OV znovu infiltrovat.

Na základě získaných poznatků z poloprovozního testování bylo na povrch 1. stupně (FP A) v Závadě přečerpán kal z UN (Obr. 71). Zásah měl za cíl kolmatovat FP tak, aby se zvýšila *HRT*. Výsledky v době zpracování diplomové práce však doposud nejsou známé. Problematika bude dále rozvíjena v externím výzkumném projektu podpořeném Technologickou agenturou ČR. Již po vizuálním posouzení v Závadě ale dochází k tvorbě hladiny na prvním stupni filtrů, což je žádoucí.

Obr. 71 Kal z UN čerpán na 1/3 prvního stupně FP v Závadě

Přírodní ČOV v Bukově

Obec Bukov představuje příklad, jak konstrukční úpravou (náhradou hrubé frakce kameniva) vyřešit problematický provoz prvního stupně francouzských filtrů při malých koncentracích NL na přítoku. Jako potenciálně problémové místo zde ale lze označit naopak 2. stupeň francouzských filtrů, na kterém se nachází prané TK fr. 2–4 mm. Výsledky měření odtokové koncentrace za každým objektem čistírny provedené v červenci 2024 dokazují, že za prvním stupněm byla koncentrace NL již pouze 5,9 mg l^{-1}. Na odtoku z čistírny se pak koncentrace NL drobně zvýšila na 13,9 mg l^{-1}. Vzhledem k velmi nízkému množství NL (15,3 g m^{-2}) přivedených během 7denní fáze zatěžování na druhý stupeň filtrů a také pro zajištění konstantně nízkých koncentrací $N–NH_4^+$ by bylo vhodnější použití praného TK fr. 0–4 mm. Využitím jemného materiálu by byla zajištěna potřebná HRT umožňující delší kontakt OV s biofilmem. Díky OV s velmi nízkou koncentrací NL na přítoku jsou ale legislativní limity plněny i při použití hrubozrnného materiálu.

6.5 Limity měření a doporučení

Poloprovozní testování bylo provedeno v exteriéru na pozemku ÚVHK. Vzhledem k obtížným terénním podmínkám bylo limitů poloprovozního testování hned několik. Zhodnocení limitů měření a vytvoření doporučení pro další testování kolmatace hlavních filtračních vrstev přírodních čistíren slouží jako zpětná vazba celého poloprovozního testování. Práce se zabývala pouze účinností odstranění NL, které jsou jen jedním z ukazatelů sledovaného znečištění. Pro komplexní pochopení čištění je zapotřebí provést další poloprovozní testy s více sledovanými parametry tak, abychom byli schopni probíhající procesy pochopit v souvislostech.

6.5.1 Tlaková výška

Zásadní veličinou vstupující do modifikované rovnice používané při měření nasycené hydraulické vodivosti je rozdíl tlakových výšek na přítoku a odtoku Δh. Tento rozdíl byl měřen pomocí svinovacího metru. Nejprve byla změřena výška od předem určené srovnávací roviny, kterou byla betonová část kanálu k výtoku vody z flexibilního potrubí, a pak po hranu válce, kde stála hladina vody. Tyto hodnoty od sebe byly odečteny, čímž byl získán rozdíl tlakových výšek.

Vzhledem k citlivosti výpočtu na rozdílu tlakových výšek Δh (především u hrubozrnných materiálů) jsou pro další měření doporučeny dvě alternativy. Prvním doporučením by mohl být obdobný způsob určení Δh, místo svinovacího metru by však mohlo být využito laserového měřiče vzdálenosti, který by zajistil přesnější určení výšky. Druhou alternativou by mohla být statická ocelová konstrukce, s předem určenou výškou stálé hladiny, umožňující pohyb upevněného flexibilního potrubí ve vertikálním směru. Rozdíl tlakových výšek by pak mohl být odečítán z ocelové konstrukce. Ideální variantou by mohla být kombinace obou doporučení.

6.5.2 Objemy na odtoku

Objemy na odtoku při měření hydraulické vodivosti byly měřeny ručně pomocí odměrného válce a váhy v intervalech 30 min, 1 hod a až do ustálení objemového průtoku, tedy někdy až 7 hod. Zároveň byl k dispozici pouze jeden zdroj přitékající vody. V jeden moment tak bylo možné měřit nasycenou hydraulickou vodivost pouze pro jedno těleso.

Pro snadnější vyhodnocení koeficientu nasycené hydraulické vodivosti k_s a zefektivnění práce měřením více těles najednou je doporučena instalace průtokoměru na přítoku. Na odtoku by mohla být naopak instalovaná odměrná nádoba s hladinovým čidlem, které by zaznamenávalo výšku hladiny v nastaveném časovém kroku. Dále by mohl být instalován hladinoměr zaznamenávající stálou hladinu vody ve zkušebních tělesech, který by byl napojen na redukci průtoku. Pří kolísání hydraulické vodivosti by tak byl schopen udržovat stálou hladinu vody nad filtračním materiálem.

6.5.3 Výpočet ztrát

Vzhledem k potřebě zjištění co možná nejpřesnějšího výsledku objemovému průtoku na výtoku z těles by bylo vhodné započítání místních a třecích ztrát při vyšších rychlostech proudění, ke kterým dochází u hrubozrnných materiálů.

6.5.4 Délka měření nasycené hydraulické vodivosti

Pro přesnější získání nasycené hydraulické vodivosti by byl zapotřebí delší časový úsek měření na počátku a konci fáze klidu. Měření by mělo probíhat do ustálení objemového průtoku. V době odstávky by také bylo vhodné určovat nasycenou hydraulickou vodivost s jednodenním krokem tak, aby byla přesně popsána nutná doba klidové fáze.

7 ZÁVĚR

Diplomová práce se zabývala popisem ucpávání filtračních materiálů přírodních ČOV, konkrétně jednostupňových vertikálních filtrů a dvoustupňových filtrů francouzských. Obecně byly vertikální filtry vybrány z důvodu jejich vysoké účinnosti odstranění běžně sledovaných parametrů znečištění vyskytujících se v české legislativě (BAT limitům). Přestože je francouzský systém ve Francii používán již přes 40 let, na našem území doposud nebyly definovány jasné návrhové a provozní parametry. Několik již postavených čistíren tak bylo provozováno způsobem „pokus, omyl“.

Využití francouzského systému je pro producenty lákavé, a to především z důvodu, že se jedná o méně nákladnou variantu technologie přírodní ČOV, u které nejsou použity usazovací objekty ve stupni mechanického předčištění. Na základě poloprovozního testování práce objasňuje kolmataci filtrů, která probíhá při procesu čištění. Zatímco u 1. stupně francouzských filtrů se jedná o kolmataci řízenou a chtěnou, u 2. stupně nebo u jednostupňových filtrů se jde o proces značně negativní, který snižuje přípustné hydraulické zatížení.

Při řešení diplomové práce byly určeny závislosti nasycené hydraulické vodivosti filtračních materiálů na přítokovém množství nerozpuštěných látek. Na základě těchto poznatků byly navrženy provozní podmínky, které zajistí vysoké účinnosti odstranění nerozpuštěných látek v dlouhodobém horizontu. V rámci práce byl proveden bližší rozbor dvou vybraných čistíren v obci Bukov a Závada, které byly navrženy jako francouzský systém a v současné době se potýkají nebo se v minulosti potýkaly, s provozními problémy.

V poloprovozním testování byly vyhodnoceny čtyři modifikované filtry přírodních čistíren. Jednalo se o zkušební tělesa reprezentující první stupeň francouzských filtrů s drceným kamenivem frakce 4–8 mm a 2–4 mm, dále druhý stupeň a jednostupňový vertikální filtr, ve kterém bylo použito těžené kamenivo frakce 0–4 mm nebo cihelný recyklát frakce 0–5 mm. Během dvouměsíčního experimentálního provozu bylo nastaveno hydraulické zatížení 0,34 m d^{-1} pro drcená kameniva a 0,17 m d^{-1} pro těžené kamenivo a cihelný recyklát. Fáze zatěžování trvala vždy 3 dny a navazovala na ni fáze klidu s variabilní délkou v závislosti na koncentraci nerozpuštěných látek na přítoku. Posouzeny byly tak různé provozní strategie vzájemně se odlišující délkou odstávky zkušebního tělesa.

Z výsledků poloprovozního testování modelových vertikálních filtrů byla nalezena závislost mezi přivedeným množstvím nerozpuštěných látek na filtr a nasycenou hydraulickou vodivostí. Posuzována byla také potřebná doba klidové fáze, kdy filtr není zatížen odpadní vodou a kdy dochází k obnovení jeho hydraulické vodivosti. Dále byla nalezena závislost účinnosti odstranění nerozpuštěných látek na nasycené hydraulické vodivosti filtračního prostředí pro první stupně francouzského systému. Při různém přivedeném množství nerozpuštěných látek v odpadní vodě na konci fáze zatěžování byla maximální účinnost odstranění 91 % při použití drcených kameniv frakce 4–8 mm a účinnost odstranění 98 % u frakce 2–4 mm.

Ve chvíli, kdy budou poznatky implementovány do praxe, bude možné provozovat francouzské systémy dlouhodobě a účinně, což povede k úspoře investičních nákladů spojených s výstavbou sedimentačních objektů nezbytných u filtrů jednostupňových nebo dvoustupňových rakouských. Zároveň bude moci být voda čištěna bez elektrické energie s minimálními provozními náklady, čímž bude technologie dostupná i pro malé producenty odpadních vod. Díky tomuto přístupu dojde ke zlepšení kvality vodních toků a životního prostředí.

8 SEZNAM CITOVANÉ LITERATURY

ABOU-ELELA, Sohair I., G. GOLINIELLI, Enas M. ABOU-TALEB a Mohamed S. HELLAL, 2013. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering* [online]. **61**, 460–468 [cit. 2025-01-15]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.010

ARÉVALO-DURAZNO, María Belén, Jorge Alejandro García ZUMALACARREGUI, Long HO, Andrea NARVÁEZ a Andrés ALVARADO, 2023. Performance of modified first-stage French Vertical Flow Constructed Wetlands under extreme operational conditions. *Water Sci Technol* [online]. **88**(1), 202-232 [cit. 2024-12-17]. Dostupné z: doi:doi.org/10.2166/wst.2023.201

BUKOV, 2013. *Bukov* [online]. 2024 [cit. 2024-10-03]. Dostupné z: https://www.bukov.cz/

CANET MARTÍ, A., B. PUCHER, C. HERNÁNDEZ-CRESPO, M. MARTÍN MONERRI a G. LANGERGRABER, 2018. Numerical simulation of vertical flow wetlands with special emphasis on treatment performance during winter. *Water Science and Technology* [online]. **78**(9), 2019–2026 [cit. 2024-12-19].

ČERPADLA VRCHLABÍ S.R.O., 2016. *HCP AL-01NF 230V s plovákem Kalové čerpadlo* [online]. [cit. 2024-10-20]. Dostupné z: https://www.cerpadlavrchlabi.cz/hcp-al-01nf-230v-s-plovakem-kalove-cerpadlo_z22303/?utm_source=google&utm_medium=cpc&utm_campaign=CZ-PMAX-TOP%20produkty&utm_id=21544366706&gad_source=1&gclid=CjwKCAjwpbi4BhByEiwAMC8JnVbepbJqLxa8d1EALd3L7GCAGpiJLpwVxqW2ILi6JnmBVcmon6LeyRoCPPYQAvD_BwE

ČERPADLA VRCHLABÍ S.R.O., 2020. *PUMPA blue line PSP18-12/0,75l 230V Kalové čerpadlo s plovákem* [online]. [cit. 2024-10-20]. Dostupné z: https://www.cerpadlavrchlabi.cz/pumpa-blue-line-psp18-12-0-75l-230v-kalove-cerpadlo-s-plovakem_z22418/?utm_source=google&utm_medium=cpc&utm_campaign=CZ-PMax-%C4%8Derpadla%7Cboxy%7Cstanice&utm_id=18056263159&gad_source=1&gclid=CjwKCAjwpbi4BhByEiwAMC8JnVQfl-z73CRU-JaaUCeJzWDTJsySLydAo-j53T_yoVDMU34b_bDVahoC3MsQAvD_BwE

ČSN 75 6401: Čistírny odpadních vod pro ekvivalentní počet obyvatel (EO) větší než 500, 2006. 2014.

ČSN 75 6402: Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel, 2017. In: . Tato norma nahrazuje ČSN 75 6402 z února 1998. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2017.

ČSN EN 872 (75 7349), 2005. *Jakost vod - Stanovení nerozpuštěných látek - Metoda filtrace filtrem ze skleněných vláken*. 2005. Český normalizační institut.

DOTRO, Gabriela, Günter LANGERGRABER, Pascal MOLLE, Jaime NIVALA, Jaume PUIGAGUT a Otto STEIN, 2017b. *Biological wastewater treatment series, Volume seven: Treatment wetlands*.

DOTRO, Gabriela, Günter LANGERGRABER, Pascal MOLLE, Jaime NIVALA, Jaume PUIGAGUT, Otto STEIN a Marcos VON SPERLING, 2017a. Treatment Wetlands. *IWA Publishing* [online]. Alliance House, 12 Caxton Street, London SW1H 0QS, UK: IWA Publishing, (7) [cit. 2023-04-08]. Dostupné z: doi:10.2166/9781780408774

GEOPORTÁL ČÚZK, 2004. *Nahlížení do katastru nemovitostí* [online]. [cit. 2024-10-03]. Dostupné z: https://sgi-nahlizenidokn.cuzk.cz/marushka/default.aspx?themeid=3&MarWindowName=Marushka&MarQueryId=6D2BCEB5&MarQParam0=791237&MarQParamCount=1

HACH LANGE S.R.O. *2100Q IS Přenosný turbidimetr (LED), 0-1000 FNU* [online]. [cit. 2024-09-30]. Dostupné z: https://cz.hach.com/turbidimetr/2100q-prenosny-turbidimetr/family?productCategoryId=25046201202

HLAVÍNEK, Petr, Jan MIČÍN, Petr PRAX, Petr HLUŠTÍK a Radim MIFEK, 2006. *Stokování a čištění odpadních vod: Modul 2, Čištění odpadních vod*. Brno. Studijní opora. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební.

HLUŠTÍK, Petr, 2019. Optimalizace návrhových parametrů ČOV v obcích do 2000 EO Optimization design parameters for assessment of WWTP in cities up to 2000 EO. *TZB-info* [online]. **21**(6) [cit. 2024-10-04]. ISSN 1801-4399. Dostupné z: https://voda.tzb-info.cz/likvidace-odpadnich-vod/18593-optimalizace-navrhovych-parametru-cov-v-obcich-do-2000-eo

HUA, G. F., L. LI, Y.Q. ZHAO, W. ZHU a J.Q. SHEN, 2013. An integrated model of substrate clogging in vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Management* [online]. **119**, 67–75 [cit. 2025-01-13].

HUA, G., W. ZHU, L. ZHAO a J.Y. HUANG, 2010. Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: insight from a laboratory study. *Journal of Hazardous Materials* [online]. **180**, 668–674 [cit. 2025-01-13]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.088

INFORMAČNÍ SYSTÉM VEŘEJNÉ SPRÁVY VODA ČESKÉ REPUBLIKY (ISVS – VODA), 2005. Rozvodnice 4. řádu. *Informační systém veřejné správy VODA České republiky* [online]. [cit. 2024-11-19]. Dostupné z: https://www.voda.gov.cz/?page=rozvodnice-4-radu-mapa

Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov: DPS [PDF], 2019. Grania.

KAMENÍČKOVÁ, Ivana, 2006. *Hydropedologie: Hydropedologické praktikum*. Brno. Studijní opora. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny.

Kanalizace a KČOV Závada I. etapa: DPS [PDF], 2018. IGEA.

KAYSER, K. a S. KUNST, 2005. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science & Technolog*. **51**(9), 177–184.

KNOWLES, Paul, Gabriela DOTRO, Joan NIVALA a Joan GARCÍA, 2011. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering* [online]. **37**(2), 99-112 [cit. 2025-01-15]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.08.005

KOWALIK, P., M. MIERZEJEWSKI, P. RANDERSON a H. WILLIAMS, 2019. The effectiveness of pollutant removal from municipal wastewater in vertical flow constructed wetlands. *Linnaeus Eco-Tech* [online]. [cit. 2025-01-17]. Dostupné z: doi:10.15626/eco-tech.2001.024

LANGERGRABER, G., R. HABERL, J. LABER a A. PRESSL, 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*. **48**(5), 25–34.

LANGERGRABER, Guenter, Klaus LEROCH, Alexander PRESSL, Roland ROHRHOFER a Raimund HABERL, 2008. A two-stage subsurface vertical flow constructed wetland for high-rate nitrogen removal. *Water Science and Technology* [online]. **57**(12), 1881–1887 [cit. 2025-01-17]. Dostupné z: doi:doi:10.2166/wst.2008.319

LANGERGRABER, Günter, Dotro GABRIELA, Nivala JAIME a Rirro ANACLETO, 2019. *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands*. Knowledge Unlatched: IWA Publishing. ISBN 9781789060171.

LI, Haiyan, Yihui ZHANG, Liyuan WU, Yi JIN a Yongwei GONG, 2021. Recycled aggregates from construction and demolition waste as wetland substrates for pollutant removal. *Journal of Cleaner Production* [online]. **311** [cit. 2025-01-14]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127766

MERCOIRET, Léa, 2010. Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités. *ONEMA and Cemagref* [online]. Lyon, France [cit. 2024-11-26]. Dostupné z: https://www.epnac.fr/content/download/4015/36254?version=1

MISHRA, Sudeep Kumar, Sanket DEY CHOWDHURY, Puspendu BHUNIA a Arindam SARKAR, 2024. Clogging in subsurface flow constructed wetlands: Mechanisms, influencing factors, measurements, modelling, and remediation. *Ecological Engineering* [online]. **208** [cit. 2024-12-27]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107374

MLEJNSKÁ, Eva, Miloš ROZKOŠNÝ a Dana BAUDIŠOVÁ, 2015. *Optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka. ISBN isbn978-80-87402-44-3.

MOLLE, P., 2014. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology* [online]. **69**(1), 106-112 [cit. 2024-12-17]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.2166/wst.2013.561

MOLLE, P., C. BOUTIN, G. MERLIN, A. LIÉNARD'S a A. IWEMA'S, 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Water Science & Technology* [online]. 51(9):11-21 [cit. 2024-11-25]. Dostupné z: doi:10.2166/wst.2005.0277

MOLLE, Pascal, Rémi LOMBARD-LATUNE, C. RIEGEL, Geneviève LACOMBE, D. ESSER a L. MANGEOT, 2015. French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. *Water Science & Technology* [online]. **71**(10), 1516-1523 [cit. 2025-01-12]. Dostupné z: doi:10.2166/wst.2015.133

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.: Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, 2015. In: .

Nařízení vlády č. 57/2016 Sb.: Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních, 2016. In: .

NIVALA, Jaime, Paul KNOWLES, Gabriela DOTRO, Joan GARCÍA a Scott WALLACE, 2012. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. *Water Research*. **46**, 1625-1640.

ÖNORM B 2505: Kläranlagen - Intermittierend beschickte Bodenfilter ("Pflanzenkläranlagen") - Anwendung, Bemessung, Bau, Betrieb, Wartung und Überprüfung, 2009. Wien: Österreichisches Normungsinstitut. Österreichisches Norm.

PAING, J., V. GAGNON, F CHAZARENC a A GUILBERT, 2015. Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering* [online]. **80**, 46-56 [cit. 2024-12-17]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.029

SINGROVÁ, Veronika, 2021. Kvalita odpadní vody v závislosti na množství kyslíku. *TZB Info* [online]. [cit. 2025-01-17]. ISSN 1801-4399. Dostupné z: https://voda.tzb-info.cz/likvidace-odpadnich-vod/23158-kvalita-odpadni-vody-v-zavislosti-na-mnozstvi-kysliku

Standard DWA-A 262E: Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Planted and Unplanted Filters for Treatment of Domestic and Municipal Wastewater, 2017. In: . German Association for Water, Waste water and waste (DWA). ISBN 978-3-88721-642-9.

TREIN, C., M., M. BANC, K. MACIEJEWSKI, A. DE MORAES MOTTA, R. GOURDON, P. MOLLE, M. GUTIER a M. VON SPERLING, 2020. French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. *Science of the Total Environment* [online]. [cit. 2024-12-17]. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140608

TŮMOVÁ, Tereza, 2022. *Technologie French systems pro přírodní čištění odpadních vod u malých obcí*. Brno, 100 s. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny. Vedoucí práce Ing. Michal Kriška-Dunajský, Ph.D.

UNIPRO-ALPHA, 2021. 572 Přesné váhy. *SPOLEČNOST UNIPRO-ALPHA - autorizovaný dovozce vah KERN pro ČR a SR* [online]. [cit. 2025-01-08]. Dostupné z: https://vahy-kern.cz/produkty/kern-laboratorni-vahy/presne-vahy/572-presne-vahy

VÍT, Oliver, 2022, 2023. *BUKOV – ČOV: Vyhodnocení monitoringu odpadních vod na přítoku a odtoku ČOV v obci BUKOV, bilance znečištění a provozní evidence sledování odpadních vod za rok 2022 a 2023* [pdf]. Nové Město na Moravě.

Vodní zákon: č. 254/2001, 2001. In: .

Vyhláška č. 244/2021 Sb.: Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů, 2021. In: .

WANG, Hanxi, Lianxi SHENG a Jianling XU, 2021. Clogging mechanisms of constructed wetlands: A critical review. *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, (295). ISSN 0959-6526. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126455

WANNER, Jiří, 2017. Čištění odpadních vod v ČR: vývoj a současná situace. *Vodní hospodářství* [online]. **67**(3), 20-25 [cit. 2024-12-17]. Dostupné z: https://vodnihospodarstvi.cz/cisteni-odpadnich-vod-cr/

Zákon č. 274/2001 Sb.: Zákon o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), 2001. In: . 2001.

ZÁVADA, 2024. *Závada* [online]. 2024 [cit. 2024-10-03]. Dostupné z: https://www.zavada.cz/

ZEDNÍK, Ondřej a Michal KRIŠKA–DUNAJSKÝ, 2024b. Hydraulická vodivost filtračních materiálů ze stavebních recyklátů a jejich použitelnost ve vodárenství. *TZB-info* [online]. **26**(34) [cit. 2024-11-26]. ISSN 1801-4399. Dostupné z: https://voda.tzb-info.cz/27311-hydraulicka-vodivost-filtracnich-materialu-ze-stavebnich-recyklatu-a-jejich-pouzitelnost-ve-vodarenstvi

ZEDNÍK, Ondřej, 2023. Přírodní ČOV vyvíjené Ústavem vodního hospodářství krajiny vzbudily zájem v Parlamentu ČR. In: *Fakulta stavební VUT v Brně* [online]. 2024 [cit. 2024-12-19]. Dostupné z: https://www.fce.vutbr.cz/veda-a-vyzkum/uspechy/291

ZEDNÍK, Ondřej, 2024a. *Využití stavebních recyklátů ve vertikálních filtrech s vegetací*. Brno. Disertační práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny.

ZHAO, Fangxing, Xinwen ZHANG, Zhenghe XU, Chengye FENG, Weiyan PAN, Le LU a Wancheng LUO, 2024. Review of hydraulic conditions optimization for constructed wetlands. *Journal of Environmental Management* [online]. School of Water Conservancy and Environment, University of Jinan, Jinan, 250022, China [cit. 2024-11-26]. Dostupné z: doi:10.1016

Zneškodňování odpadních vod v obcích do 2 000 ekvivalentních obyvatel [online], 2009. Ministerstvo životního prostředí České republiky [cit. 2024-11-19]. Dostupné z: https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/0989B086A5D140A7C1257589003ACE96/$file/Metodicka%20prirucka_zneskodnovani%20odpadnich%20vod.pdf. Metodická příručka. Odbor ochrany vod Ministerstva životního prostředí.

9 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1 Schéma jednostupňového vertikálního filtračního pole 20
Obr. 2 Schéma klasického návrhu francouzského systému 22
Obr. 3 Schéma prvního stupně francouzského filtru 23
Obr. 4 Rozklad organické hmoty v aerobních podmínkách 27
Obr. 5 Mapa ČR s vyznačenou obcí Závada 29
Obr. 6 Technologické schéma přírodní čistírny Závada 33
Obr. 7 Filtrační pole A v Závadě 33
Obr. 8 Filtrační pole B v Závadě 34
Obr. 9 Sonda na prvním z trojice filtrů FP A 36
Obr. 10 Tvorba hladiny na povrchu 2. stupně francouzského filtru způsobená kolmatací 37
Obr. 11 Mapa ČR s vyznačenou obcí Bukov 37
Obr. 12 Technologické schéma přírodní čistírny Bukov 41
Obr. 13 Filtrační pole A v Bukově 41
Obr. 14 Filtrační pole B v Bukově 42
Obr. 15 Tvorba kalové vrstvy a provedená sonda na FP A 45
Obr. 16 Schéma měření procesu kolmatace 49
Obr. 17 Schéma propustoměru 50
Obr. 18 Stanovení hydraulické vodivosti 51
Obr. 19 Schéma měření hydraulické vodivosti poklesem hladiny 52
Obr. 20 Filtrační souprava pro měření nerozpuštěných látek 53
Obr. 21 Přenosný turbidimetr HACH 2100Q 54
Obr. 22 Sada digitálního multimetru HQ40D 55
Obr. 23 Schématické zapojení poloprovozního testování na pozemku ÚVHK 56
Obr. 24 Vzorový řez kolonou 57
Obr. 25 Drenážní vrstva testovacích těles a její úprava praním 58
Obr. 26 Odběr odpadní vody z první komory anaerobního separátoru v obci Hlína 59
Obr. 27 Kalové čerpadlo s plovákem použité pro míchání OV 59
Obr. 28 Kalové čerpadlo s plovákem použité pro čerpání vody na tělesa 60
Obr. 29 Počáteční nastavení hydraulického zatížení filtrů 63
Obr. 30 Monitoring během fáze zatěžování, odebrané vzorky k laboratorním analýzám 65
Obr. 31 Denní úhrny srážek pozorované během poloprovozního testování 65
Obr. 32 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 1–French VF–1 68

Obr. 33 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 2–French VF–1 68
Obr. 34 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 3– French VF–2 69
Obr. 35 Závislost zákalu na koncentraci NL pro těleso 5–VF–SS 69
Obr. 36 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 1–French VF–1 70
Obr. 37 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 2– French VF–1 70
Obr. 38 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 3– French VF–2 71
Obr. 39 Počáteční nasycená hydraulická vodivost pro těleso 5–VF–SS 71
Obr. 40 Přítoková a odtoková koncentrace NL na 1–French VF–1 během celého poloprovozního měření 73
Obr. 41 Účinnost odstranění NL (%) v závislosti na přivedeném množství NL (g m^{-2}) u 1–French VF–1 pro dílčí části poloprovozního testování 74
Obr. 42 Průběh ORP na přítoku a odtoku z 1– French VF–1 75
Obr. 43 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku z 1– French VF–1 76
Obr. 44 pH na přítoku a odtoku z 1– French VF–1 77
Obr. 45 Vývoj nasycené hydraulické vodivosti (m s^{-1}) pro 1–French VF–1 78
Obr. 46 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na množství přivedených NL (g m^{-2}) 1–French VF–1 79
Obr. 47 Účinnost (%) odstranění NL v závislosti na nasycené hydraulické vodivosti (m s^{-1}) pro 1–French VF–1 80
Obr. 48 Přítoková a odtoková koncentrace NL na 2–French VF–1 během celého poloprovozního měření 81
Obr. 49 Účinnost odstranění NL (%) v závislosti přivedeného množství NL (g m^{-2}) 2–French VF–1 pro dílčí části poloprovozního testování 82
Obr. 50 Průběh ORP na přítoku a odtoku z 2– French VF–1 83
Obr. 51 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku z 2– French VF–1 84
Obr. 52 pH na přítoku a odtoku z 2– French VF–1 84
Obr. 53 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti čase měření (den) 2–French VF–1 85
Obr. 54 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na množství NL (g m^{-2}) pro 2–French VF–1 86
Obr. 55 Závislost účinnosti odstranění NL (%) na nasycené hydraulické vodivosti (m s^{-1}) pro 2–French VF–1 86
Obr. 56 Průběh ORP na přítoku a odtoku u tělesa 3– French VF–2 90
Obr. 57 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku z tělesa 3– French VF–2 91
Obr. 58 Průběh pH na přítoku a odtoku z tělesa 3– French VF–2 92
Obr. 59 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na množství NL (g m^{-2}) pro 4–French VF–2 93

Obr. 60 Průběh ORP na přítoku a odtoku u tělesa 5–VF–SS 97

Obr. 61 Průběh koncentrace O_2 na přítoku a odtoku pro těleso 5–VF–SS 98

Obr. 62 Průběh pH na přítoku a odtoku z 5–VF–SS 99

Obr. 63 Nasycená hydraulická vodivost (m s^{-1}) v závislosti na přitékajícím množství NL (g m^{-2}) pro 5–VF–SS 100

Obr. 64 Účinnost odstranění NL pro tělesa představující 1. stupeň francouzského filtru 103

Obr. 65 Koncentrace NL během poloprovozního testování spolu se srážkovými úhrny 103

Obr. 66 Koncentrace O_2 během fáze zatěžování 104

Obr. 67 pH během fází zatěžování 105

Obr. 68 Průběh nasycené hydraulické vodivosti během celého poloprovozního testování 1. a 2. stupně francouzského systému 106

Obr. 69 1–French VF–1 po 1. fázi zatěžování (vlevo), 2–French VF–1 po 1. fázi zatěžování (vpravo) 106

Obr. 70 Pokles nasycené hydraulické vodivosti po fázích zatěžování pro těleso 1–French VF–1 a 2–French VF–1 108

Obr. 71 Kal z UN čerpán na 1/3 prvního stupně FP v Závadě 113

10 SEZNAM TABULEK

Tab. 1 Celkové srovnání průměrných ukazatelů kvality vody rozdílných kanalizačních systémů (Hluštík, 2019) 18

Tab. 2 Nejlepší dostupné technologie v oblasti zneškodňování odpadních vod a podmínky jejich použití (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., 2015) 19

Tab. 3 Maximální návrhové zatížení pro francouzský systém čištění OV; převzato a upraveno (Dotro, 2017a; Molle, 2005). 24

Tab. 4 Souhrn procesů podílejících se na odstranění znečištění v jednotlivých filtrech; převzato a upraveno (Langergraber, 2019) 24

Tab. 5 Teoretická nasycená hydraulická vodivost pro rozdílné materiály (Standard DWA-A 262E, 2017; Zedník, 2024a; Zedník, 2024a; Zedník, 2024b) 27

Tab. 6 Hydraulické návrhové zatížení ČOV (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018) 29

Tab. 7 Návrhové látkové zatížení ČOV (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018) 30

Tab. 8 Odtok z UN (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018) 30

Tab. 9 Výpočet redukce znečištěni na prvním stupni francouzského filtru (filtr A) (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018) 31

Tab. 10 Výpočet redukce znečištěni na druhém stupni francouzského filtru (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018) 31

Tab. 11 Skladba filtru A (od shora) (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018) 32

Tab. 12 Skladba filtru B (od shora) (Kanalizace a KČOV Závada I. etapa, 2018) 32

Tab. 13 Výsledky průměrných koncentrací sledovaných ukazatelů znečištění na přítoku a odtoku ČOV v Závadě během let 2021–2023 35

Tab. 14 Průměrné účinnosti odstranění sledovaných ukazatelů znečištění na ČOV v Závadě během let 2021–2023 35

Tab. 15 Rozbory odpadní vody na přírodní čistírně Závada, červenec 2024 35

Tab. 16 Návrhové hydraulické zatížení ČOV (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019) 38

Tab. 17 Návrhové látkové zatížení ČOV (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019) 38

Tab. 18 Výpočet redukce znečištěni na prvním stupni francouzského filtru (FP A) (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019) 39

Tab. 19 Výpočet redukce znečištěni na druhém stupni francouzského filtru (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019) 39

Tab. 20 Návrhová skladba FP A (od shora) (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019) 40

Tab. 21 Návrhová skladba FP B (od shora) (Jednotná kanalizace a obecní čistírna Bukov, 2019) 40

Tab. 22 Výsledky průměrných koncentrací sledovaných ukazatelů znečištění na přítoku a odtoku ČOV v Bukově během let 2021–2024 43

Tab. 23 Výsledky účinnosti odstranění sledovaných ukazatelů znečištění na ČOV v Bukově během let 2021–2024 44

Tab. 24 Rozbory odpadní vody na přírodní čistírně Bukov červenci 2024 44

Tab. 25 Použité materiály v jednotlivých experimentálních tělesech 58

Tab. 26 Nastavení Δh během první etapy 60

Tab. 27 Nastavení rozdílu tlakových výšek Δh na konci fáze klidu při druhé etapy měření 61

Tab. 28 Složení OV na přítoku během poloprovozního testování 62

Tab. 29 Přítokové látkové zatížení v průběhu poloprovozního testování pro tělesa představující 1. stupeň francouzských filtrů (1–French VF–1, 2– French VF–1) a 2. stupeň nebo jednostupňové filtry (3–French VF–2, 4–VF–SS a 5–VF–SS) 62

Tab. 30 Nastavení zatěžování experimentálních kolon 63

Tab. 31 *HLR* během poloprovozního testování 64

Tab. 32 Průběh nasycené hydraulické vodivosti pro 1–French VF–1 během poloprovozního testování 79

Tab. 33 Průběh nasycené hydraulické vodivosti tělesa 2–French VF–1 během poloprovozního testování 85

Tab. 34 1. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 87

Tab. 35 2. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 88

Tab. 36 3. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 88

Tab. 37 4. zatěžování 3–French VF–2; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 89

Tab. 38 Průběh koeficientu k_s během poloprovozního testování pro těleso 3–French VF–2 93

Tab. 39 1. zatěžování 5–VF–SS; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 94

Tab. 40 2. zatěžování 5–VF–SS; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 95

Tab. 41 3. zatěžování 5–VF–SS; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 95

Tab. 42 4. zatěžování 5–VF–SS; kde *U* je účinnost odstranění NL (%); *R* je kumulativní přivedené množství NL (g m^{-2}) 96

Tab. 43 Průběh koeficientu k_s během poloprovozního testování pro těleso 5–VF–SS 100

11 SEZNAM ZKRATEK

1–French VF–1	1. stupeň Francouzského filtru frakce 4–8 mm
2–French VF–1	1. stupeň Francouzského filtru frakce 2–4 mm
3–French VF–2	2. stupeň Francouzského filtru frakce 0–4 mm
4–VF–SS	Jednostupňový vertikální filtr frakce 0–4 mm
5–VF–SS	Jednostupňový vertikální filtr frakce 0–5 mm
BAT	Best Available Techniques, nejlepší dostupné techniky
BSK_5	biochemická spotřeba kyslíku, pětidenní
$CHSK_{Cr}$	chemická spotřeba kyslíku, stanovení dichromanem draselným
CO_2	oxid uhličitý
ČOV	čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
DK	drcené kamenivo
DN	Diameter Nominal, jmenovitá světlost potrubí
EO	ekvivalentní obyvatel určený jako produkce 60 g BSK_5 na jednoho obyvatele za den
EPS	extracelulární polymery
FP	filtrační pole
FTU, ZF_t	Formazin Attenuation Unit, formazinové turbidimetrické jednotky
H_2O	voda
HLR	hydraulické zatížení
HRT	doba zdržení
N_{celk}	celkový dusík
NL	nerozpuštěné látky
$N\text{-}NH_4^+$	amnoniakální dusík
NO_3	dusičnany
O_2	kyslík
OLR	organické zatížení v parametru $CHSK_{Cr}$
ORP	oxidačně-redukční potenciál
OV	odpadní voda
P_{celk}	celkový fosfor
PE	polyethylen
PVC	polyvinylchlorid

RCA	betonový recyklát frakce 0–4 mm
RMA	cihelný recyklát frakce 0–5 mm
SDR	Standard Dimension Ratio, poměr mezi vnějším průměrem a sílou stěny potrubí z PE
TK	těžené kamenivo
UN	usazovací nádrž