



KONFERENCIA MLADÝCH ODBORNÍKOV ZBORNÍK SÚŤAŽNÝCH PRÁC 2023

35. KONFERENCIA MLADÝCH HYDROLÓGOV

24. KONFERENCIA MLADÝCH METEOROLÓGOV, KLIMATOLÓGOV
A ODBORNÍKOV NA KVALITU OVZDUŠIA

22. KONFERENCIA MLADÝCH VODOHOSPODÁROV

**B. Randusová
(Editor)**

Konferencia mladých odborníkov

9. november 2023



**Slovenský hydrometeorologický ústav
Bratislava 2023**

KONFERENCIA MLADÝCH ODBORNÍKOV

Zborník súťažných prác 2023

Všetky súťažné príspevky boli posúdené dvoma odbornými recenzentmi.

Odborní garanti:

RNDr. Paulína Valová pre meteorológiu, klimatológiu a kvalitu ovzdušia

RNDr. Pavol Miklánek, CSc. pre hydrológiu

Ing. Pavel Hucko, CSc. pre vodné hospodárstvo

Organizačný výbor konferencie:

Ing. Danica Lešková, PhD.

Alena Blahová

Mgr. Mária Derková, PhD.

RNDr. Pavol Miklánek, CSc.

Ing. Beata Randusová, PhD.

Ing. Valéria Wendlová

Odborní recenzenti:

doc. RNDr. Martin Gera, PhD.

Mgr. Milan Onderka, PhD.

Ing. Janka Szemesová, PhD.

RNDr. Paulína Valová

RNDr. Pavol Miklánek, CSc.

Ing. Dana Halmová, PhD.

Mgr. Ondřej Ledvinka, PhD.

Ing. Hana Hlaváčiková, PhD.

Ing. Lotta Blaškovičová, PhD.

Ing. Pavel Hucko, CSc.

Ing. Eva Kolesárová

Ing. Miroslav Lukáč, PhD.

Ing. Martin Mišík, PhD.

Ing. Valéria Wendlová

Ing. Ingrid Kušniráková

Rukopisy neprešli jazykovou korektúrou. Za jazykovú úpravu príspevkov zodpovedajú autori.

© Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava 2023

ISBN: 978-80-99929-54-9

EAN: 9788099929549

Citácie:

AUTOR. 2023. Názov článku. In: *Konferencia mladých odborníkov*. Bratislava: Slovenský hydrometeorologický ústav, 2023. ISBN: 978-80-99929-54-9, s. XXX-XXX.

Názov: Konferencia mladých odborníkov

Editor: Ing. Beata Randusová, PhD.

Vydavateľ: Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava

Dátum publikovania: 9. november 2023

Počet strán: 213

Obsah

I. Sekcia mladých meteorológov, klimatológov a odborníkov na kvalitu ovzdušia.....	6
Vplyv vybraných fyzicko-geografických faktorov na znečistenie ovzdušia (<i>Jakub Cimbala</i>)	7
Analýza budúcich zmien krátkodobých úhrnov zrážok v oblasti Malých Karpát (<i>Martin Havlík</i>).....	17
Výsledky zo štatistického zisťovania 2022 zameraného na vykurovanie domácností (<i>Roman Mach</i>)	29
Zhodnotenie skenovacích stratégií veterného lidar (<i>Pavol Nechaj</i>).....	40
Cyklus zrýchlenej aktualizácie v numerickom predpovednom systéme ALADIN/SHMU – validácia a rozšírenie pre rôzne priestorové a časové škály (<i>Martin Petrovič</i>).....	52
Sucho v roku 2022 a jeho dopady na lesné ekosystémy (<i>Jozef Rozkošný</i>).....	65
Klasifikácia umiestnení profesionálnych staníc podľa predpisov Svetovej meteorologickej organizácie (<i>Karol Seják</i>)	73
II. Sekcia mladých hydrológov	84
Analýza databáze GLOFs (<i>Matouš Kovanda</i>).....	85
Exploration of farm pond rainwater harvesting sites (<i>Saeid Okhravi</i>).....	97
Analýza metodiky určenia a hodnotenia kritických bodov z hľadiska tvorby sústredeného povrchového odtoku (<i>Ema Pavlíková</i>)	108
Dezinfekcia odpadových vôd UV žiarením so zreteľom na opätovné využitie v poľnohospodárstve (<i>Filip Takács, Dóra Varjúová</i>)	119
Analýza odtoku dvomi vybraných povodí na ostrově Jamese Rosse, Antarktický poloostrov (<i>Kateřina Vacková</i>)	130
III. Sekcia mladých vodohospodárov.....	143
Tertiary treatment of wastewater from a real wastewater treatment plant for its further use (<i>Jakub Jurík, Livia Staňová, Ronald Zakhar</i>)	144
Evaluation of selected water quality indicators in water reservoir Ružín (<i>Ines Karlovská, Annamária Stankovianska</i>)	154
Optimalizácia prevádzky inžinierskych sietí (<i>Adam Kollár</i>)	166
Annual monitoring of constructed wetland (<i>Tomáš Lukáč</i>)	170
Analýza stavu domových čistiarní odpadových vôd (<i>Martin Meliška</i>).....	178
Evaluating overflowed waters quality and integrated monitoring of combined sewer overflows within the context of urban runoff and rainfall (<i>Maksim Portnov</i>)	183

Wastewater treatment from the pulp and paper industry (<i>Nikola Šoltýsová, Veronika Paprčiaková</i>)	192
Môže sa vyčistená odpadová voda z čistiarní odpadových vôd opätovne využiť v poľnohospodárstve? (<i>Dóra Varjúová, Filip Takács</i>).....	204

I. Sekcia mladých meteorológov, klimatológov a odborníkov na kvalitu ovzdušia

Vplyv vybraných fyzicko-geografických faktorov na znečistenie ovzdušia

Jakub Cimbala

Katedra geografie a geológie, Fakulta prírodných vied,
Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici
Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica
jakub.cimbala@student.umb.sk

Abstrakt

Koncentrácie znečisťujúcich látok v celoročnom období, t. j. január až december v roku 2020, boli analyzované vo vzťahu k nameraným hodnotám rýchlosti vetra a teploty vzduchu a orografii územia. Analyzovali sme dané namerané hodnoty a snažili sme sa nájsť vzťah medzi koncentraciami znečisťujúcich látok a rýchlosťou vetra a teplotou vzduchu. Dáta sme získali z monitorovacích staníc NMSKO a klimatologických staníc nachádzajúcich sa v Prešove a v Banskej Bystrici. Cieľom štúdie je dokázať vplyv rýchlosti a smeru vetra a teploty vzduchu na koncentrácie vybraných znečisťujúcich látok. Na interpretáciu vzťahov sme použili štatistickú analýzu korelácie. Výsledky analýzy ukazujú, že teplota vzduchu, rýchlosť vetra, orografia územia a antropogénna činnosť majú výrazný vplyv na znečistenie ovzdušia.

Kľúčové slová: znečistenie, ovzdušie, rýchlosť vetra, teplota vzduchu, orografia

Abstract

The concentrations of pollutants over the year-round period, i.e. January to December in 2020, were analysed in relation to the measured values of wind speed and air temperature and the orography of the territory. We analyzed the measured values and tried to find a relationship between pollutant concentrations and wind speed and air temperature. We obtained data from NMSKO monitoring stations and climatological stations located in Prešov and Banská Bystrica. The aim of the study is to prove the influence of wind speed and direction and air temperature on concentrations of selected pollutants. We used statistical correlation analysis to interpret the relationships. The results of the analysis show that air temperature, wind speed, orography of the territory and anthropogenic activities have a significant impact on air pollution.

Key words: air pollution, air quality, wind speed, air temperature, orography of the territory

Úvod

Znečistenie ovzdušia priamo ovplyvňuje zdravie a život ľudí. Kontrola kvality ovzdušia patrí k dôležitým aspektom na rozpoznávanie stavu ovzdušia. Znečistenie ovzdušia je celosvetovým problémom druhej dekády 21. storočia, ktorý má vážny toxikologický dopad na ľudské zdravie a životné prostredie (Xie, 2022). Látka znečisťujúca ovzdušie, je taká zložka, ktorá priamo či po zmene podliehajúcim v atmosfére, poškodzuje živé organizmy a nepriaznivo vplyva na životné prostredie (Kalúz, 2005). Znečisťujúce látky v ovzduší sú primárne (z prírodných zdrojov) a sekundárne (vznik v ovzduší pri atmosférických reakciách) (Barančíková, 2009). Je potrebné a dôležité skúmať úrovně znečistenia v ovzduší v mestách z dôvodu ich negatívnych účinkov na zdravie a prijať budúce opatrenia. Medzi skúmané a merané znečisťujúce látky v ovzduší patria prachové častice (PM₁₀, PM_{2.5}), oxid uhoľnatý (CO), oxidy dusíka (NO_x), BaP a rôzne ďalšie. Medzi významné faktory ovplyvňujúce stav znečistenia ovzdušia patrí orografia územia, meteorologické parametre (rýchlosť a smer vetra, teplota, tlak a vlhkosť vzduchu) a socioekonomické faktory (populácia, priemysel, doprava). Fyzicko-geografické a humánno-geografické faktory spolu interagujú, a tým lepšie chápeme čo prispieva k zlej kvalite ovzdušia. Pre interpretáciu výsledkov sme zvolili štatistickú analýzu komparácie veličín: priemerných mesačných hodnôt. Snažili sme sa určiť vzájomný vzťah skúmaných parametrov teploty vzduchu a rýchlosti vetra. Pomocou štatistických metód a jednotlivých štatistických analýz vieme definovať a komparovať vzťah týchto veličín. Korelácia nám ukazuje závislosť medzi dvomi alebo viacerými znakmi v štatistickom súbore. Použili sme jednoduchú koreláciu. Na interpretáciu korelačných koeficientov sme použili Spearmanov koeficient (Mukaka, 2012).

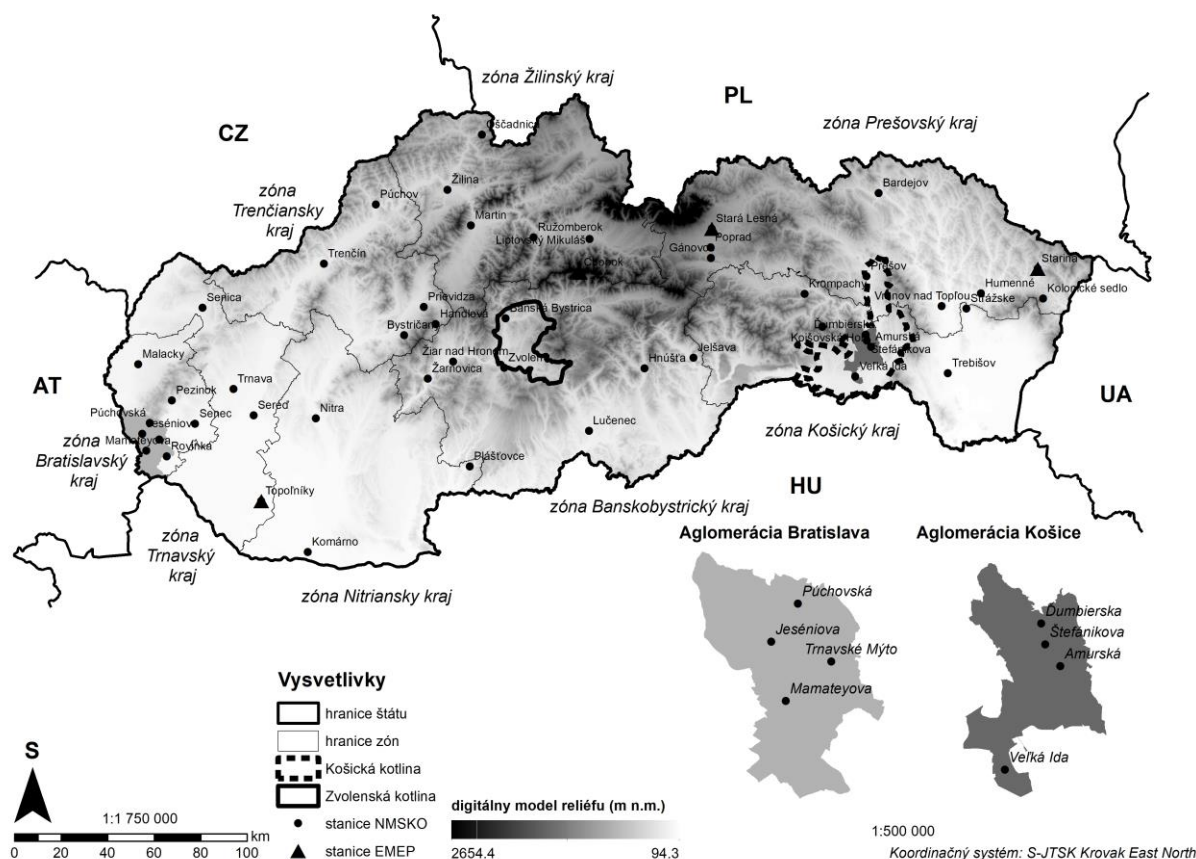
Cieľom tohto príspevku je štatisticky preukázať výrazne pozitívny vplyv rýchlosti vetra a teploty vzduchu na koncentrácie vybraných znečisťujúcich látok v dvoch krajských mestách na Slovensku (Banská Bystrica a Prešov) v roku 2020. Výsledky korelácie teploty a znečisťujúcich látok naznačujú lineárny vzťah a pozitívnu koreláciu (Kalisa, 2018). Vietor patrí medzi najdôležitejšie faktory ovplyvňujúce kvalitu ovzdušia, pretože rozptyľuje znečisťujúce látky, pričom platí, že slabý vietor akumuluje znečisťujúce látky na jednom mieste (Xie, 2022). Intenzívne väčšie rýchlosti vetra môžu prenášať látky znečisťujúce ovzdušie a tým je znečistenie menšie (Xiao *et al.*, 2006, Yassin, 2013, Luo *et al.*, 2018).

Metodika

Výskum sme realizovali v meste Banská Bystrica a v meste Prešov v období rokov 2019-2021. Skúmané územie bolo vybrané z dôvodu štatútu rodného a univerzitného mesta autora práce. Vyhodnocovali sme fyzicko-geografické a humánno-geografické aspekty vybraných krajských miest. Skúmali sme geomorfologické a geologické pomery, populáciu, dopravu a priemysel. Vybrali sme údaje znečisťujúcich látok pre štatistickú analýzu korelácie z roku 2020. V práci porovnávame údaje zo staníc národnej monitorovacej kvality ovzdušia v Banskej Bystrici – Štefánikovo nábrežie a v Prešove – Armádného generála Ludvíka Svobodu. Meracia stanica v Banskej Bystrici (48°44'06" s.g.š.; 19°09'18" v.g.d.) sa nachádza v údolnej časti mesta v blízkosti dopravnej vyťaženej cesty 1. triedy spájajúcu región Horehronie s východom Slovenska, v blízkosti vodného toku Hron a vrchu Urpín. Stanica je lokalizovaná v nadmorskej výške 346 m n.m. a táto oblasť je z pohľadu veterných pomerov, oblasťou so zhoršenými podmienkami. Meracia stanica v Prešove (48°59'33" s.g.š., 21°16'00" v.g.d.) sa nachádza v juhovýchodnej časti mesta vo voľnom priestranstve pri okraji frekventovanej cesty spájajúca regióny severného a južného Slovenska. Táto stanica sa nachádza na okraji frekventovanej cesty s pomerne veľkou intenzitou dopravy, predovšetkým v pracovných dňoch. Stanica je lokalizovaná v nadmorskej výške 252 m n.m. a táto oblasť je z pohľadu veterných pomerov oblasťou so skvelými rozptylovými podmienkami. Vybrané monitorovacie stanice (NMSKO) sú mestské a dopravné. Na týchto staniciach sú merané aj meteorologické parametre, medzi ktoré patrí rýchlosť a smer vetra, teplota a vlhkosť vzduchu (Obrázok 1, Tabuľka 1) (SHMÚ, 2022).

Tabuľka 1: Klimatologické stanice a stanice Národnej monitorovacej siete kvality ovzdušia SHMÚ použité v štúdiu (SHMÚ, 2021)

poloha klimatologickej stanice		Prešov-Vojsko	Banská Bystrica-Zelená
geografické súradnice	geografická dĺžka	21°18'31" v.g.d.	19°7'1" v.g.d.
	geografická šírka	49°1'55" s.g.š.	48°44'1" s.g.š.
	nadmorská výška	307 m n.m.	427 m n.m.
meteorologické parametre		teplota a vlhkosť vzduchu, rýchlosť a smer vetra	
poloha stanice NMSKO		Prešov-Arm.gen.L.Svobodu	Banská Bystrica-Štef. náb.
geografické súradnice	geografická dĺžka	21°16'00" v.g.d.	19°09'18" v.g.d.
	geografická šírka	48°59'33" s.g.š.	48°44'06" s.g.š.
	nadmorská výška	252 m n.m.	346 m n.m.
znečisťujúce látky		častice PM ₁₀ a PM _{2.5} ; oxidy dusíka (NO _x); benzén (C ₆ H ₆); oxid uhoľnatý (CO)	
		oxidy síry (SO _x); benzo(a)pyrény; ťažké kovy (Pb, Cd, Ni, As)	
typ oblasti / typ stanice		U – mestská, T – dopravná	



Obrázok 1: Meracie stanice NMSKO na území Slovenskej republiky (spracovanie autora)

Výsledky

Skúmali sme fyzicko-geografické pomery skúmaných území a vzťahy medzi nimi. Analyzovali sme geologické, geomorfologické, pôdne, morfológicko-morfometrické a klimatické pomery (Tabuľka 3). Porovnávali sme aj socioekonomické pomery založené na dátach o populácii, priemysle a doprave (Tabuľka 2) (SODB, 2021; AK SR, 2002).

Hodnotenie vzájomných vzťahov medzi teplotou vzduchu a koncentráciami znečisťujúcich látok a medzi rýchlosťou vetra a koncentráciami znečisťujúcich látok, sme vytvorili korelačné grafy (s exponenciálnou krivkou). Vybrali sme znečisťujúce látky CO, NO_x a benzén. Platí, že pri pozitívnej korelácii jedna premenná stúpa a druhá klesá. Na hodnotenie sme použili Spearmenov koeficient (Tabuľka 4). Na základe toho sme sa snažili určiť vplyv vybraných meteorologických činiteľov na znečistenie ovzdušia. Hodnotili sme teplotu vzduchu a rýchlosť vetra na koncentrácie v oboch skúmaných mestách. Výsledné hodnoty štatistickej analýzy (korelačnou metódou – vyjadrenou pomocou korelačného koeficientu) sme zosumarizovali a sú uvedené nižšie (Tabuľka 5).

Monitorovacia stanica kvality ovzdušia v meste Prešov sa nachádza v centrálno-karpatskej paleogénnej panve Západných Karpát s časťou mesta v neogénnej sedimentárnej panve a v malej časti v neogénnych vulkanitoch, s pieskovecami, vápnitými ílovcami, evaporitmi a prachovcami (Hók *et al.*, 2001). Územie sa nachádza v Podhôrno-magurskej oblasti – Šarišskej vrchovine a Spišsko-šarišským medzihorím; Lučensko-košickej znížene – Košickej kotline (Mazúr a Lukniš, 1978). Mesto sa nachádza v stredne členitej pahorkatine – v nízko položenej kotline (Obrázok 8). Z klimatických pomerov je mesto v teplej oblasti s priemernou teplotou (3,5°C – leto) a (15,8°C – zima), s priemernou rýchlosťou vetra 2,9 m/s⁻¹. Z morfológicko-morfometrických typov reliéfu je mesto menej členité – obklopené zo severu Spišsko-šarišským medzihorím, z východu Slanskými vrchmi a zo západu Šarišskou vrchovinou (AK SR, 2002; Michaeli, 2015).

Monitorovacia stanica kvality ovzdušia v Banskej Bystrici sa nachádza v Hroniku, Fatriku a neogénnej sedimentárnej panve, s ílmi, andezitmi, vápencami a zlepcami či pieskovecami (Hók *et al.*, 2001). Územie sa nachádza v Slovenskom stredohorí – Kremnické vrchy a Zvolenská kotlina a vo Fatransko-tatranskej oblasti – Starohorských vrchoch (Mazúr a Lukniš, 1978). Mesto sa nachádza v silno členitej pahorkatine, veľmi silno členitej vrchovine – v stredne-vysoko položenej kotline (Obrázok 8). Z klimatických pomerov je mesto v miernej teplej až chladnej oblasti s priemernou teplotou (3,3°C - zima) a (15,4°C - leto), s priemernou rýchlosťou vetra 1,6 m/s⁻¹. Z morfológicko-morfometrických typov reliéfu je mesto veľmi členité – zo severu obklopené Nízkymi Tatrami, zo západu Kremnickými vrchmi, z východu Veporskými vrchmi a z juhovýchodu Poľanou (AK SR, 2002; Michaeli, 2015). Mesto je v „uzavretej“ kotline, ktorá je ohraničená pohoriami, čo spôsobuje nízke priemerné ročné rýchlosti vetra do 2 m.s⁻¹ (Polčák a Šťastný, 2009).

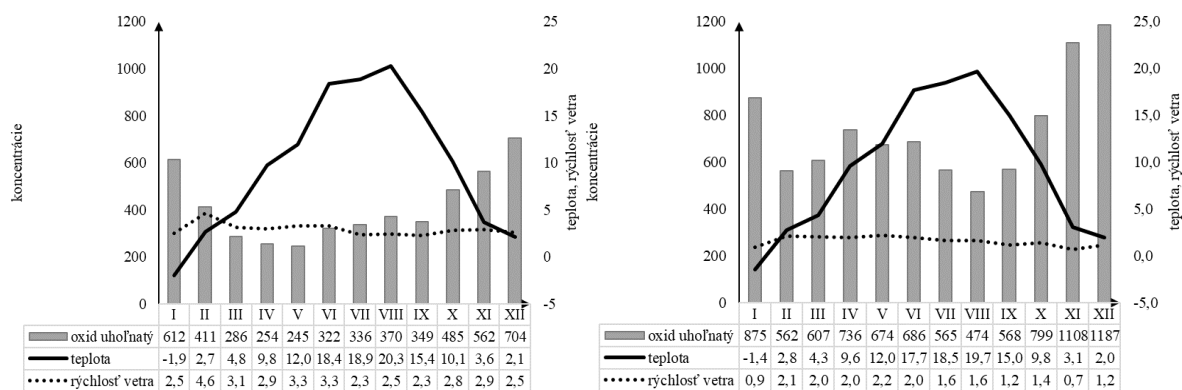
Z humánno-geografických pomerov má mesto Prešov rozlohu 7043ha s počtom obyvateľov 84 824 s hustotou 1204,26 obyv./km². Mesto Banská Bystrica má rozlohu 10 337 ha s počtom obyvateľov 76 018 s hustotou 735,39 obyv./km² (SODB, 2021).

Tabuľka 2: Humánno-geografické pomery skúmaných území (SODB, 2021; ŠÚ SR, 2023, AK SR, 2002)

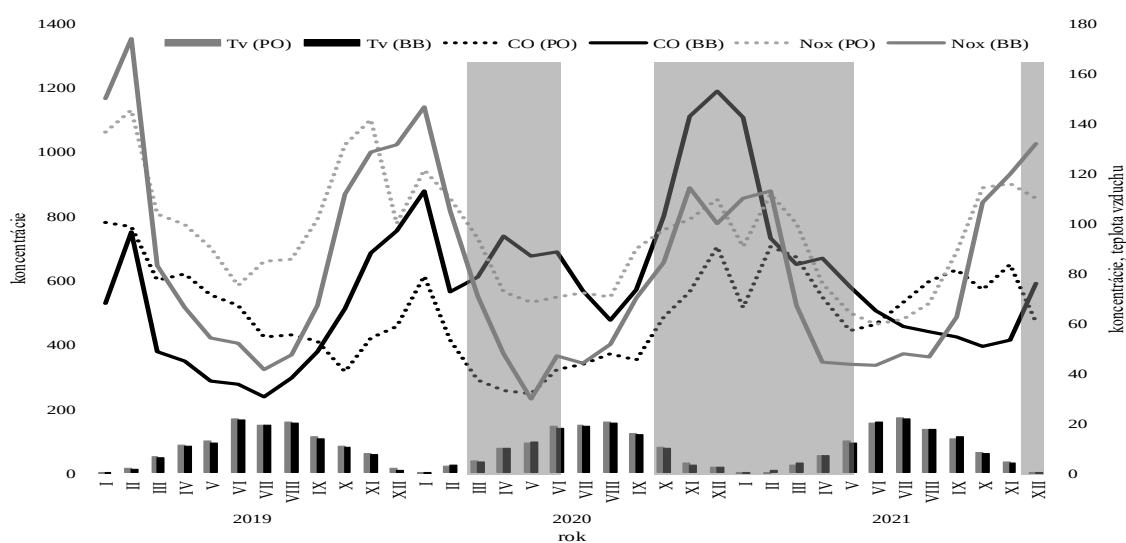
mesto	Prešov	Banská Bystrica
rozloha (ha)	7043	10 337
populácia (počet)	84 824	76 018
(hustota obyvateľstva)	1204.26	735.39
domy/byty (počet)	33 396 / 7708	35 654 / 7708
doprava	68 Košice-(Prešov)-Stará Ľubovňa	66 Poprad-Brezno-(Banská Bystrica)
	18 Michalove-(Prešov)-Žilina	59 (Banská Bystrica)-Donovaly-Ružomberok-Dolný Kubín
	20 Košice-Budimír-(Prešov)	69 (Banská Bystrica)-Sliač-Zvolen
	E50 (D1) Košice-(Prešov)-Trenčín-(Bratislava)	E77 (R1) (Banská Bystrica)-Zvolen-Nitra-Trnava-(Bratislava)

Tabuľka 3: Fyzicko-geografické pomery skúmaných území (AK SR, 2002; Hók et al., 2001; Michaeli, 2015; Mazúr a Lukniš, 1978)

mesto				Prešov		Banská Bystrica	
orografia územia	geologické pomery	tektonické členenie	Z časť – centrálnokarpatská paleogénna panva ZK; V časť – neogénna sedimentárna panva a v malej časti neogénne vulkanity.		Z časť – Hronikum; V časť – Fatrikum; J časť – neogénna sedimentárna panva ohraničená z V strany neogénnymi vulkanitmi;		
		zloženie hornín	Z časť - pieskovce a vápnité ílovce (vrchná krieda – paleogén ZK); V časť – evapority, pieskovce a prachovce (neogén).		J časť – íly, piesky (neogén); Z časť – andezity (neogénne vulkanity); Z až S časť – tmavé vápence, kremence, pieskovce, bridlice (mezozoikum ZK); V časť – tmavosivé vápence (mezozoikum ZK), zlepenice, pieskovce (mladšie paleozoikum VK).		
	geomorfologické pomery		Z časť – Podhôrno-magurská oblasť – Šarišská vrchovina (Sedlická brázda) a Spišsko-šarišské medzihorie (Šarišské podolie); V časť – Lučensko-košická zníženina – Juhoslovenská kotlina (Košická kotlina – Toryská pahorkatina).		Z, V a J časť – Slovenské stredohorie – Kremnické vrchy (Malachovské predhorie, Flochovský chrbát) a Zvolenská kotlina (Sliáčska kotlina, Bystrická vrchovina, Bystrické podolie, Zvolenská pahorkatina); S časť – Fatransko-tatranská oblasť – Starohorské vrchy (Kordická brázda).		
	morfológico-morfometrické pomery		Centrálna a V časť – mierne členitá pahorkatina; JV časť – stredne až silno členitá pahorkatina; riečka Torysa a Sekčov – nerozčlenená rovina; nízko položená kotlina.		Centrálna časť – mierne až silno členitá pahorkatina; Z, JV a časť centrálnej časti – silno až veľmi silno členitá vrchovina; S až Z časť – silno až veľmi silno členitá nízka hornatina; riečka Hron – nerozčlenená rovina; stredne-vysoko položená kotlina.		
	najvyšší ↑ a najnižší bod ↓ (m n.m.)		↑ Malkovská hôrka (481) ↓ riečka Torysa (255)		↑ Stará Kopa (713) ↓ Štadlerovo nábrežie (336)		
	pôdne pomery	pôdne typy	centrálna časť –fluvizeme; Z časť – kambizeme a hnedozeme; V časť – čiernice a pseudogleje;		okrajová časť mesta – kambizeme centrálna časť – rendziny, pseudogleje a fluvizeme.		
		pôdne druhy	hlinitá s výbežkami v centrálnej časti ílovito-hlinitej a v menších častiach JV a Z hlinito-piesčitá; S, V a Z časť – stredne kamenitá.		Hlinitá s malými výbežkami v centrálnej a S časti ílovito-hlinitej; J časť – piesčito-hlinitá; JZ časť – stredne kamenitá.		
klimatické pomery	klimatická oblasť		Centrálna časť až V časť – mierne teplá, teplá (mierne vlhká) – pahorkatinová až vrchovinová; teplá oblasť		Z časť – mierne chladná; Centrálna časť až V časť – mierne teplá; mierne teplá až chladná oblasť.		
	teplota vzduchu		zima	leto	zima	leto	
			3.5 °C	15.8 °C	3.3 °C	15.4 °C	
rýchlosť a smer vetra		2.9 m.s ⁻¹ (smer severný)		1.6 m.s ⁻¹ (smer severný)			



Obr. 2: Teplota vzduchu a koncentrácie vybraných znečisťujúcich látok v ovzduší (CO) v Prešove (vľavo) a v Banskej Bystrici (vpravo) rok 2019-2021 (spracovanie autora: SHMÚ, 2021)



Obr. 3: Graf koncentrácií CO a NO_x a teploty vzduchu v Prešove a v Banskej Bystrici rok 2019-2021 (spracovanie autora: SHMÚ, 2021)

Na interpretáciu vzťahu rýchlosti vetra a teploty s koncentraciami znečisťujúcich látok sme použili Spearmanov koeficient (Tabuľka 4). Analyzovali sme parametre, ktoré sú uvedené v Tabuľke 5. Môžeme sledovať, že najvýznamnejšie korelácie sú v oboch sledovaných mestách pri koncentraciách benzénu a oxidov dusíka s teplotou vzduchu. To môžeme pozorovať aj na Obrázkoch 4, 5, 6.

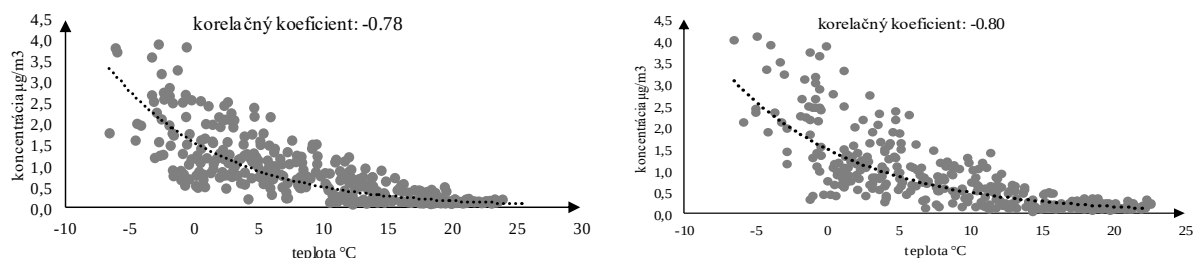
Tabuľka 4: Interpretácia korelačného koeficientu R (Spearmanov koeficient) (Mukaka, 2012)

hodnoty korelácie	význam korelácie
0.91 až 1.00 / -0.91 až -1.00	veľmi vysoká pozitívna / veľmi vysoká negatívna
0.71 až 0.90 / -0.71 až -0.90	vysoká pozitívna / vysoká negatívna
0.51 až 0.70 / -0.51 až -0.70	stredná pozitívna / stredná negatívna
0.31 až 0.50 / -0.31 až -0.50	nízka pozitívna / nízka negatívna
0.00 až 0.30 / -0.00 až -0.30	zanedbateľná

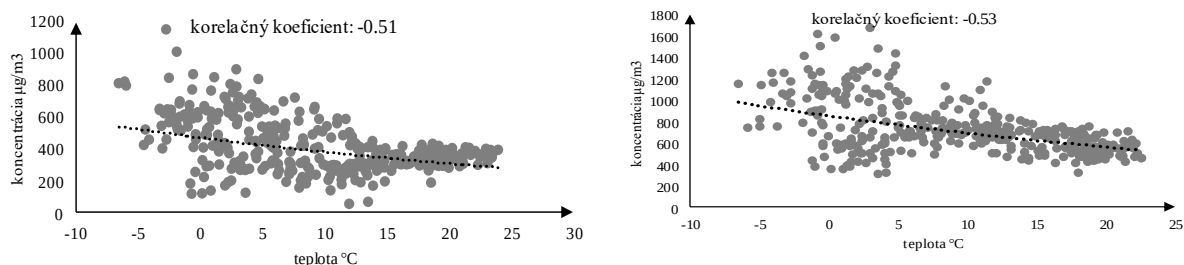
Tabuľka 5: Korelačné koeficienty R (Spearmanov koeficient) koncentrácií znečisťujúcich látok na vybrané meteorologické parametre v Prešove a v Banskej Bystrici (1.1-31.12.2020) (SHMÚ, 2021)

zn.l.	p.	mesto	R	význam korelácie	mesto	R	význam korelácie
PM ₁₀	T _V	Prešov	-0.36	nízka negatívna	Banská Bystrica	-0.39	nízka negatívna
	R _V	Prešov	-0.31	nízka negatívna	Banská Bystrica	-0.48	nízka negatívna
PM _{2.5}	T _V	Prešov	-0.45	nízka negatívna	Banská Bystrica	-0.57	stredná negatívna
	R _V	Prešov	-0.27	zanedbateľná	Banská Bystrica	-0.44	nízka negatívna
CO	T _V	Prešov	-0.51	stredná negatívna	Banská Bystrica	-0.53	stredná negatívna
	R _V	Prešov	-0.27	zanedbateľná	Banská Bystrica	0.44	nízka pozitívna
NO _x	T _V	Prešov	-0.37	nízka negatívna	Banská Bystrica	-0.52	stredná negatívna
	R _V	Prešov	-0.37	nízka negatívna	Banská Bystrica	-0.52	stredná negatívna
C ₆ H ₆	T _V	Prešov	-0.78	vysoká negatívna	Banská Bystrica	-0.80	vysoká negatívna
	R _V	Prešov	-0.14	zanedbateľná	Banská Bystrica	-0.44	nízka negatívna

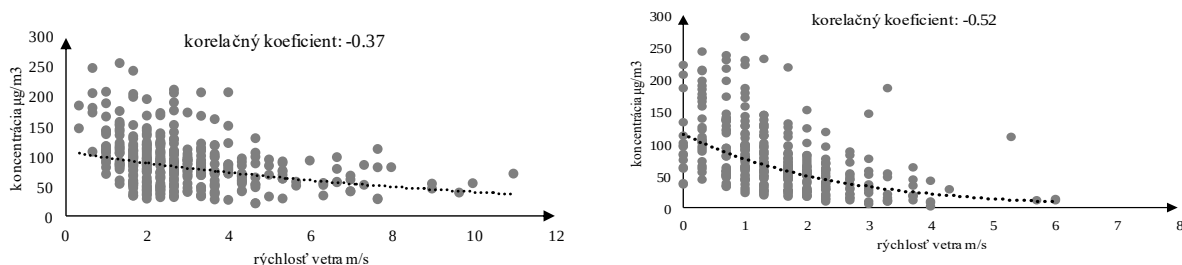
*T_V – teplota vzduchu, R_V – rýchlosť vetra



Obr. 4: Korelačný graf teploty vzduchu a koncentrácií benzénu – Prešov (vľavo), Banská Bystrica (vpravo) (spracovanie autora: SHMÚ, 2020)

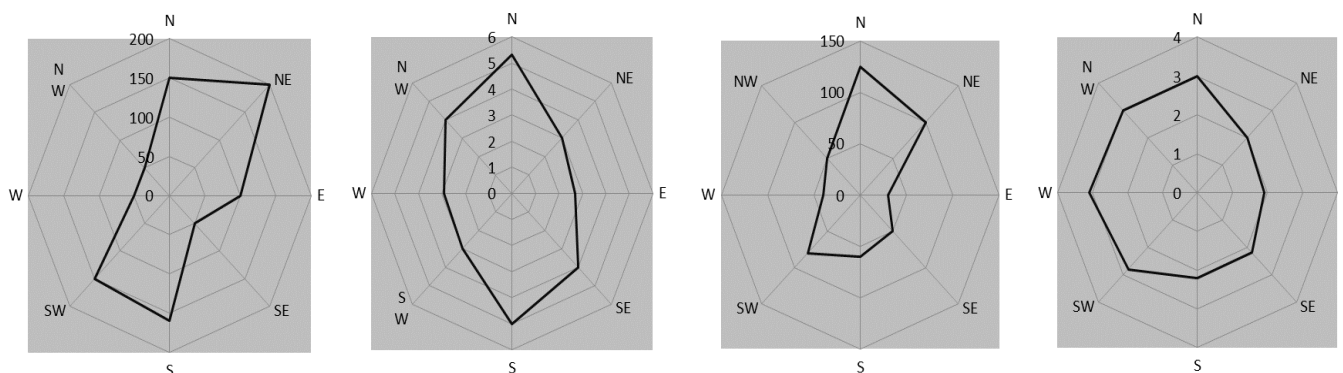


Obr. 5: Korelačný graf teploty vzduchu a koncentrácií CO - Prešov (vľavo), Banská Bystrica (vpravo) (spracovanie autora: SHMÚ, 2020)

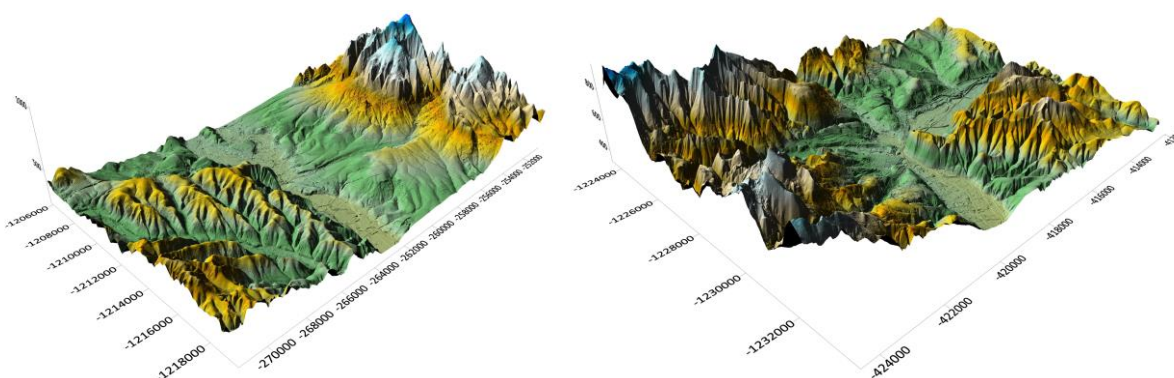


Obr. 6: Korelačný graf teploty vzduchu a koncentrácií NO_x – Prešov (vľavo), Banská Bystrica (vpravo) (spracovanie autora: SHMÚ, 2020)

V geografii je pre nás podstatné vnímať geopriestorové údaje. Rýchlosť a smer vetra je v tomto prípade podstatne nevyhnutná. V Košickej kotline (Prešov) sú rýchlosti vetra do 5 m.s^{-1} naopak vo Zvolenskej kotline (Sliac) (Banská Bystrica) sú rýchlosti vetra do 3 m.s^{-1} a početnosťou smerov vetra prevláda severný až severovýchodný vietor (obr. 7) (Polčák, 2009).



Obr. 7: Početnosť výskytu smerov vetra v % v intervale $\geq 0 \text{ m.s}^{-1}$ Prešov (prvé vľavo) Banská Bystrica (tretie vľavo), priemerná rýchlosť vetra v m.s^{-1} v intervale $\geq 0 \text{ m.s}^{-1}$ Prešov (druhé vľavo) Banská Bystrica (štvrte vľavo) (Polčák, 2009)



Obr. 8: Model orografie územia mesta Prešov (vľavo) a mesta Banská Bystrica (vpravo) (spracovanie autora: Surfer 16, LLS ÚGKK SR, 2021)

Diskusia

Na hodnotenie vzťahov medzi teplotou vzduchu a rýchlosťou vetra sme si vybrali koncentrácie znečisťujúcich látok oxidu uhoľnatého, oxidov dusíka, benzénu a prachových častíc. Úrovne koncentrácií sú najvyššie v zime a najnižšie v lete. Inverzia teploty vzduchu a slabý vietor akumulujú znečisťujúce látky počas dlhšej doby. Preto sme vybrali dve monitorovacie stanice kvality ovzdušia v meste Prešov a v meste Banská Bystrica. Obrázok 2 prezentuje výsledky priemerných mesačných hodnôt rýchlosti vetra, teploty vzduchu a koncentrácií oxidu uhoľnatého v jednotlivých mesiacoch v závislosti od meteorologických podmienok. Analýzou sme zistili, že pri nízkych rýchlostiach vetra boli pozorované vyššie hodnoty koncentrácií oxidu uhoľnatého. Pri analýze údajov za 12 mesiacov si však možno všimnúť pravidlo, že pri nízkych rýchlostiach vetra sú koncentrácie oxidu uhoľnatého vyššie (obdobie zimy). Počas leta sa vykuruje menej a tým je emitovanie častíc v menšej miere čo predstavuje menej znečistenia. Vyhodnotením geologických pomerov oboch skúmaných území sme zistili rozdiely v morfológicko-morfometrickej stavbe územia. Banská Bystrica je výrazne členitá a ohraničená vyššími pohoriami, nachádza sa v kotline, kde prevládajú nízke rýchlosti vetra, zároveň patrí k najchladnejším kotlinám na Slovensku. Naopak mesto Prešov je menej členité a ohraničené

pohoriami z východu a zo západu, čo umožňuje väčšie rýchlosti vetra a tým má kotlina lepšie rozptyľové podmienky. Namerané koncentrácie oxidu uhoľnatého v porovnaní oboch miest sa výrazne líšia. Z korelačných grafov je nám zrejmé, že poklesom teploty sa koncentrácie zvyšujú. Očakávali sme zvýšené koncentrácie oxidu uhoľnatého v ovzduší v roku 2020, v dôsledku prevažne núdzových stavov a intenzívnejším vykurovaním. Zvýšené koncentrácie znečisťujúcich látok v ovzduší v zimnom období sú dôsledkom nízkej teploty, dôvodom je kumulácia týchto látok v nižšej vrstve atmosféry.

Záver

V tejto štúdii sme sa snažili preukázať vplyv rýchlosti vetra a teploty vzduchu na znečistenie ovzdušia. Na znečistenie ovzdušia má vplyv viac faktorov, medzi ktoré patrí orografia územia, klimatické podmienky, antropogénna činnosť (doprava, priemysel, populácia a vykurovanie bytov a domov). Zistili sme, že orografia územia má výrazný vplyv. Uvedomujeme si, že nie je možné z hľadiska fyzicko-geografických aspektov porovnávať tieto dve kotliny – výber týchto miest bol založený na štatúte univerzitného a rodného mesta. Po vyhodnotení fyzicko-geografických faktorov sme zistili a potvrdili hypotézu vplyvu rýchlosti vetra a teploty vzduchu na znečistenie ovzdušia. Pomocou korelačných grafov sme zistili, že s narastajúcou teplotou vzduchu a rýchlosťou vetra koncentrácie vybraných znečisťujúcich látok klesajú. Súčasne, ak porovnáme tieto dve mestá, vplyv vetra na znečisťujúce látky je v meste Prešov výraznejší – vplyvom vyšších rýchlostí vetra a preukázali sme pozitívny vplyv sledovaných parametrov. Všetky sledované parametre mali negatívny koeficient s hodnotami od -0.31 až do -0.80. Monitorovacie stanice kvality ovzdušia sa nachádzajú v blízkosti dopravných ciest a preto je pravdepodobné, že zdrojom oxidu uhoľnatého, oxidov dusíka, benzénu a iných sledovaných znečisťujúcich látok je prevažne doprava. Na základe korelačných grafov teploty a koncentrácií je zrejmé, že v zime sú koncentrácie v maximách a v lete v minimách. Príčinou tohto stavu môže byť prevažne intenzívnejšie vykurovanie bytov a domov a využívanie dopravných prostriedkov. Rýchlosť vetra rovnako interaguje na znečistení ovzdušia. Nesmieme zabudnúť, že pri skúmaní znečistenia ovzdušia je dôležité skúmať viaceré parametre, ktoré spolu interagujú. Orografia územia, klimatické pomery či antropogénna činnosť prispieva k tomuto stavu. Pri výskume znečistenia ovzdušia je potrebné zohľadniť všetky tieto parametre.

Podakovanie

Autor by chcel poďakovať vedúcej práce Mgr. Lenke Balážovičovej, PhD. za odbornú pomoc pri analýzách dát a za odborné vedenie štúdie. Chcem poďakovať pracovníkom Slovenského hydrometeorologického ústavu za poskytnutie údajov. Údaje tejto štúdie boli získané od pracovníkov Slovenského hydrometeorologického ústavu prostredníctvom monitorovacích staníc národnej monitorovacej siete kvality ovzdušia a klimatologických staníc z mesta Banská Bystrica a mesta Prešov.

Použitá literatúra

Atlas krajiny Slovenskej republiky, 2002

Barančíková, G. 2005: *Chémia životného prostredia*, Prešov: Prešovská univerzita v Prešove, 1-250. ISBN 978-80-555-0082-9

Hók, J., Kahan, Š., Aubrecht, R. 2001: *Geológia Slovenska*. Bratislava: Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, 1-49. ISBN 80-223-1592-3

Kalisa, E., Fadlallah, S., Amani, M., Nahayo, L., Habiyaremye. 2018: *Temperature and air pollution relationship during heatwaves in Birmingham, UK*. Sustainable Cities and Society, 43, 111-120

Kalúz, K. 2005: *Kvalita ovzdušia*. 1. vydanie, Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 1-88

Luo, M., Hou, X., Gu, Y., Lau, N., Yim, S.H. 2018: *Trans-boundary air pollution in a city under various atmospheric conditions*. Science of The Total Environment, 618, 132-141

Mazúr, E., Lukniš, M. 1978: *Regionálne geomorfologické členenie SSR*, Geografický časopis, 30 (2), 101-125

Michaeli, E. 2015: *Regionálna geografia Slovenskej republiky*. Prešov: Prešovská univerzita v Prešove, 1-134. ISBN 978-80-555-1269-3

Mukaka, M.M. 2012: *A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research*. Malawi Medical Journal, 24 (3), 69-71

Polčák, N., Šťastný, P. 2010: *Vplyv reliéfu na veterné pomery Slovenskej republiky*. Banská Bystrica: Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, 1-132. ISBN 978-80-8083-993-2

Sčítanie obyvateľov, domov a bytov, 2021. Dostupné na internete: <[SODB2021 - Obyvatelia - Základné výsledky \(scitanie.sk\)](https://sodb2021.sk/)>.

SHMÚ, 2022: *Národná monitorovacia sieť kvality ovzdušia – 2022*, 1-214. Dostupné na internete: <shmu.sk/File/oko/hodnotenie/2022_NMSKO.pdf>.

Xiao, F., Brajer, V., Mead, R.W., 2006: *Blowing in the wind: the impact of China's Pearl River Delta on Hong Kong's air quality*. Science of The Total Environment, 367, 96-111

Xie, J., Sun, T., Liu, Ch., Li, L., Xu, X., Miao, S., Lin, L., Chen, Y., Fan., S. 2022: *Quantitative evaluation of impacts of the steadiness and duration of urban surface wind patterns on air quality*. Science of The Total Environment, 850, 157957

Yassin, M.F. 2013: *Numerical modeling on air quality in an urban environment with changes of the aspect ratio and wind direction*. Environmental Science and Pollution Research, 20, 3975-3988

Analýza budúcich zmien krátkodobých úhrnov zrážok v oblasti Malých Karpát

Martin Havlík

1. Úvod

Zvyšovanie globálnej teploty vzduchu, stúpanie hladiny morí, otepľovanie oceánov sú javy vznikajúce ako dôsledok klimatických zmien a globálneho otepľovania. Do budúca sa predpokladá, že otepľovanie klímy spôsobí, že množstvo nasýtených vodných pár, ktoré sa riadi Clausiovou-Clapeyronovou rovnicou, bude prevládať nad množstvom vodných pár, ktoré sa riadi povrchovým tepelným odparovaním. Vieme popísať vzťah medzi rýchlosťou zmeny tlaku nasýtených pár na stupeň oteplenia pri typických teplotách a tak odvodiť rýchlosť nárastu extrémnych zrážok. Na predpovedanie budúcnosti zmien zrážok sa používajú klimatické modely a pre menšie mierky sú to hlavne regionálne klimatické modely, ktoré reflektujú aj miestne účinky zmeny klímy.

Práca sa zaoberá analýzou extrémnych úhrnov krátkodobých dažďov v troch zrážkomerných staniách oblasti Malých Karpát, so zameraním sa na zmeny intenzít charakteristík a krátkodobých dažďov v budúcnosti. Vybrané územie je v období teplých mesiacov často postihované krátkodobými dažďami, ktoré sú s vysokou intenzitou a krátkou dobou trvania, čo spôsobuje v suchom letnom období extrémne odtoky v oblasti. Bleskové povodne sa v poslednom období stali jedným z najčastejších prírodných ohrození aj na území Malých Karpát. Dôsledky povodní spôsobených takýmito dažďami majú za následok eróziu pôdy, ekonomické škody, škody na majetku ale aj ohrozenie ľudských životov.

Pre oblasť Malých Karpát je potrebné do budúca vedieť predpovedať aké nastanú zmeny v sezónnosti, zmeny v trendoch a v intenzite návrhových dažďov, aby tieto veličiny poslúžili pri návrhu ochranných opatrení, projektovaní kanalizačnej siete a ďalších vodohospodárskych stavieb.

Pre vybrané zrážkomerné stanice boli pomocou CLM modelu simulované údaje úhrnov krátkodobých dažďov, v časových oddieloch 60 minút, 120 minút, 180 minút, 240 minút a 1440 minút, pre obdobie od roku 1960 až do roku 2100, teda historických a budúcich simulovaných období. Následne bola urobená analýza budúcich zmien v sezónnosti výskytu krátkodobých intenzívnych dažďov, vypočítané boli zmeny trendov vo výskyte ako aj zmeny v návrhových hodnotách krátkodobých intenzívnych dažďov v budúcnosti.

2. Metodika

Analýza zmien v hydrologických časových radoch je možná pomocou rôznych metód a štatistických testov, medzi ktoré patria napr. homogenita, trend, periodicita, stacionárnosť a perzistencia. Medzi metódy analýzy časových radov patrí napr. dekompozícia časových radov, trendová analýza, kľzavé priemery, spektrálna analýza a dynamické modely na reziduálnu zložku.

Homogenitu (rovnorodosť) v časových radoch môžu narušiť niektoré skutočnosti pri ich vytváraní. Klimatickú časovú postupnosť vyjadrujúcu kolísanie klimatologických prvkov označíme za homogénnu ak jej kolísania sú zapríčinené iba kolísaním počasia, alebo podnebia.

Kontrola kvality dát v číselných radoch a ich homogenizácia spočíva v hľadaní vychýlených hodnôt. Na detekciu nehomogenít sa využíva viacero štatistických testov a rôzne spôsoby výpočtu referenčných radov. Najčastejším druhom nehomogenity v klimatických číselných radoch je skoková zmena úrovne číselného radu, vznik trendu, zmena rozptylu.

Pri testovaní homogenity sa pomocou štatistických testov porovnáva testovaný rad, čo je vhodné zvolená časť číselného radu, s referenčným radom, pričom je potrebné testovať dáta s prekryvaním. Pri detekcii nehomogenity sa opätovne testujú hodnoty pred a po zistenej nehomogenite.

Zisťovanie bodov zlomu v časových radoch, umožňuje potvrdenie homogenity v čase alebo naopak identifikovanie náhlych zmien. Zisťovanie bodov zlomu je často používaná metóda na zisťovanie zmien v hydrologických procesoch.

Medzi testy na zisťovanie bodu zlomu v hydroklimatických dátach patria štandardný normálne-rozdelený test, Wilcoxonov neparametrický test, dvojfázové regresné postupy, test nehomogenity a postupy informačných kritérií a ich variácie.

Pettittov test je používaný na detekciu jedného bodu zlomu, resp. bodu zmeny v hydrologických súboroch dát. Patrí do skupiny neparametrických testov homogenity, kde sa testuje nulová hypotéza, ktorá predpokladá, že premenné sa riadia jednou alebo viacerými rozdeleniami, ktoré majú rovnaký parameter lokalizácie, oproti alternatívnej hypotéze, že v súbore dát existuje bod zlomu, resp. bod zmeny.

$$\hat{U} = \max |U_k|$$

kde U_k je definované

$$U_k = 2 \sum_{i=1}^k r_i - k(n+1)$$

kde $k=1,2,\dots,n$, a r_i sú rady pozorovaní.

Najpravdepodobnejší bod zmeny sa nachádza tam, kde $\hat{U}$ dosahuje svoju maximálnu hodnotu.

Pomocou hodnôt zaznamenaných v časovom rade sledujeme zmeny premennej. Časové rady môžeme rozdeliť na štyri formy: trendový, sezónny, cyklický a náhodný.

V praxi sa často stretávame s potrebou oddeliť a vyčíslieť trendový a sezónny výkyv a na základe takto upraveného modelu určiť napr. prognózu. Ak hodnoty pozorovaní rastú alebo klesajú s časom, tak hovoríme o pôsobení trendovej zložky. Trendová zložka v časových radoch vyjadruje dlhodobú tendenciu vo vývoji radu v čase. V hydrologických analýzach sa najčastejšie testuje lineárny trend, aj keď existujú aj nelineárne trendy napríklad kvadratický, exponenciálny, polynomický, logistický, Gompertzov trend a iné.

Zisťovanie trendov - MANN-KENDALL test

Mann-Kendall test patrí medzi neparametrické testy, často je označovaný aj ako znamienkový test, ktorý slúži na detekciu významných trendov v časových radoch, teda na štatistické posúdenie významnosti rastúceho, alebo klesajúceho trendu sledovaných údajov v čase. Významnosť určeného trendu stanovuje charakter premennej, ktorá trvalo rastie alebo klesá v čase. Použitie testu je vhodné na súbory väčšieho rozsahu, kde sa nachádza viac ako 40 údajov.

Najčastejšie využitie Mann-Kendall testu je na detekciu monotónnych trendov v hydrologických, klimatických a environmentálnych časových radoch. Pri testovaní sa používajú dve hypotézy. Predpokladom Nulovej hypotézy H_0 je, že údaje pochádzajú z nezávislého súboru dát, ktoré sú rovnako distribuované. Druhou hypotézou je Alternatívna hypotéza H_1 , ktorá predpokladá, že údaje pochádzajú z monotónneho trendu.

Pre zisťovanie trendov v radoch hydrologických dát je dôležité, že ich rozdelenie môže byť vzdialené od normálneho rozdelenia.

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sign}(x_j - x_k)$$

kde $X=\{x_1, x_2, \dots, x_n\}$ sú časovo zoradené údaje

Pričom ďalej platí :

$$\text{Sign}(x_j - x_k) = \begin{cases} 1, & x_j - x_k > 0 \\ 0, & x_j - x_k = 0 \\ -1, & x_j - x_k < 0 \end{cases}$$

kde $sign$ – reprezentuje znamienkovú metódu.

Ak pre časové rady platí, že $n \geq 8$, tak testovacie štatistiky S nadobúdajú približne normálne rozdelenie a ich variancia (rozptyl) je určená vzťahom:

$$VAR(S) = \frac{1}{18} \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p(t_p-1)(2t_p+5) \right]$$

kde g – počet viazaných skupín (dátová skupina s rovnakou hodnotou)

t_p – počet čísel s rovnakou hodnotou v skupine $p=1 \dots g$.

Štatistická významnosť trendu sa hodnotí pomocou charakteristiky Z , ktorá má štandardne normálne rozdelenie a je daná nasledujúcim vzťahom:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{Var(S)}} & \text{pre } S > 0 \\ 0 & \text{pre } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{Var(S)}} & \text{pre } S < 0 \end{cases}$$

Znamienko charakteristiky Z určuje orientáciu trendu, pričom platí ak $Z > 0$, znamená to rastúci trend, ak $Z < 0$, ide o klesajúci trend. Ak znamienko charakteristika Z sa rovná 0, tak v dátach neexistuje trend.

Sezónnosť metódou Burnovho vektora

Na hodnotenie sezónnosti sledovaných extrémnych javov je vhodné použitie smerovej štatistiky s aplikovaním metódy Burnovho vektora a pravdepodobnostnej analýzy – histogram relatívnej početnosti.

Pomocou metódy Burnovho vektora popisujeme časový nástup hydrologických extrémov a ich regulárnosť. Uvedená metóda vychádza z dátumu výskytu extrémneho javu, alebo maximálneho úhrnu zrážok v i -tom roku, pričom dátum je potrebné prepočítať na Juliánsky dátum, ktorý je reprezentovaný súčtom dní v i -tom roku od 1. januára, až po deň výskytu. V ďalšom kroku je takto vypočítaný Juliánsky dátum transformovaný na uhol θ_i , ktorý definuje smer vektora zodpovedajúceho očakávaným dňom výskytu v priebehu roka.

Z dôvodu rýchleho a prehľadného interpretovania Burnovho vektora sme využili grafické zobrazenie pomocou zostavenia histogramu relatívnej početnosti dátumov výskytu extrémnych javov.

Škálovacie modely

Za účelom odvodenia dát s detailnejším časovým rozlíšením sa používa viacero matematicko-štatistických postupov a škálovacích modelov.

Metódy škálovania nám dovoľujú zo zaznamenaných údajov najčastejšie s časovým intervalom 24 hodín, získať detailnejšie údaje s väčším časovým rozlíšením napríklad minúty. Metóda jednoduchého škálovania sa osvedčila ako vhodná na vyjadrenie vzťahov medzi intenzitou, trvaním a periodicitou zrážok.

Jednoduché škálovanie údajov, pre našu potrebu, predstavuje určenie návrhových hodnôt pre trvanie kratšie ako 1440 minút, pre zvolenú periodicitu 0,1 alebo 0,01 na základe známych denných úhrnových dažďov. Škálovací exponent je určený pomocou lineárnej regresie zo sklonu medzi hodnotami momentov vyjadrených v logaritmickej forme a škálovacích parametrov pre rôzne rády momentov. Škálovací exponent je prvého rádu vtedy, ak je medzi škálovacím exponentom a rádom momentu lineárna závislosť. V tomto prípade lineárnu závislosť označujeme ako jednoduché škálovanie v širšom zmysle.

I_d predstavuje ročnú maximálnu intenzitu zrážok za dobu trvania d . Vlastnosti náhodnej premennej I_d sú popísané vzťahom:

$$I_d = \lambda^{-\beta} I_{\lambda d}$$

alebo

$$I_d = \lambda^{\beta} I_d$$

Rovnice vyjadrujú rovnosť v zmysle rovnosti pravdepodobnostných rozdelení, pričom β predstavuje škálovací exponent a λ je škálovací parameter. λ je násobiteľ na premenu doby trvania d na λd hodín. $I_{\lambda d}$ reprezentuje intenzitu zrážok pre trvanie λd hodín.

Pričom platí:

$$\lambda = \frac{D}{d}$$

kde

d je trvanie zrážok pre jednotku času so známou intenzitou zrážok najčastejšie 1 deň

D je trvanie zrážok pre zvolenú časovú jednotku t.j. λd hodín.

Metóda jednoduchého škálovania spočíva v stanovení návrhových hodnôt pre trvanie časového obdobia kratšieho ako jeden deň a stanovenú dobu opakovania s využitím denných záznamov úhrnov dažďov. Odhadnutie škálovacieho exponentu sa uskutočňuje pomocou lineárnej regresie na základe sklonu medzi hodnotami momentov vyjadrených v logaritmickej hodnote a škálovacích parametrov pre rôzne rády momentov. Škálovací exponent n -tého rádu je vyjadrením lineárnej závislosti medzi škálovacím exponentom a rádom momentu, pričom táto vlastnosť sa nazýva jednoduché škálovanie v širšom zmysle.

Klimatický scenár CLM

Klimatický scenár je definovaný ako „vnútorne konzistentný odhad budúcich klimatických zmien, konštruovaný metódami založenými na zdravých vedeckých princípoch, ktorý môže poskytnúť rozumné odpovede o fungovaní environmentálnych a sociálnych systémov pri zmene klímy v budúcnosti”.

Dnes najpoužívanější scenáre klimatickej zmeny sú založené na globálnych cirkulačných modeloch (GCMs), ktoré vytvárajú v uzlových bodoch časové rady vybraných klimatických parametrov. Regionálne klimatické modely majú za úlohu dosiahnuť spresnenie výstupov GCMs, pričom výstupy globálnych cirkulačných modelov predstavujú počiatočné hodnoty pre regionálne klimatické modely.

V súčasnosti sa pre identifikáciu očakávanej klimatickej zmeny využívajú novovytvorené scenáre klimatickej zmeny modifikované na podmienky Slovenska.

CLM (Community land model) je projekt spolupráce medzi vedcami v Národnom centre pre výskum atmosféry (NCAR) a pracovnými skupinami pre pozemný model, biochémiu, chémiu, klímu a ďalšími. CLM model vytvára koncept ekologickej klimatológie, ktorá má interdisciplinárny rámec a ktorá skúma vplyv prírodných zmien a zmien vegetácie vplyvom činnosti človeka na zmeny podnebia

V aktuálnej verzii je zahrnutých niekoľko zmien zameraných hlavne na zlepšenie simulácie. Je to realistickejšie zachytenie teplotných vplyvov a účinkov vetra na hustotu snehovej vody, hydraulické namáhanie rastlín, ktoré modeluje transport vody vegetáciou, hydraulické prerozdelenie pôdy, procesy rozkladu uhlíka v pôde a ďalšie.

Simulácia zmeny klímy bola vytvorená na regionálnom modeli CLM (vytvorený DWD), ktorý pracoval s okrajovými podmienkami s globálneho modelu ECHAM5/MPIOM. Vstupné údaje pre analýzu tvorili úhrny dažďov za teplý polrok v hodinovom kroku zo simulácie CLM a boli spracované doc. RNDr. Martinom Gerom, PhD. z Univerzity Komenského v Bratislave.

3. Vstupné údaje

Vstupné údaje tvorili scenárové údaje za obdobie od roku 1960 do roku 2100, ktoré boli získané ako hodinové scenárové výstupy zo simulácie CLM pre klimatologické stanice Bratislava, Malý Javorník a Modra, obr.1. Vygenerované údaje za obdobie rokov 1960 až 2100 sme rozdelili na časové obdobie reprezentujúce históriu roky 1960 až 2020 a dve obdobia reprezentujúce budúcnosť a vzdialenú budúcnosť s označením future1 pre obdobie rokov 2030 až 2069 a future2 pre obdobie rokov 2070 až 2100. Základné charakteristiky vybraných klimatologických staníc sú uvedené v tab.1

Tab. 1: Základné charakteristiky vybraných klimatologických staníc

	Klimatologická stanica		
	Bratislava-Koliba	Malý Javorník	Modra
Zemepisná šírka	48° 10' 7"	48° 15' 21"	48° 22' 27"
Zemepisná dĺžka	17° 6' 38"	17° 9' 14"	17° 15' 33"
Nadmorská výška [m n.m.]	287	586	533
Priemerný ročný úhrn zrážok [mm]	669	658	650
Priemerná ročná teplota [°C]	9,3	7,0	7,8
Scenárové údaje CLM za obdobie rokov	1960 - 2020	1960 - 2020	1960 - 2020
	2030 - 2069	2030 - 2069	2030 - 2069
	2070 - 2100	2070 - 2100	2070 - 2100



Obr. 1 Lokalizácia zvolených klimatologických staníc na území Slovenska

4. Výsledky

Časové rady klimatologických parametrov, vymodelované v CLM, sme podrobili základnej štatistickej analýze s cieľom získania základných štatistických charakteristík pre všetky pozorované stanice za stanovené intervaly rokov. Výsledky výpočtov štatistických parametrov za jednotlivé obdobia a konkrétnu klimatologickú stanicu sú zobrazené v nasledujúcich tabuľkách a grafoch.

Tab. 2 Základné štatistické charakteristiky scenárových údajov za obdobie rokov 1960 až 2100

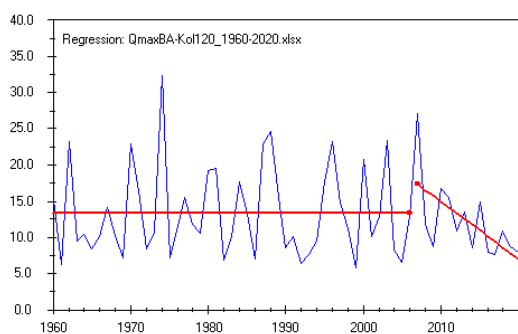
Bratislava	Aritmetický priemer [mm]					Smerodajná odchýlka				
	60	120	180	240	1440	60	120	180	240	1440
1960-2020	8,71	13,12	16,31	18,54	34,28	3,88	5,96	7,69	8,97	17,00
2040-2069	10,67	15,86	18,54	21,03	35,50	6,12	7,68	8,64	9,37	16,98
2070-2100	10,04	14,53	17,70	20,31	35,28	4,23	6,07	8,25	8,01	13,51
Bratislava	Maximálna hodnota [mm]					Minimálna hodnota [mm]				
	60	120	180	240	1440	60	120	180	240	1440
1960-2020	22,3	32,3	36,6	51	90,5	4,3	5,8	6,6	8,5	14,6
2040-2069	30,9	33,6	42,4	40,5	91,8	4,1	6,3	8,1	8,3	13,3
2070-2100	22,2	31,2	46,8	41	64,3	2,8	4,6	6,5	7,8	14,8
Modra	Aritmetický priemer [mm]					Smerodajná odchýlka				
	60	120	180	240	1440	60	120	180	240	1440
1960-2020	10,19	15,37	18,62	21,29	40,93	4,78	6,92	8,80	10,65	21,76
2040-2069	12,57	18,14	21,35	25,16	40,49	8,43	9,59	11,69	13,71	18,57
2070-2100	11,55	16,33	20,78	22,84	41,55	6,29	8,16	11,95	11,86	19,74
Modra	Maximálna hodnota [mm]					Minimálna hodnota [mm]				
	60	120	180	240	1440	60	120	180	240	1440
1960-2020	24,8	33,7	51,4	61,9	133,7	4,2	6,3	8	9	17
2040-2069	50,6	50,9	65,7	66	97,9	3,7	6,8	7,7	9,8	19,2
2070-2100	30,3	36,3	55	63,3	109,7	5	5,4	8,7	6,2	13,8
Malý Javorník	Aritmetický priemer [mm]					Smerodajná odchýlka				
	60	120	180	240	1440	60	120	180	240	1440
1960-2020	9,76	14,82	18,37	20,94	37,64	4,77	7,32	9,38	11,72	20,97
2040-2069	11,89	17,50	20,47	23,37	38,21	6,96	8,62	9,55	10,87	18,36
2070-2100	11,85	17,10	20,98	23,69	39,10	5,95	8,41	11,14	10,30	15,18
Malý Javorník	Maximálna hodnota [mm]					Minimálna hodnota [mm]				
	60	120	180	240	1440	60	120	180	240	1440
1960-2020	29	42	47,5	66,3	117,6	4,5	6,6	6,7	6,6	15,5
2040-2069	40,1	43,7	46,9	48,6	89,9	3,4	6,1	8	9,3	13,4
2070-2100	28,3	40,4	59,5	53,3	68,7	3,1	4,9	7,4	8,9	18,3

Pre klimatologickú stanicu Bratislava z údajov zobrazených v tabuľke Tab. 2 konštatujeme, že maximálne hodnoty úhrnov dažďov pre všetky dĺžky trvania sa vyskytujú v období blízkej budúcnosti. Ak zameriame pozornosť na hodinové a dvojhodinové zrážky, môžeme pre všetky pozorované klimatologické stanice konštatovať pre obdobie blízka budúcnosť nárast hodnôt takmer vo všetkých štatistických testovaných ukazovateľoch v tabuľke v porovnaní s obdobím 1960-2020. Pre porovnávané obdobie pri minimálnych hodnotách zrážok, pre dĺžku trvania 60 minút však konštatujeme pokles minimálnych hodnôt pre všetky pozorované klimatologické stanice.

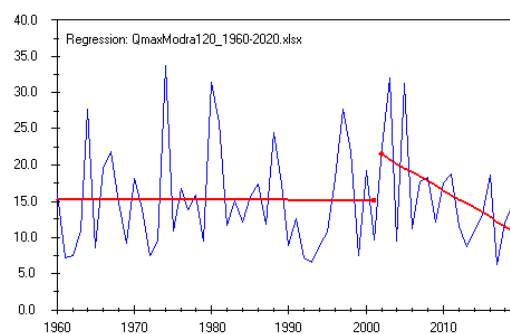
Pre obdobie vzdialenej budúcnosti a pre dĺžku trvania zrážok 60 a 120 minút, predpokladáme pokles maximálnych hodnôt úhrnných dažďov. Zároveň v tomto období zaznamenávame aj pokles minimálnych hodnôt pre uvedené dĺžky trvania zrážok, čo neplatí pre klimatologickú stanicu Modra a dĺžku trvania zrážok 60 minút.

Analýzou výsledkov Mann-Kendall testov, sme určili, že pre obdobie rokov 2070 až 2100 je rast trendu intenzít krátkodobých dažďov pre dĺžku trvania do 240 minút. Pozorovali sme odlišnosti v trende rastu úhrnových dažďov pre klimatologickú stanicu Modra, pre obdobie rokov 2040 až 2069 a to napriek geografickej blízkosti s oboma pozorovanými klimatologickými stanicami Bratislava a Malý Javorník.

Nehomogenitu spracovaných údajov sme zaznamenali iba pre klimatologickú stanicu Bratislava pre dĺžku trvania zrážok 60 minút a obdobie rokov 1960-2020. Všetky ostatné spracovávané údaje vyhoveli testu homogenity.



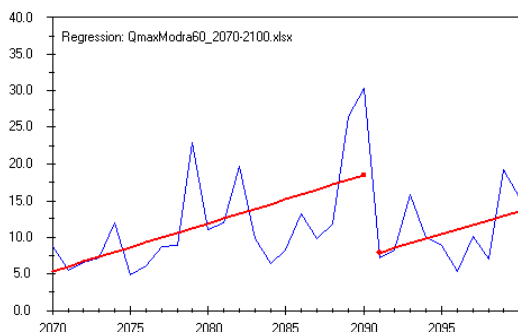
Obr. 2: detekcia bodu zlomu trendu, stanica Bratislava (1960-2020) 120 min.



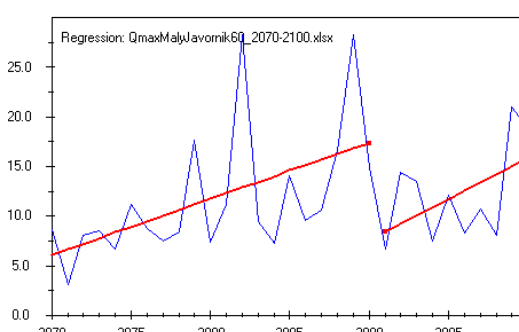
Obr. 3: detekcia bodu zlomu trendu, stanica Modra (1960-2020) 1440 min.

Na zobrazenie zmeny trendu v analyzovaných časových radoch klimatologických parametrov, vymodelovaných v CLM sme zvolili grafický výstup, pre ich prehľadnosť a ľahkú čitateľnosť. Na ukážku sú vybrané grafy na Obr. 2 pre klimatologickú stanicu Bratislava, obdobie rokov 1960 – 2020 a dĺžku trvania zrážok 120 minút ako aj na Obr. 3 pre Malý Javorník obdobie rokov 2070-2100 a dĺžku trvania 1440 minút pričom tieto korešponujú s výsledkami Mann-Kendall testov.

Detekcia bodu zlomu trendu pre stanicu Bratislava obdobie 1960 – 2020 a dĺžku trvania dažďov 120 minút znázorňuje vyrovnaný priebeh do bodu zlomu, kedy pozorujeme klesajúci trend. Pre stanicu Modra obdobie rokov 1960 – 2020 a dĺžku trvania dažďov 120 minút je priebeh trendu obdobný ako v prípade stanice Bratislava.

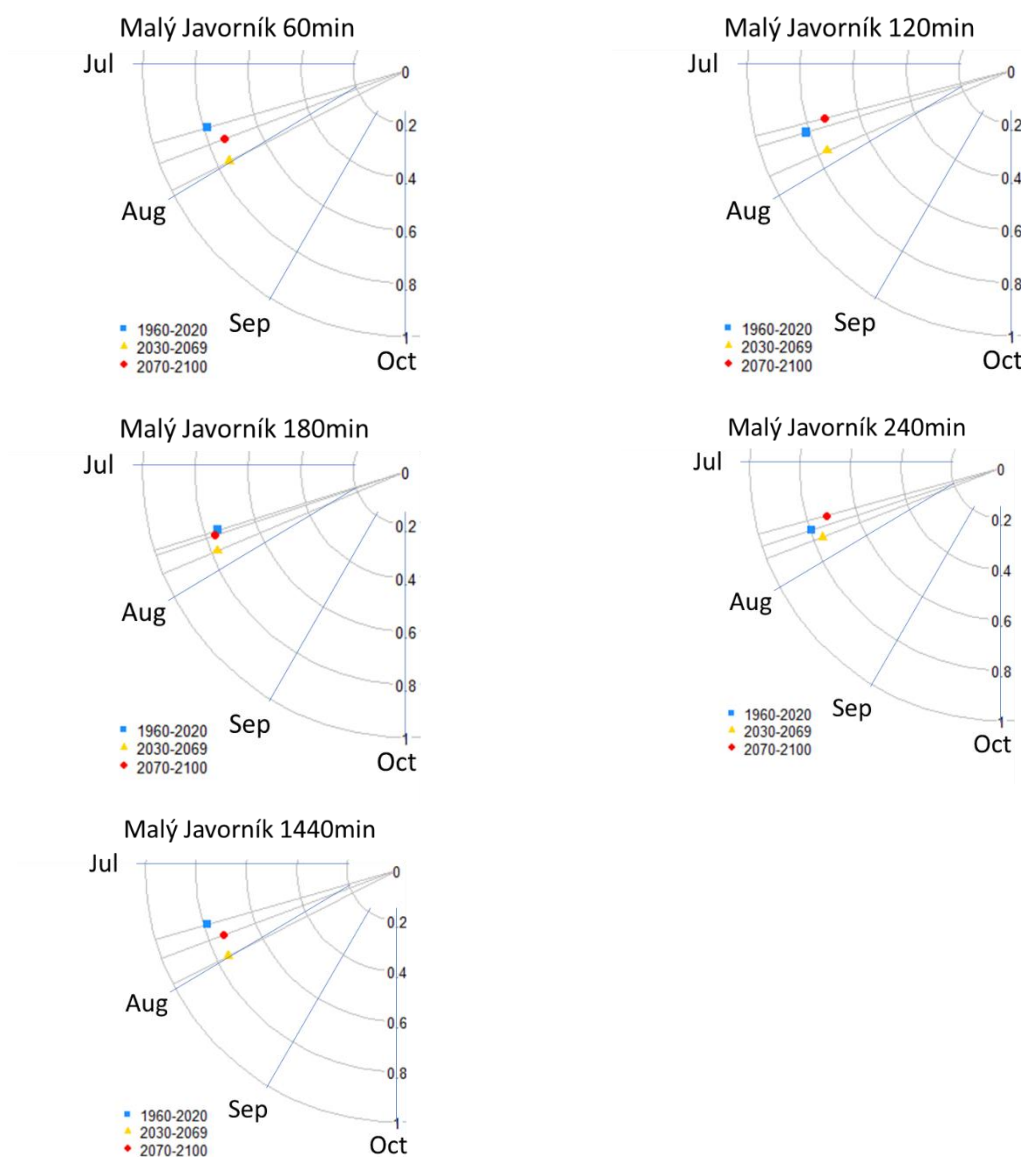


Obr. 4: detekcia bodu zlomu trendu, stanica Modra (2070-2100) 60 min.



Obr. 5: detekcia bodu zlomu trendu, stanica Malý Javorník (2070-2100) 60 min.

Porovnaním obr. 3 Detekcia bodu zlomu trendu pre stanicu Modra obdobie rokov 1960 – 2020 a dĺžku trvania dažďov 60 minút s obrázkom obr. 4 Detekcia bodu zlomu trendu pre stanicu Malý Javorník rovnaké obdobie rokov a dĺžku trvania môžeme pozorovať u oboch staníc rastúc priebeh vývoja trendu.



Obr. 6: Analýza zmien v sezónnosti výskytu krátkodobých dažďov stanica Malý Javorník.

Na obrázku č. 6 je zobrazená analýza zmien v sezónnosti výskytu krátkodobých dažďov na základe časových radoch klimatologických parametrov, vymodelovaných v CLM za obdobie od roku 1960 až do roku 2100. Z grafického zobrazenie Burnovho vektora určíme, že porovnaním maximálnych úhrnov dažďov za obdobie rokov 1960 až 2020 s obdobím rokov 2030 až 2069 sme zistili ich neskorší výskyt v blízkej budúcnosti. Z grafov sme odvodili, že v období rokov 2030 až 2069 v porovnaní s obdobím rokov 2071 až 2100 sa posúva výskyt hodinových úhrnov dažďov späť na skoršie obdobie.

Z grafov ostatných pozorovaných klimatologických staníc vyplýva, že stanica Bratislava má pre kratšie dĺžky trvania dažďov (60 min. a 120 min.) výskyt maximálnych úhrnov dažďov pre blízku budúcnosť a pre vzdialenú budúcnosť obdobné ako Malý Javorník. Pre dĺžku trvania dažďov 180 min. a 240 min. je posun nevýrazný a pre 1440 je opäť posun na neskoršie obdobie pre obe budúcnosti. Pre stanicu Modra platí podobne ako pre Bratislavu pri 60 min. a 120 min. dažďoch posun

ich výskytu k neskorším obdobiam pričom posun medzi blízkou a vzdialenou budúcnosťou je nevýrazný.

Tab. 3 Škálovacie koeficienty

Por.č.	Stanica	Škálovacie koeficienty		
		1960-2020	2030-2069	2070-2100
1.	Bratislava	0,5592	0,6648	0,6451
5.	Modra	0,5681	0,6729	0,6707
6.	Malý Javorník	0,5465	0,6959	0,6186

Škálovacie koeficienty pre vybrané klimatologické stanice boli určené metódou momentov. Následne sme pomocou škálovacích exponentov stanovili škálovací koeficient pre vybranú klimatologickú stanicu a zvolené obdobie. Hodnoty škálovacích koeficientov pre klimatologické stanice Bratislava, Modra a Malý Javorník sú zapísané v tab. 3. Pre všetky vybrané klimatologické stanice platí, že do budúcnosti (obdobie rokov 2030-2069), škálovacie koeficienty majú rastúci charakter, v porovnaní s prítomnosťou.

Pomocou škálovacích koeficientu vieme zoškálovať návrhové hodnoty krátkodobých úhrnov zrážok z hodnôt doby opakovania ročných denných návrhových zrážok

Z hodnôt denných návrhových zrážok pre periodicít 0,1 a 0,01 sme pomocou škálovacích koeficientov vypočítali hodnoty návrhových intenzít zrážok pre dĺžku trvania dažďov kratšiu ako 1440 minút. Vypočítané hodnoty návrhových intenzít dažďov sú v tabuľkách Tab. 4, Tab. 5, Tab. 6 a pre ilustráciu sú niektoré vybrané údaje zobrazené aj graficky pomocou čiary intenzít návrhových hodnôt na obrázku Obr. 4, Obr. 5 a Obr. 6.

Tab. 4 Návrhových hodnoty intenzít dažďov určené výpočtom.

Bratislava	obdobie	hodnoty dažďov (l/s)/ha pre dĺžku trvania dažďov v [min]						
		10	15	20	30	40	50	
Periodicita 0,1	1960-2020	105,63	84,20	71,69	57,15	48,66	42,95	
	2030-2069	182,76	139,58	115,28	88,04	72,72	62,69	
	2070-2100	153,71	118,34	98,29	75,67	62,85	54,43	
Periodicita 0,01	1960-2020	209,22	166,77	141,99	113,19	96,37	85,06	
	2030-2069	312,58	238,73	197,17	150,58	124,37	107,22	
	2070-2100	199,71	153,75	127,71	98,31	81,66	70,71	
Bratislava	obdobie	hodnoty dažďov (l/s)/ha pre dĺžku trvania dažďov v [min]						
		60	120	180	240	360	720	1440
Periodicita 0,1	1960-2020	38,79	26,32	20,98	17,86	14,24	9,66	6,56
	2030-2069	55,53	35,03	26,75	22,10	16,88	10,64	6,71
	2070-2100	48,39	30,94	23,82	19,79	15,23	9,74	6,23
Periodicita 0,01	1960-2020	76,82	52,13	41,56	35,38	28,20	19,14	12,99
	2030-2069	94,98	59,91	45,76	37,79	28,86	18,21	11,48
	2070-2100	62,87	40,20	30,95	25,71	19,79	12,65	8,09

Tab. 5 Návrhových hodnoty intenzít dažďov určené výpočtom.

Malý Javorník	obdobie	hodnoty dažďov (l/s)/ha pre dĺžku trvania dažďov v [min]						
		10	15	20	30	40	50	
Periodicita 0,1	1960-2020	123,35	97,97	83,20	66,08	56,12	49,44	
	2030-2069	196,83	149,83	123,46	93,98	77,44	66,64	
	2070-2100	195,34	148,83	122,71	93,49	77,09	66,37	
Periodicita 0,01	1960-2020	251,38	199,66	169,56	134,67	114,37	100,75	
	2030-2069	323,45	246,22	202,88	154,44	127,26	109,52	
	2070-2100	273,54	208,41	171,84	130,92	107,95	92,94	
Malý Javorník	obdobie	hodnoty dažďov (l/s)/ha pre dĺžku trvania dažďov v [min]						
		60	120	180	240	360	720	1440
Periodicita 0,1	1960-2020	44,57	30,06	23,88	20,28	16,11	10,86	7,33
	2030-2069	58,95	36,97	28,15	23,19	17,65	11,07	6,95
	2070-2100	58,73	36,90	28,11	23,18	17,66	11,09	6,97
Periodicita 0,01	1960-2020	90,84	61,27	48,66	41,33	32,82	22,14	14,93
	2030-2069	96,87	60,76	46,25	38,11	29,01	18,20	11,41
	2070-2100	82,24	51,67	39,36	32,46	24,73	15,53	9,76

Tab. 6 Návrhových hodnoty intenzít dažďov, určené výpočtom

Modra	obdobie	hodnoty dažďov (l/s)/ha pre dĺžku trvania dažďov v [min]						
		10	15	20	30	40	50	
Periodicita 0,1	1960-2020	116,75	93,54	79,93	64,05	54,73	48,45	
	2030-2069	234,64	176,95	144,85	109,24	89,42	76,56	
	2070-2100	167,06	130,00	108,80	84,67	70,86	61,73	
Periodicita 0,01	1960-2020	231,04	185,12	158,19	126,75	108,31	95,87	
	2030-2069	422,94	318,96	261,09	196,90	161,18	137,99	
	2070-2100	323,09	251,42	210,43	163,75	137,05	119,38	
Modra	obdobie	hodnoty dažďov (l/s)/ha pre dĺžku trvania dažďov v [min]						
		60	120	180	240	360	720	1440
Periodicita 0,1	1960-2020	43,85	30,02	24,06	20,56	16,47	11,28	7,72
	2030-2069	67,43	41,63	31,39	25,70	19,38	11,96	7,39
	2070-2100	55,14	35,92	27,95	23,39	18,20	11,86	7,72
Periodicita 0,01	1960-2020	86,78	59,42	47,61	40,68	32,60	22,32	15,28
	2030-2069	121,55	75,04	56,59	46,32	34,93	21,57	13,31
	2070-2100	106,65	69,46	54,05	45,24	35,20	22,93	14,93

Porovnaním hodnôt pre krátkodobé trvania dažďov obdobie rokov 1960-2020 s obdobiami blízkej budúcnosti sme zistili nárast krátkodobých úhrnov dažďov pre všetky pozorované klimatologické stanice pre 10 ročné aj 100 ročné úhrny dažďov.

Porovnaním údajov pre obdobie od roku 2020 do 2069 a blízkej budúcnosti sme zistili, že pri periodicite 0,1 je pre dĺžku trvania dažďov od 10 minút po 60 minút nárast hodnôt návrhových intenzít dažďov percentuálne väčší ako pre dĺžky trvania zrážok dlhšie ako 120 minút. Pre všetky pozorované stanice z údajov vyplýva, že čím je kratšie trvania dažďa tým je väčší percentuálny nárast pri porovnaní uvedených období.

5. Záver

Práca je zameraná na analýzu budúcich zmien vo vybraných charakteristikách krátkodobých dažďov použitím klimatického scenára CLM na území karpatskej oblasti západného Slovenska. Analyzované boli tri vybrané klimatologické stanice, Bratislava, Modra, Malý Javorník.

Hlavné výsledky analýz možno zhrnúť do týchto bodov:

Analýzou vypočítaných maximálnych a minimálnych hodnôt krátkodobých úhrnov dažďov a aj analýzou hodnôt mediánu sme pozorovali, že maximálne hodnoty krátkodobých úhrnov dažďov s dĺžkou trvania do 180 minút, rastú pre obdobie rokov 2040 až 2069 v porovnaní so súčasnosťou.

Výsledky Mann-Kedall testov pre úhrny trvania zrážok 60 minút, pre obdobie rokov 2070 až 2100 nám ukázali rastúci trend výskytu intenzít krátkodobých dažďov pre všetky analyzované klimatologické stanice. Klesajúci trend sme zaznamenali pre obdobie rokov 2040 až 2069, pre klimatologické stanice Bratislava – Koliba a Malý Javorník, ale pre klimatologickú stanicu Modra sme vypočítali trend rastúci.

Porovnaním zmeny v sezónnosti krátkodobých úhrnov dažďov pre trvanie 60 minút a pre obdobie blízkej aj vzdialenej budúcnosti so súčasnosťou, sme pozorovali posun ich výskytu na neskoršie obdobie.

Vypočítané hodnoty návrhových intenzít zrážok pre periodicitu 0,1 pre obdobie rokov 2020 až 2069 predstavujú nárast o viac ako 40% v intenzite krátkodobých úhrnov dažďov v trvaní 60 minút

Výskyt dažďov s vysokou intenzitou a krátkou dobou trvania v suchom letnom období bude do budúcnosti narastať, pričom ich intenzita bude väčšia, čo spôsobí zvýšenie extrémnych odtokov v oblasti.

Dažde s vysokou intenzitou a krátkou dobou trvania spôsobujúce v suchom letnom období bleskové povodne sa aj v regióne Malých Karpát stali jedným z významných prírodných ohrození spôsobujúcich eróziu pôdy, ekonomické škody a v niektorých prípadoch aj ohrozenie ľudských životov. Na zníženie týchto dopadov a elimináciu rizík je do budúcnosti žiaduce detegovať zmeny v trendoch, zmeny v sezónnosti a v intenzite krátkodobých dažďov.

6. Literatúra

- Viner, d. Hulme, M. Markham, A. 1998. *A Climate Change Scenario for the Tropics*. 1998. 978-94-017-2730-3.
- A copula method for modeling directional dependence of genes. Kim, J.-M., Jung, Y.-S., Sungur, E. A., Han, K.-H., Park, C., 2008. 225, s.l. : BMC Bioinformatics, 2008. 1471-2105.
- A nonparametric approach to the change-point problem. Pettitt, A.N. 1979. 1979, Zv. 2. 0035-9254.
- A simple scaling model for extreme rainfall. Menabde, M. Seed, A.Pegram G. 1999. s.l. : Water Resour, 1999. 335-339.
- Andersen, T.-G. a KOL. 2009. *Handbook of Financial Time Series*. 2009. 978-3540712961.
- Asymetric copula in multivariate flood frequency analysis. Grimaldi, S. 2006. 2006. 0309-1708.
- Balážovičová, Lenka. 2015. *ZÁKLADY METEOROLÓGIE A KLIMATOLÓGIE*. Banská Bystrica : Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici Belianum, 2015. 978-80-557-0954-3.
- Biswas, A. K. 1998. *History of Hydrology*. Holandsko : Elsevier, 1998. 0444100253.
- Burn, D. H., 1997. Catchments similarity for regional flood frequency analysis using seasonality measures. *Journal of Hydrology*. 1997, Zv. 202, 212-230.
- Diamond Sutra. 2008. *King Sejong the Great(Korean Spirt and Culture 2)*. Južná Kórea : BMBOOKS, 2008. 978-89-876-4345-2.
- Durante, F. Sempì, C. 2015. s.l. : USA: CRC Press , 2015. 78-1-4398-8444-7..
- Dynamic copula networks for modeling real-valued time series. In *Artificial intelligence and Statistics*. Eban, E. Rothschild, G. Mizrahi, A. Nelken, I. and Elidan, G. 2013. 2013. 247-225.

- Embrechts, P. 2003. Using copula to bound the Value-at-Risk for functions of dependent risks. *Finance and Stochastics*. 2003, 145-167.
- Everything you always wanted to know Copula Modeling but were afraid to ask. 2007. Genest, CH. Favre, A-C. 2007. 1084-069.
- Henkel, Marlon. 2015. *21st Century Homestead*. s.l. : Lulu.com, 2015. 9781312939684, 1312939680.
- 6.4.2023. <https://bioclio.com/principy-a-pristroje-na-meranie-zrazok/>. 6.4.2023.
- 6.4.2023. <https://www.shmu.sk/sk/?page=137>. 6.4.2023.
- Infilling missing precipitation records - A comparison of new copula-based method with other techniques. Bárdossy, A. Pegram, G. . 2014. 2014. 1162-1170.
- John Wiley & Sons. 2005. *Water Resources Research*. 2005, 1944-7973.
- Joint modeling of flood peak discharges, volume and duration. Mitkova, B-V. 2014. s.l. : Institute of Hydrology, 2014. 2014-0026.
- Meteorologický časopis*. Onderka, M. 2016. 19-2, Bratislava : SLOVENSKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2016. 1335-3399.
- Nelsen, R. B., 1998. *An introduction to copulas*. New York: : Springer, 1998. ISBN 03-879-8623-5.
- Pekárová, P. 2003. *Dynamika kolísania odtoku svetových a slovenských tokov*. 2003. 80-224-0780-1.
- Pravin K-T. David M-Z. 2005. *Copula modeling an introduction for practitioners*. Indiana : s.n., 2005. 978-1-60198-020-5.
- Process-based selection of copula types for flood peak-volume relationships in Northwest Austria: a case study. In *Contributions to Geophysics and Geodesy*. Kohnová, S., Gaál, L., Bacigál, T., Szolgay, J., Hlavčová, K., Valent, P., Parajka, J., Blöschl, G. 2016. 4, 2016, Zv. 46. 245-268.
- Scaling and multiscaling models of depth-duration-frequency curves for storm precipitation. Burlando P, Rosso R., 1996. 187, s.l. : Journal of Hydrology, 1996, Zv. 1-2. 0022-1694.
- Svetlíková, D., S.Kohnová, J., Szolgay, J., M.Komorníková, K., Hlavčová, . 2010. *Využitie hybridných metód v hydrologických predpovediach*. Ostrava : s.n., 2010. 978-80-7418-084-2.
- Szolgay, J a Kol. 2004. *Hydrológia Odtokových proces a hydrológia povrchových vôd*. Bratislava : STU, 2004.
- Šamaj, F.- Valovič, Š. 1973. *Intezity krátkodobých dažďov na Slovensku*. Bratislava : Bratislava Slov.pedagog.nakl., 1973. 978-80-7418-047-7.
- Water resources research*. Koutsoyiannis D., Foufoula-Georgiou E. 1993. 7, s.l. : A scaling model of storm hyetograph, *Water Resources Research*, 1993, Zv. 29. 2345-2361.
- YU P.-S., Yang T.-C., Lin C.-S., 2004. Regional rainfall intensity formulas based on scaling property of rainfall. *Journal of Hydrology*. 2004, 108-123.

Výsledky zo štatistického zisťovania 2022 zameraného na vykurovanie domácností

Roman Mach

1. Úvod

Znečisťujúce látky v ovzduší majú nepriaznivý vplyv na životné prostredie aj zdravie občanov. Znečistenie ovzdušia môže u ľudí vyvolať rôzne nepriaznivé zdravotné účinky, od zápalu pľúc až po predčasné úmrtie. Podľa [Európskej environmentálnej agentúry \(EEA\)](#), bolo v Európskej únii v roku 2020 vystavených koncentráciám jemných prachových častíc PM_{2,5}, ktoré prekračujú limitnú úroveň stanovenú Svetovou zdravotníckou organizáciou, až 96 % mestského obyvateľstva, čo viedlo k 238 000 predčasným úmrtiam [1]. Slovenská republika je jedným z členských štátov Európskej Únie, ktoré čelia problémom s kvalitou ovzdušia. K znečisťujúcim látkam, ktoré majú negatívny vplyv na kvalitu ovzdušia patria prachové častice PM₁₀ a jemné prachové častice PM_{2,5}, benzo(a)pyrén, oxid dusičitý NO₂ a prízemný ozón [2]. Hlavnými zdrojmi znečistenia ovzdušia sú doprava, priemysel, energetika a vo veľkej miere lokálne kúreniská so spaľovaním tuhých palív v domácnostiach. Zo zdravotného hľadiska sú veľmi nebezpečné jemné prachové častice PM_{2,5}, ktoré sú schopné prenikať hlboko do pľúc a vstúpiť do krvného obehu, čo môže spôsobiť kardiovaskulárne a respiračné ochorenia [1]. Sektor domácností prispieva k celkovým emisiám častíc PM_{2,5} najvýraznejšie (až 81 % podiel na celkových emisiách PM_{2,5}) [3].

Práve preto je veľmi dôležité čo najdetailnejšie poznať údaje o spotrebe palív, typoch využívaných palív a vykurovacích telies v domácnostiach. Menované údaje zlepšujú a spresňujú odhady emisií skleníkových plynov a znečisťujúcich látok zo sektoru domácností. Spresnené emisné inventúry môžu byť využité na identifikáciu rizikových oblastí, v ktorých dochádza k zhoršeniu kvality ovzdušia vplyvom zvýšenej produkcie emisií znečisťujúcich látok. Analýza zdrojov znečisťovania ovzdušia v rizikových oblastiach slúži ako podklad pre prijímanie nových opatrení na zmiernenie emisií znečisťujúcich látok.

1 Príprava a ciele štatistického zisťovania

V rokoch 2017 a 2019 sa realizovali štatistické zisťovania o spaľovacích zariadeniach a spotrebe palív v domácnostiach, ktoré prebehli v spolupráci so Štatistickým úradom Slovenskej republiky (ŠÚ SR). V nadväznosti na tieto štatistické zisťovania sa zrealizovalo v roku 2022 v poradí už tretie štatistické zisťovanie. Toto zisťovanie bolo financované z projektu LIFE IP – Zlepšenie kvality ovzdušia [4], ktorého cieľom je zlepšiť kvalitu ovzdušia a znížiť vystavenie obyvateľstva škodlivým vplyvom znečisťujúcich látok a to aj napríklad podporou vzdelávacích, komunikačných a monitorovacích aktivít partnerov zapojených do oblasti kvality a ochrany ovzdušia, a teda finančnou podporou tohto štatistického zisťovania.

Do zisťovania bolo zaradených 494 obcí. Informácie o štatistickom zisťovaní boli pred jeho vykonaním vopred zaslané primátorom a starostom obcí, ktorí tieto informácie ďalej sprostredkovali obyvateľom obcí, či už prostredníctvom obecného rozhlasu, zverejnením na webovej stránke obce alebo vo vysielaní mestskej/regiónálnej televízie. Následne boli listom kontaktované vybrané domácnosti, ktorým bol zaslaný aj celý text dotazníka.

Cieľom tohto štatistického zisťovania bolo najmä získanie detailnejších a presnejších údajov o spotrebe palív, druhoch využívaných vykurovacích zariadení a informáciách o tepelnoizolačných vlastnostiach bytov a domov. Získané údaje poskytnú jasnejší obraz o regionálnej situácii a potvrdili veľké regionálne rozdiely v počte domácností, ktoré vykurojú tuhými palivami. Štatistická vzorka domácností bola vybraná tak, aby boli všetky samosprávne kraje dostatočne zastúpené.

Z regionálnych údajov je možné identifikovať problémové oblasti, v ktorých sa zvýšenou mierou vykuruje tuhými palivami a kde v zimných mesiacoch nastávajú meteorologické javy, ako sú inverzie brániace vertikálnemu miešaniu vzduchu. Táto kombinácia môže viesť k zvýšením koncentráciám znečisťujúcich látok spôsobujúcich zdravie ohrozujúce situácie.

Získané údaje po ich detailnejšom spracovaní budú použité pri rekonštrukcii časového radu emisií v sektore domácností a pri príprave údajov pre projekcie emisií na obdobie do roku 2050.

2 Realizácia výberu vzorky

Podobne, ako v predchádzajúcich štatistických zisťovaniach, bola databáza sčítania obyvateľov, domov a bytov (SODB 2021) východiskom pre identifikáciu opory výberu a do vzorky boli zaradené všetky domácnosti spĺňajúce tieto kritériá:

1. dom je obývaný;
2. typ domu je rodinný dom, dvojdom alebo radový dom;
3. typ vykurovania je ústredné lokálne, etážové kúrenie, samostatné vykurovacie teleso;
4. tuhé palivo bolo uvedené ako primárny zdroj energie na vykurovanie.

ŠÚ SR urobil náhodný výber, ktorý bol dvojstupňovo stratifikovaný, pričom:

- stratifikácia bola proporcionálna na počet bytov používajúcich tuhé palivá, a to na úrovni krajov;
- 1. stupeň predstavoval výber obcí v krajoch s pravdepodobnosťou úmernou veľkosti obce a s návratom;
- 2. stupeň pozostával z výberu 10 bytov z vybraných obcí s rovnakou pravdepodobnosťou s návratom údajov a bez ich návratu. Ak bola niektorá obec v predošlom stupni vybratá viackrát (k-krát), vybralo sa v obci $k \cdot 10$ bytov.

Vo výberovej vzorke boli domácnosti, ktoré označili v SODB 2021, že prioritne vykurujú tuhým palivom. Vybraných bolo 6 650 domácností (o 2 550 domácností viac ako v roku 2019) zo 494 obcí. Štatistické zisťovanie bolo vykonané prostredníctvom externých opytovateľov ŠÚ SR, ktorí navštívili vybrané domácnosti. Z celkového počtu domácností dotazník vyplnilo 70,53 % domácností. Najväčší podiel spolupracujúcich domácností bol v Banskobystrickom kraji (72,44 %), naopak najmenší podiel bol v Nitrianskom kraji (68,10 %).

Cieľom tohto štatistického zisťovania bolo najmä získanie reprezentatívnejších výsledkov na úrovni krajov. Tabuľka č.1 obsahuje údaje o počte domácností vo výbere v jednotlivých krajoch. V porovnaní s rokmi 2017 a 2019 bol do zisťovania zaradený väčší počet domácností najmä v Bratislavskom a Trnavskom kraji. V predchádzajúcich zisťovaniach boli výsledky, práve v dôsledku tejto disproporcie výberu vzorky, reprezentatívne len na úrovni Slovenska. V najnovšom prieskume sú však dostatočne zastúpené všetky kraje, a preto je možné interpretovať výsledky, ktoré sú štatisticky relevantné na regionálnej úrovni pre všetky kraje Slovenskej republiky.

Tabuľka 1: Podiel vybraných a spolupracujúcich domácností po krajoch – porovnanie štatistických zisťovaní z rokov 2017, 2019 a 2022

REGIÓN	Počet domácností vo výbere			Počet spolupracujúcich domácností			Podiel (%) spolupracujúcich domácností		
	2017	2019	2022	2017	2019	2022	2017	2019	2022
ZISŤOVANIE									
Bratislavský (BA)	28	60	700	21	43	493	75,00	71,67	70,43
Trnavský (TT)	119	200	820	87	142	575	73,11	71,00	70,12
Trenčiansky (TN)	231	490	850	170	359	599	73,59	73,27	70,47
Nitriansky (NR)	189	360	840	141	253	572	74,60	70,00	68,10

REGIÓN	Počet domácností vo výbere			Počet spolupracujúcich domácností			Podiel (%) spolupracujúcich domácností		
	2017	2019	2022	2017	2019	2022	2017	2019	2022
ZISŤOVANIE									
Žilinský (ZA)	483	940	870	364	691	612	75,36	73,51	70,34
Banskobystrický (BB)	483	940	860	352	707	623	72,88	75,21	72,44
Prešovský (PO)	336	660	860	245	489	618	72,92	74,09	71,86
Košický (KE)	231	450	850	169	330	598	73,16	73,33	70,35
SPOLU SLOVENSKO	2 100	4 100	6 650	1 549	3 014	4 690	73,76	73,49	70,53

3 Dosiahnuté výsledky

Dotazník, ktorý opytovatelia vyplňali v spolupráci s obyvateľmi domácností zo vzorky, sa veľmi detailne zaoberal zariadeniami a palivami, ktoré domácnosti využívajú na vykurovanie, ohrev vody a ďalšie aktivity. Dotazník sa skladal z troch častí:

- časť A, ktorá sa zaoberala údajmi o domoch – počet obývaných bytov v dome, obdobie výstavby a rekonštrukcie domu, typ a rok danej rekonštrukcie, celková plocha domu (resp. bytu), aká časť celkovej plochy je vykurovaná a na akú teplotu;
- časť B, ktorá sa zaoberala údajmi o palivách a spaľovacích zariadeniach – zdroje energie využívané na vykurovanie a ohrev vody, množstvo obstarávaného paliva, dĺžka skladovania dreva v prípade domácností využívajúcich ako palivo drevo, z akých zdrojov domácnosti obstarávajú tuhé palivá, spotreba benzínu a nafty v domácnostiach, ktoré používajú pre záhradnú techniku, typ a počet vykurovacích a ohrevných telies;
- časť C, ktorá sa zaoberala údajmi o spaľovacích zariadeniach – detailné informácie o spaľovacích a ohrevných telesách (maximálny výkon zariadenia, rok inštalácie a vek, druh a množstvo spotrebovaného paliva).

Časť A dotazníka – údaje o domoch

Prvá časť dotazníka sa podrobne zaoberala tým, v akom stave sú domy/byty využívajúce tuhé palivá ako primárny zdroj energie. Tieto údaje sa využívajú pri určovaní energetickej náročnosti a efektívnosti domov/bytov, z čoho sa v kombinácii s výsledkami z ďalších častí dotazníka o palivách a spaľovacích zariadeniach určuje energetická spotreba a následne emisie znečisťujúcich látok a skleníkových plynov v sektore domácností.

V tabuľke 2 sa nachádzajú údaje o období výstavby (resp. kolaudácie) a poslednej rekonštrukcie domov. Z výsledkov vyplýva, že najväčší podiel domov bol postavený v povojnovom období v rokoch 1945-1980. Tempo výstavby sa odvtedy výrazne znížilo, naopak zvýšila sa miera rekonštrukcie domov. Až v 74,9 % domov bol vykonaný nejaký druh rekonštrukcie (zateplenie obvodových stien, výmena okien, tepelná izolácia strechy), najviac po roku 2010 (57,5 %) čo v porovnaní s predchádzajúcim štatistickým zisťovaním predstavuje 8 %-ný nárast. Najväčší podiel zrekonštruovaných domov sme pozorovali v Prešovskom a Košickom kraji. Rozdiely medzi kraji však neboli príliš výrazné.

Tabuľka 2: Analýza údajov o výstavbe a období rekonštrukcie domov

INDIKÁTOR	Podiel v (%)	95 %-ný interval spoľahlivosti		CI (95 %)
		Dolná hranica	Horná hranica	
Obdobie/rok kolaudácie				
1919 a skôr	6,3	5,6	6,9	0,6
1920 – 1945	14,1	13,2	15,0	0,9
1946 – 1960	22,6	21,5	23,7	1,1
1961 – 1980	31,6	30,3	32,8	1,3
1981 – 2000	16,1	15,1	17,2	1,0
2001 – 2010	4,2	3,7	4,8	0,6
2011 – 2015	2,6	2,1	3,0	0,4
2016 a neskôr	2,5	2,0	2,9	0,4
Obdobie/rok poslednej rekonštrukcie				
pred 1980	1,0	0,8	1,3	0,3
1980 – 1990	0,7	0,5	0,9	0,2
1991 – 1995	0,6	0,4	0,8	0,2
1996 – 2000	1,6	1,3	1,9	0,3
2001 – 2005	3,7	3,2	4,3	0,5
2006 – 2009	9,7	8,9	10,5	0,8
2010 - 2015	25,2	24,0	26,4	1,2
2016 a neskôr	32,4	31,1	33,6	1,3
bez rekonštrukcie	25,1	23,9	26,3	1,2

Tabuľka 3 obsahuje údaje o jednotlivých typoch rekonštrukcie a percentuálnom zastúpení domov, v ktorých bola vykonaná tepelná izolácia strechy, tepelná izolácia obvodových stien a výmena okien. Z rekonštruovaných rodinných domov malo 82 % vymenené okná, v 42 % bola vykonaná izolácia obvodových stien a 31 % rekonštruovaných RD malo zateplené strechy.

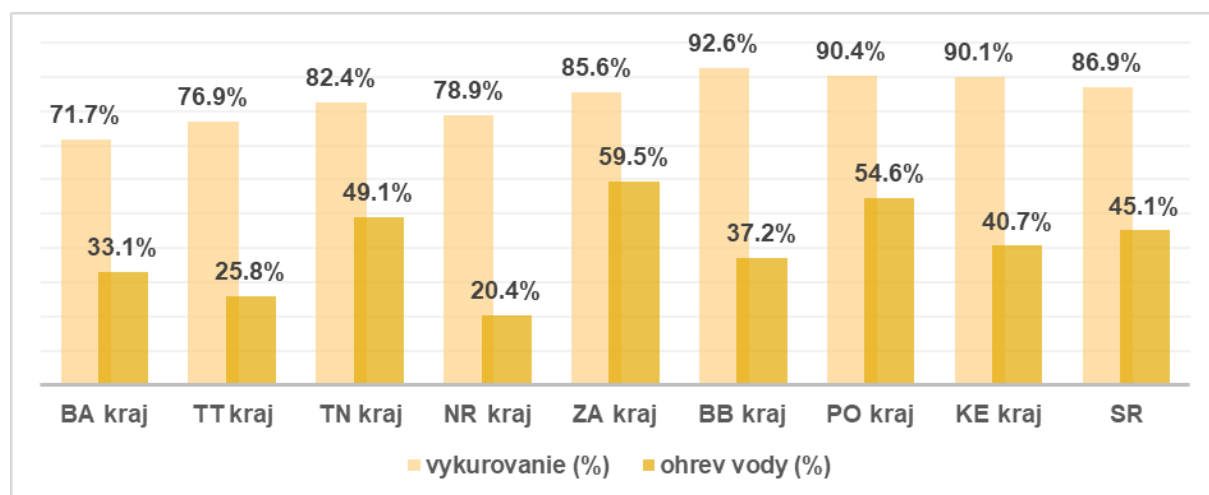
Tabuľka 3: Analýza údajov o type rekonštrukcie domov

INDIKÁTOR	Podiel v (%)	95 %-ný interval spoľahlivosti		CI (95 %)
		Dolná hranica	Horná hranica	
Vykonaná tepelná izolácia strechy				
áno	23,1	22,0	24,3	1,1
nie	76,9	75,7	78,0	1,2
Vykonaná tepelná izolácia obvodových stien				
áno	23,4	22,2	24,5	1,1
čiastočne	8,3	7,5	9,0	0,8
nie	68,4	67,1	69,6	1,3
Vykonaná výmena okien				
áno	51,8	50,5	53,2	1,3
čiastočne	9,9	9,1	10,7	0,8
nie	38,3	37,0	39,6	1,3

INDIKÁTOR	Podiel v (%)	95 %-ný interval spoľahlivosti		CI (95 %)
		Dolná hranica	Horná hranica	
Vykonaná rekonštrukcia od roku 2020				
áno	12,5	11,6	13,4	0,9
nie	87,5	86,6	88,4	0,9

Časť B dotazníka – údaje o palivách

Časť B dotazníka poskytla údaje o palivách využívaných v domácnostiach vykurojúcich tuhým palivom. Údaje potvrdili výsledky z predošlých štatistických zisťovaní a vyplynulo z nich, že najpoužívanejším palivom je drevo, ktoré na vykurovanie využíva až 87 % domácností (pokles o 2 % v porovnaní s rokom 2019). Najviac domácností využíva drevo na vykurovanie v Banskobystrickom kraji (93 %) a najmenej v Bratislavskom kraji (72 %). V prípade ohrevu vody drevo využíva 45 % domácností, najviac v Žilinskom kraji (60 %) a najmenej v Nitrianskom kraji (20 %). Podiel domácností, ktoré využívajú drevo na vykurovanie a/alebo ohrev vody je zobrazený na obrázku 1.



Obrázok 1: Podiel domácností využívajúcich drevo ako zdroj energie pri vykurovaní a ohreve vody

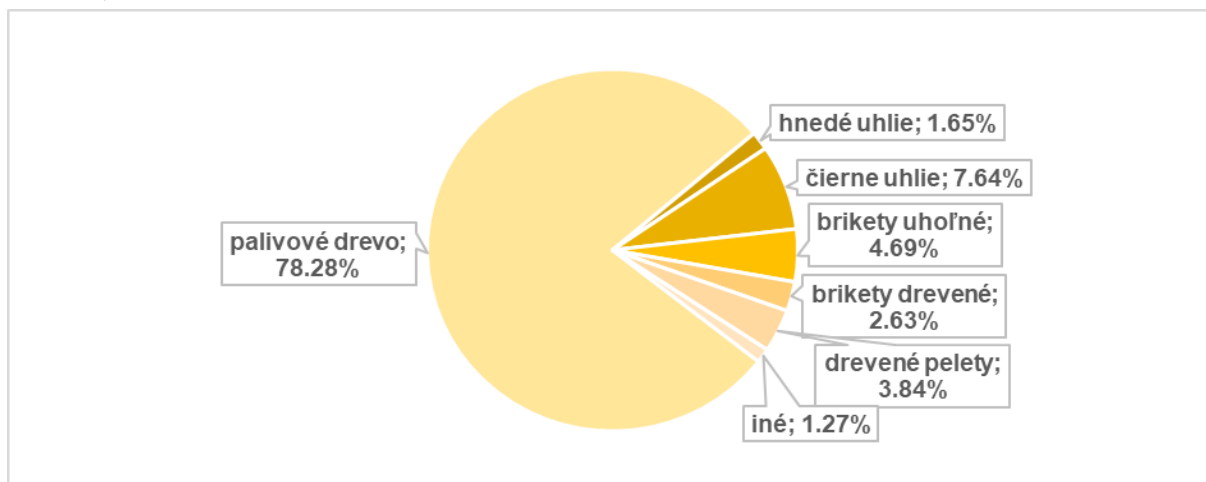
Po dreve boli najzastúpenejším zdrojom energie pri vykurovaní alternatívne palivá s nižšími emisiami. V tabuľke 4 je zobrazené porovnanie podielu domácností využívajúcich elektrinu, zemný plyn a drevené pelety a brikety pri vykurovaní a ohreve vody v rokoch 2017, 2019 a 2022. Z údajov je možné vidieť, že sa zvýšila miera využívania elektrickej energie, drevených peliet a brikiet pri vykurovaní a tiež mierny nárast využívania peliet a brikiet pri ohreve vody. Údaje z tohto štatistického zisťovania potvrdili pokračovanie prechodu na modernejšie a ekologickejšie palivá.

Tabuľka 4: Analýza údajov o type rekonštrukcie domov

ZDROJ ENERGIE	Vykurovanie			Ohrev vody		
	2017	2019	2022	2017	2019	2022
Zemný plyn	15,6 %	16,6 %	14,8 %	12,2 %	14,9 %	12,6 %
Elektrická energia	8,0 %	13,9 %	14,6 %	65,6 %	64,9 %	64,4 %
Drevené pelety a brikety	7,1 %	8,7 %	11,4 %	3,8 %	4,3 %	5,5 %

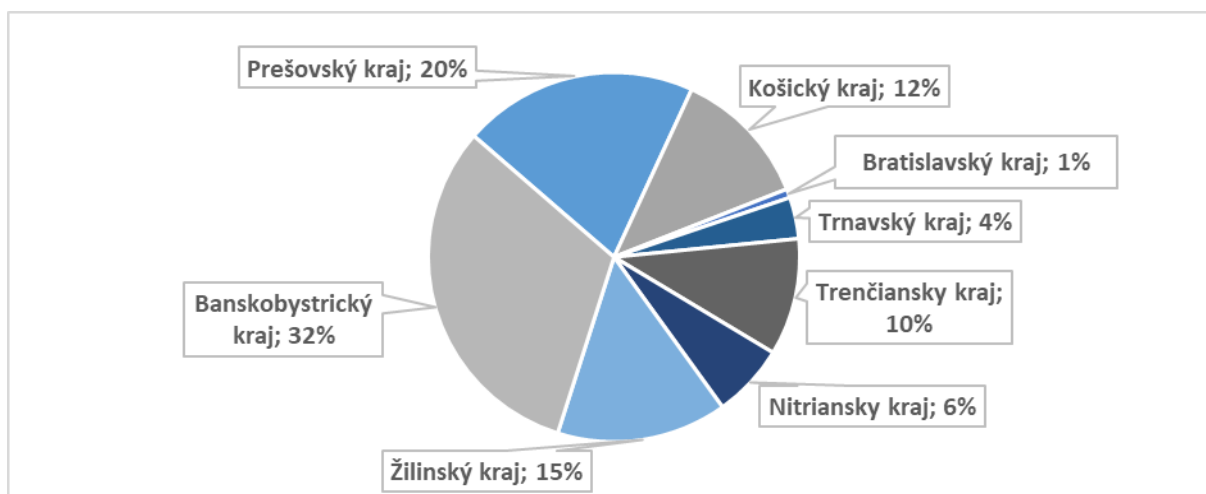
Z hľadiska množstva obstarávaného paliva (obrázok 2), jednoznačne vedie palivové drevo, ktoré predstavuje takmer 78 % z celkového množstva. To v porovnaní s predchádzajúcim zisťovaním z roku 2019 (vtedy množstvo obstarávaného dreva predstavovalo 84 % celkových palív) predstavuje pokles o 6 %. Pozitívom je tiež pokles množstva zaobstarávaného hnedého uhlia, ktoré má z hľadiska emisií znečisťujúcich látok a skleníkových plynov najhoršie vlastnosti, zo 4,4 % na 1,7 %. Zvýšilo sa

tiež množstvo zaobstarávaných drevených peliet (z 2,3 % na 3,8 %) a tiež drevených brikiet (z 1,5 % na 2,6%).



Obrázok 2: Podiel množstva jednotlivých druhov palív zakúpených/obstaraných domácnosťami na Slovensku za rok 2022

Na obrázku 3 je zobrazené regionálne rozloženie celkového množstva dreva zaobstarávaného domácnosťami na Slovensku. Z údajov vyplynulo, že najviac z celkového množstva dreva si zaobstarávajú domácnosti v Banskobystrickom kraji (32 %) a naopak najmenej dreva si zaobstarávajú domácnosti v Bratislavskom kraji (len necelé percento).



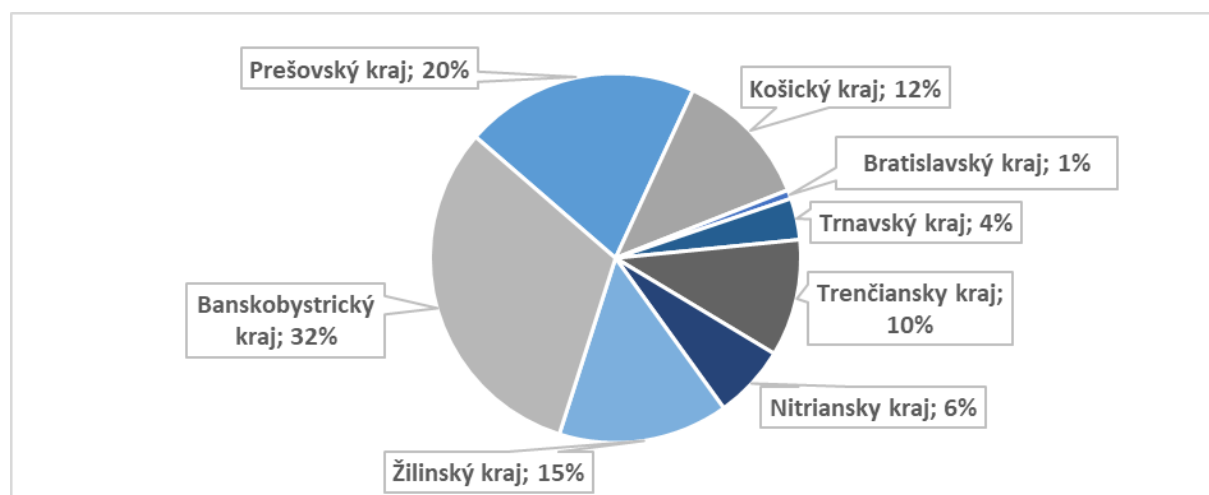
Obrázok 3: Podiel krajov na množstve zakúpeného/obstaraného dreva domácnosťami za rok 2022

Negatívom je, že z celkového množstva domácností, ktoré používajú palivové drevo, vzrástol počet tých, čo uviedli, že drevo vôbec neskladujú a pritom tvrdia, že nekupujú suché drevo (takmer 21 %); táto hodnota narástla v porovnaní s rokom 2019 o 3 p. b. (18 %). Z analýzy údajov týkajúcich sa vykurovacej praxe v domácnostiach vyplýva, že stále veľa domácností ($44 \% \pm 1,9 \%$ pri spoľahlivosti odhadu 0,95) stále skladuje drevo nedostatočne (len jednu sezónu) a potom ho spáli (tabuľka 5). V prípade, že domácnosť kupuje čerstvé drevo, po jednom roku skladovania nemusí byť drevo ešte dostatočne vysušené, čo znižuje jeho tepelné vlastnosti a zvyšuje emisie z nedokonalého horenia (okrem toho aj znehodnocuje spaľovacie zariadenie a jeho súčasti). Uhlie, uhoľné brikety a drevo si domácnosti, podobne ako v roku 2019, najčastejšie zaobstarávali z domácich zdrojov.

Tabuľka 5: Analýza skladovania dreva a obstarávania uhlia, uhoľných brikiet a dreva

ODPOVEDE	Počet	95 %-ný interval spoľahlivosti		CI (95 %)
		Dolná hranica	Horná hranica	
Dĺžka skladovania dreva pred použitím (%)				
Vôbec neskladujem	20,9	19,7	22,0	1,2
Neskladujem, kupujem drevo suché	12,3	11,4	13,2	0,9
Skladujem jednu sezónu a potom ho spálím	42,5	41,1	43,9	1,4
Skladujem dve sezóny a potom ho spálím	24,3	23,1	25,6	1,3
Zdroj zvyčajného obstarávania uhlia, uhoľných brikiet a dreva (%)				
Domáce zdroje	94,3	93,7	95,0	0,7
Poľsko	0,8	0,5	1,0	0,3
Česká republika	0,3	0,1	0,5	0,2
Ukrajina	0,2	0,1	0,4	0,1
Iné zdroje	4,4	3,8	5,0	0,6

Najlepšiu vykurovaciu prax majú domácnosti vykurujúce drevom v Žilinskom kraji, kde až 48 % domácností skladuje drevo aspoň dve sezóny pred tým, ako ho spáli alebo nakupuje suché drevo. Naopak, najhoršiu vykurovaciu prax majú domácnosti v Nitrianskom kraji, kde až 40 % domácností neskladuje vlhké drevo ani po dobu jednej sezóny (obrázok 4).

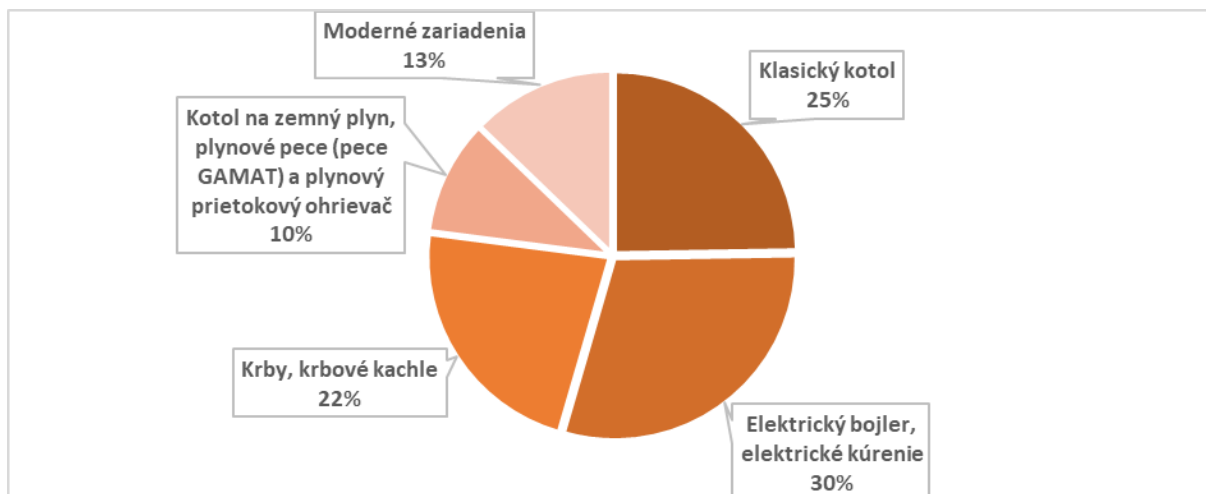


Obrázok 4: Analýza skladovania dreva na úrovni krajov

Časť C dotazníka – údaje o zariadeniach

Časť C sa zaoberala tým, aký typ a počet vykurovacích a spaľovacích zariadení domácnosti používajú. Je samozrejmé, že niektoré domácnosti majú viac spaľovacích zariadení, resp. diverzifikujú ich účel (napr. ohrev vody bojlerom, kúrenie kotlom a pod.). Na obrázku 5 je zobrazené zastúpenie

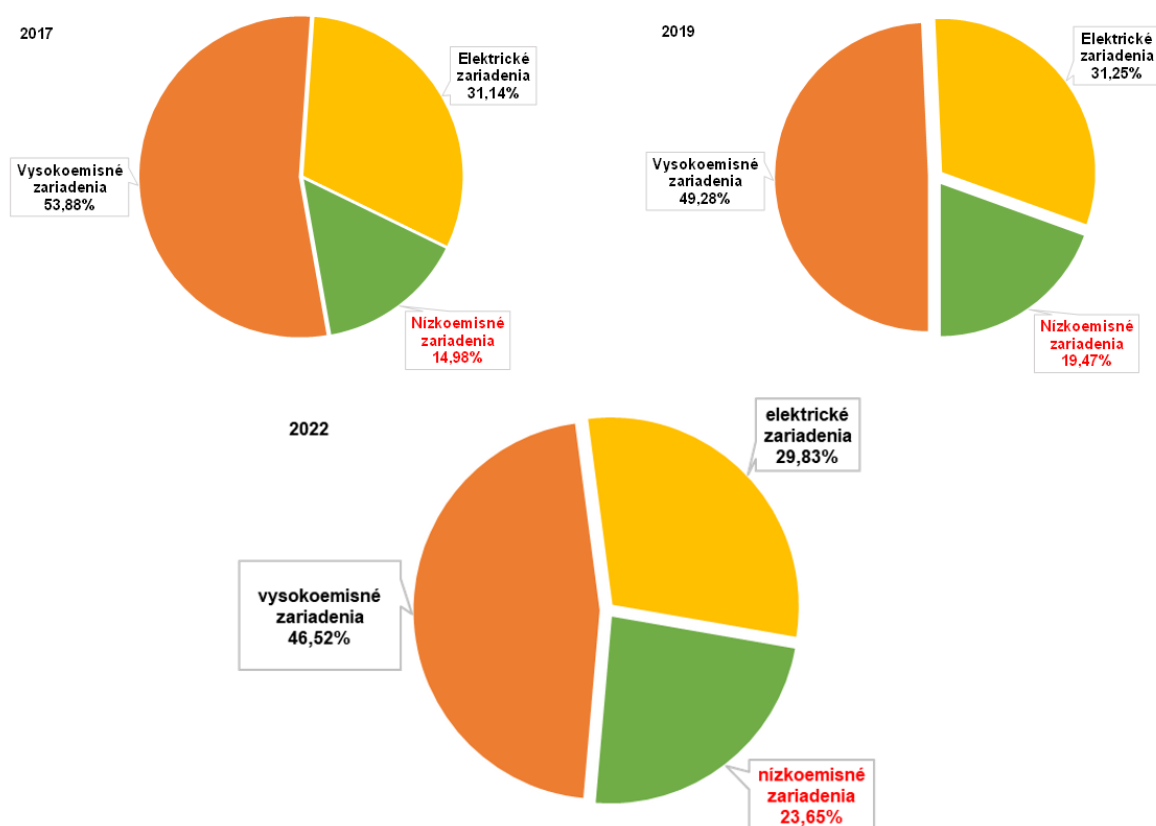
spaľovacích zariadení v domácnostiach. Najvyššie percento (až 30 %) predstavujú v domácnostiach elektrické bojler, v tomto čísle je zarátané aj podlahové (elektrické) kúrenie; v počte nasledujú klasické kotle, ktorými ešte stále kúri štvrtina domácností; krby a krbové kachle využíva 22 % domácností. 13 % domácností používa na vykurovanie a prípravu teplej úžitkovej vody jedno z moderných zariadení, ktorým môžu byť napríklad solárne kolektory, poloautomatický alebo splynovací kotol, moderné kachle alebo automatická peletová pec. Podiel moderných zariadení v porovnaní s rokom 2019 vzrástol o 2 %.



Obrázok 5: Zastúpenie jednotlivých druhov spaľovacích zariadení v domácnostiach na Slovensku v roku 2022

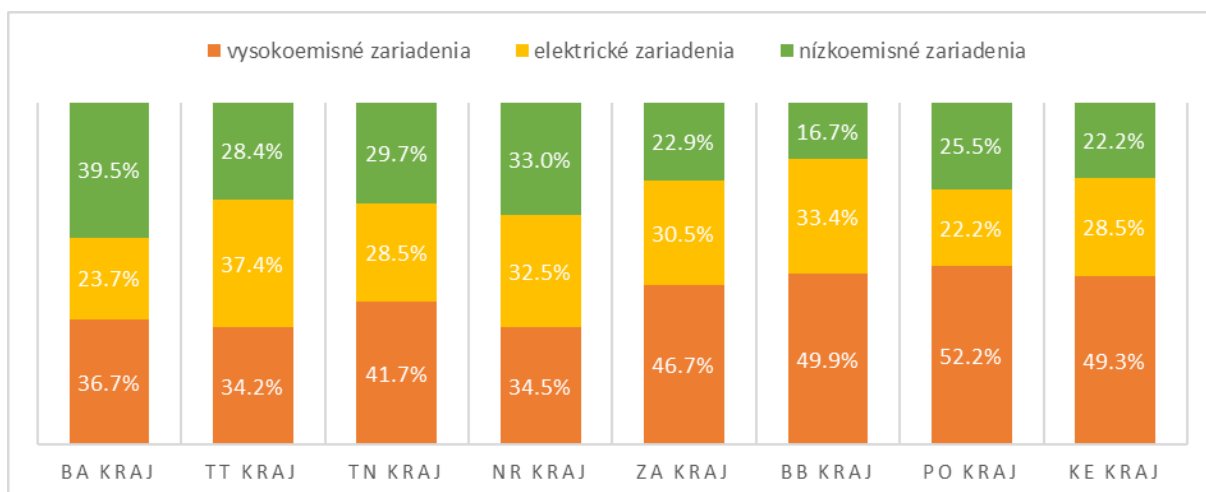
Zariadenia môžeme rozdeliť na **a) vysokoemisné**, kam patria klasické kotle: krby, krbové vložky, piecky, kachle a kachľové pece; na **b) elektrické**, kam zaraďujeme: elektrické bojler a elektrické podlahové kúrenie a do **c) nízkoemisných**, kam boli začlenené splynovacie a poloautomatické kotle, kotle na zemný plyn/LPG, plynové pece (pece GAMAT, ...), automatické peletové pece, moderné krbové kachle, tepelné čerpadlá, solárne a fotovoltické zariadenia.

Pri prvom štatistickom zisťovaní v roku 2017, tvorili vysokoemisné zariadenia viac ako polovičný podiel vykurovacích a spaľovacích zariadení v domácnostiach (54 %), zatiaľ čo nízkoemisných zariadení bolo len okolo 15 %. Medzi rokmi 2017 a 2019 sa zvýšil podiel nízkoemisných zariadení z 15 % na 19,5 %. V roku 2022 sa potvrdil narastajúci trend využívania moderných nízkoemisných zariadení a ich podiel predstavoval takmer štvrtinu (23,7 %). To predstavuje nárast o 8,7 % v priebehu piatich rokov (obrázok 6).



Obrázok 6: Porovnanie zastúpenia spaľovacích zariadení v domácnostiach na Slovensku v rokoch 2017, 2019 a 2022

V jednotlivých krajoch bola štruktúra zariadení rozdielna a z údajov na obrázku 7 je vidieť, že najväčší podiel nízkoemisných zariadení majú domácnosti v Bratislavskom kraji (39,5 %), naopak najnižší v Banskobystrickom kraji (len 16,7 %). V prípade vysokoemisných zariadení bol najvyšší podiel zariadení evidovaný v Prešovskom kraji (až 52,2 %) a naopak najnižší v Trnavskom kraji (34,2 %).



Obrázok 7: Porovnanie zastúpenia spaľovacích zariadení v domácnostiach na regionálnej úrovni za rok 2022

Ďalším zistením z časti C je priemerný vek najčastejšie používaných spaľovacích zariadení. Výsledky na úrovni krajov sú uvedené v tabuľke 6 a vyplýva z nich, že priemerný vek kotlov v porovnaní s rokom 2019 mierne stúpol (z 11 rokov na 11,6). Zo všetkých kotlov nie je starších ako

10 rokov 53 % zariadení a až 89 % zo všetkých kotlov nie je starších ako 20 rokov. Najnovšie kotle majú domácnosti v Bratislavskom kraji (priemerný vek je 10,4 roku) a najstaršie v Trnavskom (13,1 roku). Priemerný vek krbových kachlí a pecí sa v porovnaní s rokom 2019 nezmenil (17 rokov). Zo všetkých krbových kachlí a pecí nie je starších ako 10 rokov 39 % zariadení a 73 % zo všetkých krbových kachlí a pecí nie je starších ako 20 rokov. Najstaršie krbové kachle a pece majú domácnosti v Prešovskom kraji (20,5 roku) a najnovšie v Nitrianskom kraji (12,9 roku). Priemerný vek elektrických zariadení v porovnaní s rokom 2019 klesol z 10,7 roka na 10 rokov, mierne klesol tiež priemerný vek kotlov na zemný plyn a plynových pecí GAMAT z 11,7 na 11,4 roku.

Tabuľka 6: Analýza priemerného veku spaľovacích zariadení

KRAJ	Vek	95 %-ný interval spoľahlivosti		CI (95 %)
		Dolná hranica	Horná hranica	
Klasický, automatický a splyňovací kotol				
Bratislavský	10,4	9,3	11,4	1,0
Trnavský	13,1	12,0	14,1	1,0
Trenčiansky	11,8	11,0	12,5	0,8
Nitriansky	12,4	11,2	13,7	1,2
Žilinský	11,7	11,0	12,4	0,7
Banskobystrický	11,5	10,7	12,3	0,8
Prešovský	11,1	10,2	11,9	0,8
Košický	11,4	10,4	12,3	1,0
SR	11,6	11,3	11,9	0,3
Elektrický bojler				
Bratislavský	9,1	8,0	10,3	1,1
Trnavský	10,5	9,6	11,3	0,8
Trenčiansky	11,2	10,3	12,2	0,9
Nitriansky	9,7	8,8	10,5	0,9
Žilinský	10,1	9,3	10,8	0,7
Banskobystrický	9,9	9,2	10,6	0,7
Prešovský	10,3	9,2	11,3	1,1
Košický	9,1	8,3	9,8	0,7
SR	10,0	9,7	10,3	0,3
Krbové kachle a pece				
Bratislavský	15,0	13,7	16,3	1,3
Trnavský	14,4	13,2	15,6	1,2
Trenčiansky	13,7	12,2	15,2	1,5
Nitriansky	12,9	11,7	14,1	1,2
Žilinský	16,0	14,6	17,4	1,4
Banskobystrický	16,8	15,8	17,9	1,1
Prešovský	20,5	19,3	21,8	1,2
Košický	17,7	16,8	18,6	0,9
SR	16,9	16,5	17,3	0,4
Kotol na zemný plyn a plynové pece GAMAT				
Bratislavský	10,3	8,9	11,8	1,4
Trnavský	12,6	11,2	14,1	1,4
Trenčiansky	11,8	9,8	13,7	2,0
Nitriansky	10,9	9,3	12,5	1,6
Žilinský	12,3	10,8	13,9	1,5
Banskobystrický	10,3	8,3	12,4	2,1
Prešovský	10,6	9,3	11,9	1,3
Košický	12,0	10,4	13,6	1,6
SR	11,4	10,8	11,9	0,6

4 Záver

Hlavnou úlohou opakovaných štatistických zisťovaní bolo spresniť odhady bilancie tuhých palív a predovšetkým biomasy (palivové drevo) na regionálnej úrovni. V porovnaní s prvými dvomi zisťovaniami bola v treťom zisťovaní vzorka domácností rovnomernejšie rozdelená na úrovni krajov, čo nám pomohlo splniť tento cieľ. Z údajov uvedených v tomto článku vyplýva, že všetky tri štatistické zisťovania potvrdili postupný trend znižovania spotreby palív a zvyšovania podielu obnoviteľných zdrojov energie na Slovensku (zvyšujúci podiel biomasy, znižujúci podiel fosílnych tuhých palív). Tretie štatistické zisťovanie taktiež potvrdilo trend modernizácie spaľovacích zariadení, podielu a tempa rekonštrukcie rodinných domov. K tomu veľkou mierou prispeli investície štátu v rámci podporných programov a dotácií [5].

Výsledky svojím rozsahom a charakterom pomohli analyzovať aktuálny stav v oblasti vykurovania domácností tuhými palivami na Slovensku. Tie sú nevyhnutné pri tvorbe účinných plánov, opatrení a politík šitých na mieru na národnej, ale hlavne regionálnej úrovni. Zlepšenie kvality ovzdušia priamo súvisí so zlepšením zdravotného stavu dotknutého obyvateľstva a zlepšeniu životného prostredia. Emisné inventúry a účty emisií do ovzdušia by mali predovšetkým slúžiť ako kvalitná odborná environmentálna štatistika a podklad pri príprave vhodných opatrení a stimulov Ministerstva životného prostredia SR (MŽP SR) na zníženie emisií vypúšťaných do ovzdušia.

Kvalita ovzdušia závisí nielen od množstva emisií a priestorového rozloženia zdrojov znečisťovania ovzdušia, ale aj od meteorologických podmienok a vlastností okolitého terénu. Príkladom zhoršenej kvality ovzdušia sú napríklad opakované smogové situácie vyskytujúce sa za inverzného počasia počas zimných mesiacov v lokalitách podobného geografického typu ako napríklad v Jelšave [2]. Práve preto sú dôležité výsledky vyhodnotené na regionálnej úrovni, vďaka ktorým bude možné lepšie identifikovať kritické oblasti, v ktorých je možný výskyt zdravotne nepriaznivých javov. Tento zámer bol v rámci tretieho štatistického zisťovania splnený a výsledky bližšie priblížili regionálne podmienky vykurovania domácností. Domácnosti s najväčším podielom moderných nízkoemisných zariadení sa nachádzajú na západnom Slovensku, zároveň tieto domácnosti najmenej vykurujú tuhými fosílnymi palivami a drevom. Naopak najhoršie podmienky v oblasti vykurovania tuhými palivami majú domácnosti na strednom Slovensku, kde sa vo väčšej miere spaľuje biomasa a fosílna palivá a to v prevažne zastaraných vysokoemisných spaľovacích zariadeniach. Identifikáciou týchto rizikových oblastí bude možné vytvorenie vhodných opatrení najmä v regiónoch so zhoršenou kvalitou ovzdušia.

Literatúra

- [1] Európska environmentálna agentúra, Air Quality in Europe – 2022 report. No 05/2022. ISBN 978-92-9480-515-7. ISSN 1977-8449. doi:10.2800/488115. [online]. [cit 23.10.2023]. Dostupné na: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022>
- [2] Kolektív odboru monitorovania kvality ovzdušia SHMÚ. Správa o kvalite ovzdušia v Slovenskej republike. Jún 2023.
- [3] Emisie skleníkových plynov a znečisťujúcich látok. [online]. [cit. 24.10.2023]. Dostupné na: <https://oeab.shmu.sk/emisie/domacnosti/trendy.html>
- [4] Projekt LIFE IP - Zlepšenie kvality ovzdušia (LIFE18 IPE/SK/000010): <https://minzp.sk/life-populair/>
- [5] Napríklad Zelená domácnostiam: <https://zelenadomacnostiam.sk/sk/domacnosti/>

Zhodnotenie skenovacích stratégií veterného lidar

Pavol Nechaj

Anotácia

Lidar v leteckej meteorológii slúži predovšetkým na detekciu nebezpečného nízko hladinového strihu vetra. Výber skenovacej stratégie na tento partikulárny účel má svoje špecifiká, ktoré je potrebné pri výbere skenovacej stratégie zobrať do úvahy. Tento článok poskytuje prehľad a zhodnotenie jednotlivých skenovacích stratégií s ohľadom na ich využitie pri získavaní relevantných údajov radiálnej rýchlosti vetra na generovanie výstrah pred strihom vetra.

Kľúčové slová: lidar, strih vetra, skenovacia stratégia

Annotation

In aviation meteorology, a lidar is used mainly for detection of dangerous low level wind shear. The selection of scanning strategy for this particular purpose has some specificities, which need to be considered. This paper gives an overview and evaluation of scanning strategies with respect to their utilization for measurement of relevant radial wind speed data used to generate wind shear alerts.

Key words: lidar, wind shear, scan strategy

Úvod

Technológia lidar (Laser Imaging Detection and Ranging) má široké využitie aj mimo leteckej meteorológie. V rámci leteckej meteorológie však slúži predovšetkým na detekciu nebezpečného nízko hladinového strihu vetra. V tomto kontexte tu používame pojem veterný lidar ako lidar určený práve na výstrahy pred strihom vetra.

Veterný lidar pracuje na rovnakom princípe ako dopplerovský radar – t. j. emituje elektromagnetické žiarenie (v infračervenej časti spektra s vlnovou dĺžkou 1 – 10 μm) a na základe zmeny frekvencie odrazeného lúča od pohybujúcich sa aerosólov umožňuje určiť radiálnu rýchlosť vetra, keďže môžeme predpokladať, že pohyb mikročastíc prirodzeného a antropogénneho aerosólu ako prach, popol, kvapôčky vody v oblakoch atď. kopíruje pole vetra.

Keďže veterný lidar meria len radiálnu zložku rýchlosti vetra (v smere od, resp. ku meraciemu zariadeniu), pre získanie o dvoj-, resp. trojrozmernom poli vetra za účelom výstrah pred strihom vetra je potrebné získať informáciu o radiálnej rýchlosti pozdĺž lidarových lúčov v rôznych smeroch. Je preto potrebné zvoliť vhodnú sekvenciu lúčov s dostatočnou hustotou a rôznymi smermi, čiže nájsť vhodnú skenovaciu stratégiu. Skenovacia stratégia musí mať na zreteli okrem hlavného účelu lidar (v tomto prípade výstrahy pred strihom vetra) aj topografické špecifiká danej lokality a fyzické možnosti konkrétneho zariadenia.

1. Klasifikácia skenovacích stratégií podľa stupňov voľnosti

Skenovacie stratégie môžeme podľa počtu stupňov voľnosti rozdeliť na (Liu et al., 2019):

- Skenovacie stratégie s nulou stupňami voľnosti
- Skenovacie stratégie s jedným stupňom voľnosti
- Skenovacie stratégie s dvomi stupňami voľnosti

Skenovacie stratégie s nula stupňami voľnosti

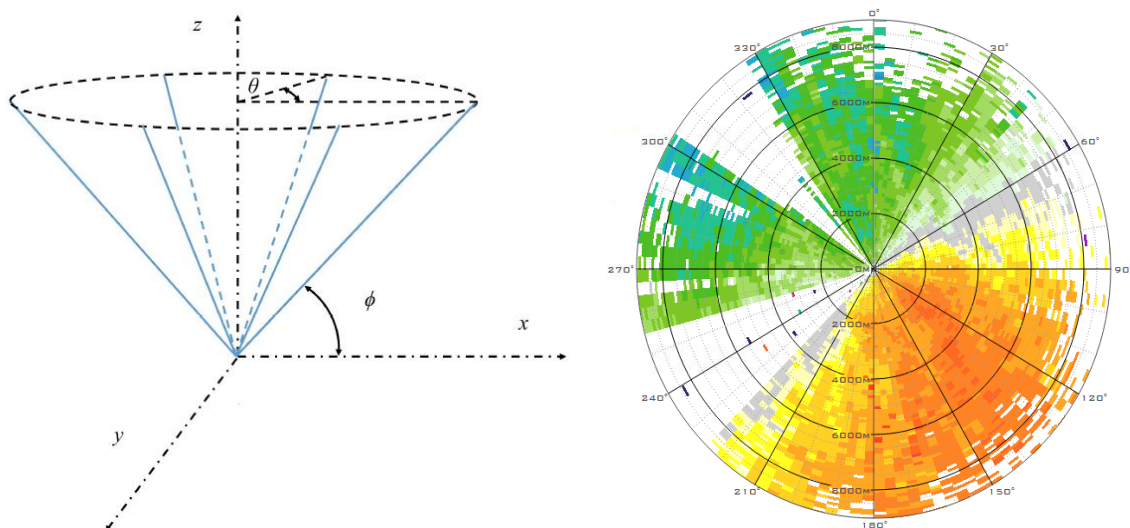
Nula stupňov voľnosti v praxi znamená, že lidarový lúč „čumí“ (z anglického označenia pre tento typ skenovacej stratégie *Staring mode*) podľa presne určeného a zafixovaného azimutu a elevácie, t.j. lidarový lúč nemení v čase svoju polohu. Takto zvolená stratégia umožňuje poskytnúť informáciu o šume v lidarových meraniach (SNR - *signal to noise ratio*), intenzite spätného rozptylu (*backscatter intensity*), prípadne o vertikálnej zložke vetra (pri elevácii fixovanej na 90°). Využíva sa prevažne ako doplnková stratégia popri hlavnom skene na rýchle získanie uvedených informácií.

Skenovacie stratégie s jedným stupňom voľnosti

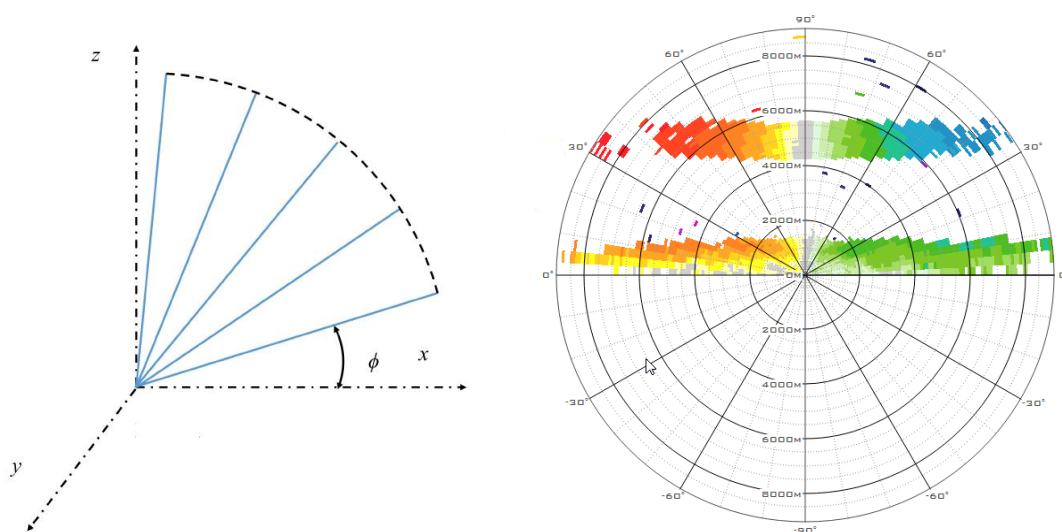
Existujú dve skenovacie stratégie s jedným stupňom voľnosti:

- Kužeľová plocha (resp. kužeľový výsek)
- Vertikálny rez

Kužeľovú plochu získame pri konštantnom elevačnom uhle lidarového lúča, pričom lidarové lúče postupne (podľa nastavenej rýchlosti skenovania a azimutálneho rozlíšenia lúčov) skenujú všetky azimuty od 0° do 360° (Obrázok 1). V prípade, že lidarové lúče pri fixnej elevácii skenujú len určitý vybraný azimutálny rozsah, výsledkom je kužeľový výsek. Skenovacia stratégia, ktorej výsledkom je kužeľová plocha sa bežne označuje ako PPI (*Plan Position Indicator*).



Obrázok 1: Schéma PPI skenu (vľavo) a ukážka reálneho PPI skenu (vpravo).



Obrázok 2: Schéma RHI skenu (vľavo) a ukážka reálneho RHI skenu (vpravo).

Pri vertikálnom reze sa postupne mení uhol elevácie lidarového lúča, pričom azimut ostáva nezmenený (Obrázok 2). Táto skenovacia stratégia je známa ako RHI (*Range Height Indicator*). Pre úplnosť spomenieme aj špeciálny prípad vertikálneho rezu, ktorým je tzv. glide path sken, kde je rovina rezu určená optimálnou dráhou priblíženia (*glide path*) príslušnej letiskovej dráhy a uhlom sklonu dráhy priblíženia voči rovine dráhy. Tento typ skenovacej stratégie bol vyvinutý a používa sa na letisku v Hong Kongu (Chan et al., 2006).

Skenovacie stratégie s dvomi stupňami voľnosti

Skenovacou stratégiou s dvomi stupňami voľnosti je napr. DBS (*Doppler Beam Swinging*), ktorá sa vyznačuje svojou jednoduchosťou, keďže jej minimálnou požiadavkou sú len 3 lidarové lúče v navzájom ortogonálnych smeroch (jeden vertikálny a dva naklonené do ortogonálnych azimutov, napr. na sever a na východ).

Každopádne, za skenovaciu stratégiu s dvomi stupňami voľnosti môžeme považovať každú ľubovoľnú kombináciu dvoch či viac rôznych skenovacích stratégií uvedených vyššie.

2. Špecifiká skenovacej stratégie pre veterný lidar

Špecifiká skenovacej stratégie z pohľadu profilu čelnej/zadnej zložky vetra

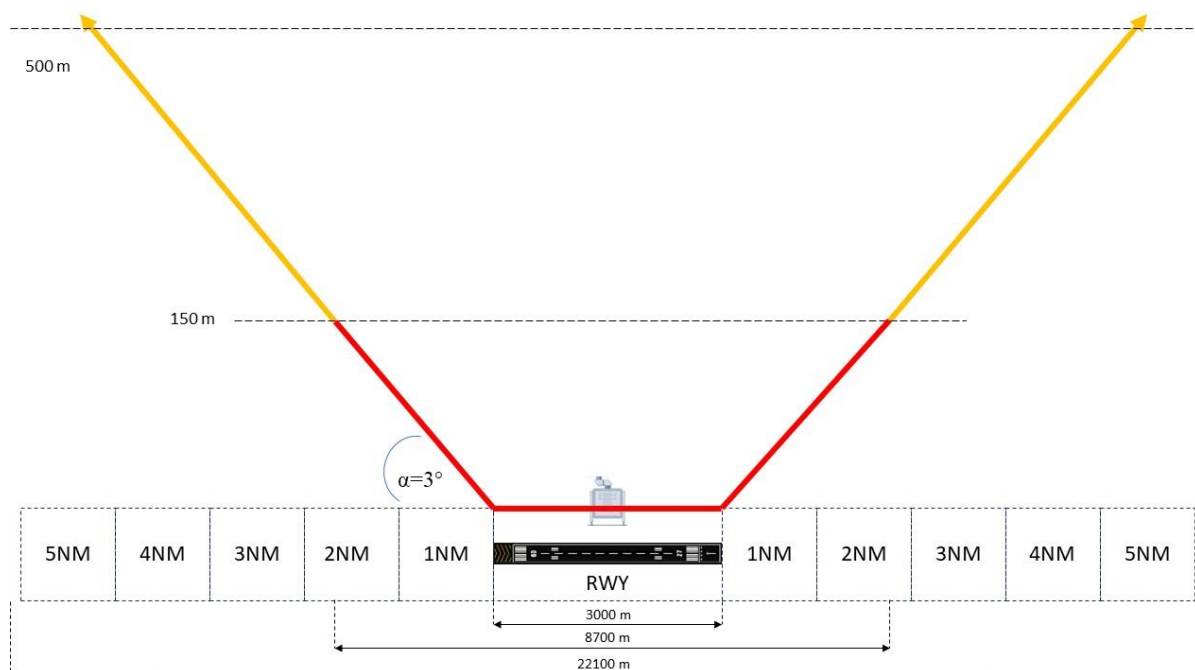
V úvode sme spomenuli, že veterný lidar je zariadenie, ktorého primárnym účelom je detekcia a výstrahy pred nebezpečným nízkohladinovým strihom vetra. Medzinárodná organizácia pre civilné letectvo (ICAO) odporúča pre letiská vybavené pozemnými systémami na automatickú detekciu strihu vetra (kam patrí aj veterný lidar) generovať výstrahy pred strihom vetra (*wind shear alerts*). ICAO zároveň definuje hranicu pre generovanie takýchto výstrah ako zmenu čelnej/zadnej zložky vektoru vetra o 15 a viac uzlov (cca 7,5 m/s) na vzdialenosti menšej ako 4 km pozdĺž pristávacej, resp. vzletovej dráhy (ICAO, 2018, 2020). Profil čelnej/zadnej zložky vetra pozdĺž pristávacej dráhy získame priemetom radiálnej rýchlosti do smeru pristávacej dráhy a následnou interpoláciou hodnôt priemetu radiálnej rýchlosti do smeru dráhy z lidarových lúčov najbližších k optimálnej dráhe priblíženia (Obrázok 3).

Pri voľbe skenovacej stratégie je preto potrebné sa zamerať na čo najlepšie pokrytie pristávacích a vzletových koridorov (podľa orientácie dráh na príslušnom letisku). To je možné dosiahnuť napr. zvolením vyššej hustoty lúčov alebo vyššieho rozlíšenia jednotlivých lúčov v okolí týchto význačných azimutov, prípadne sa zamerať len na pokrytie výsekov okolo pristávacích a vzletových koridorov. Zároveň je potrebné brať do úvahy sklon dráhy priblíženia (*glide path angle*) a tomu prispôbiť uhol elevácie lidarových lúčov. Jednou z podmienok pre stabilné priblíženie na dráhu je udržiavať sklon dráhy priblíženia na 3° (relatívne ploché klesanie), čo pomáha udržiavať kontrolu nad správne nakonfigurovaným lietadlom a letieť primeranou rýchlosťou bez zrýchľovania. Podľa relatívnej polohy lidaru k okrajom dráhy je preto potrebné nastaviť uhol elevácie lidarových lúčov tak, aby čo najlepšie pokrývali optimálnu dráhu priblíženia so sklonom 3° od prahu dráhy, zobrazenú na Obrázku 3, a súčasne aby lidarové lúče boli čo najmenej blokované pozemnými cieľmi.

ICAO ďalej stanovilo odporúčanú hranicu pre monitorovanie nebezpečného strihu vetra pozemnými zariadeniami na 500 m, resp. 1600 stôp, so špeciálnym dôrazom na spodnú hladinu do 150 m (500 stôp). To zodpovedá najkritickejším fázam letu (vzlet a pristávanie) z pohľadu možných negatívnych dopadov strihu vetra na lietadlo. Náhle zmeny čelnej zložky vetra v týchto kritických hladinách môžu totiž viesť až ku katastrofe v dôsledku straty vztlaku.

Z pohľadu skenovacej stratégie táto podmienka determinuje potrebný dosah lidarových lúčov. Ak zoberieme do úvahy optimálny sklon dráhy priblíženia 3° , uvažujeme s dĺžkou dráhy 3000 m a polohou lidaru na úrovni stredu dráhy, potom pre generovanie výstrah v spodnej hladine (do 150 m) je potrebný dosah lidarových lúčov cca 4350 m a pre generovanie výstrah až do odporúčanej hranice 500 m je potrebný dosah lidarových lúčov cca 11000 m. Ak zoberieme do úvahy optimálny sklon

dráhy približenia 3° a násobky námorných míľ (NM) ako na Obrázku 3, tak lidar by mal pokryť vzdialenosť až 5 NM od prahov dráhy (resp. aspoň 2 NM pre spodnú hladinu do 150 m). Násobky NM sú totiž dôležité z pohľadu generovania výstrah pred strihom vetra podľa zaužívaného formátu na určenie polohy stretu lietadla so strihom vetra.



Obrázok 3: Optimálna dráha približenia so sklonom $\alpha=3^\circ$ a jej horizontálny priemet do roviny pristávacej dráhy s ohľadom na hranicu 500 m a 150 m pre detekciu strihu vetra.

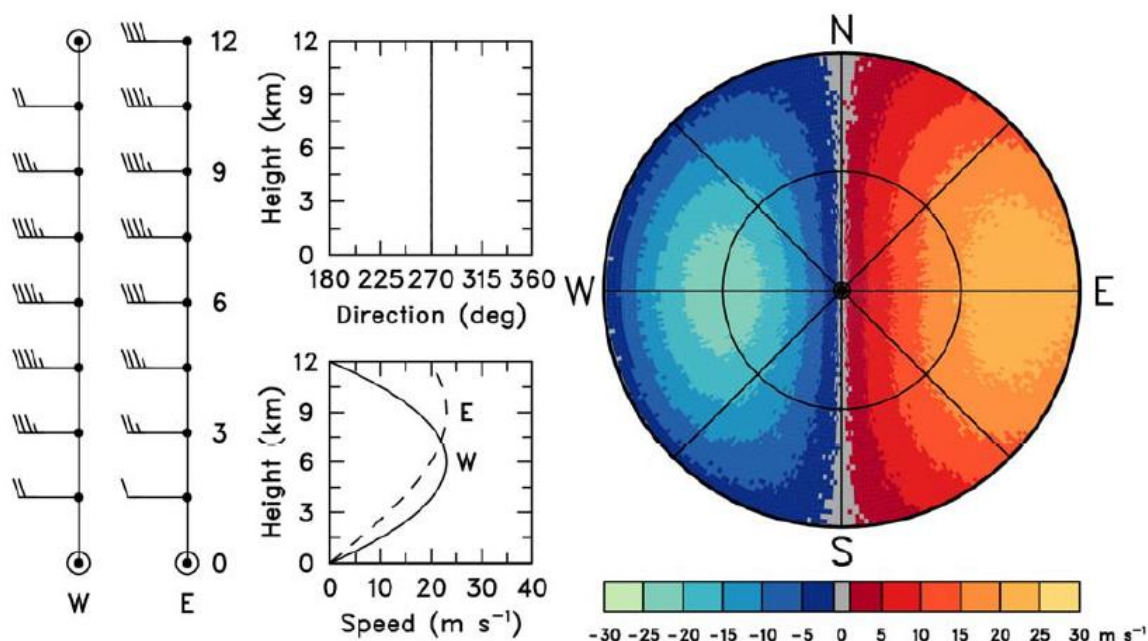
Poslednou požiadavkou ICAO pre automatické generovanie výstrah pozemnými systémami je aktualizácia generovaných výstrah pred strihom vetra každú minútu alebo častejšie.

Kým predošlé požiadavky vymedzovali skenovacej stratégii priestorový rámec, táto požiadavka vytvára časový rámec. Tento vyžaduje, aby skenovacia stratégia bola opakovane realizovaná za menej ako minútu, aby mohli byť následne údaje o radiálnej rýchlosti z lidarových lúčov spracované algoritmi na generovanie výstrah pred strihom vetra. Výsledná výstraha (*wind shear alert*) musí byť aktuálna a pravidelne aktualizovaná v minútových (alebo kratších) intervaloch. Takáto výstraha sa musí následne bez meškania dostať k používateľom zodpovedným za vydávanie výstrah pred strihom vetra (*wind shear warnings*) pre letových dispečerov a najmä pre samotných pilotov.

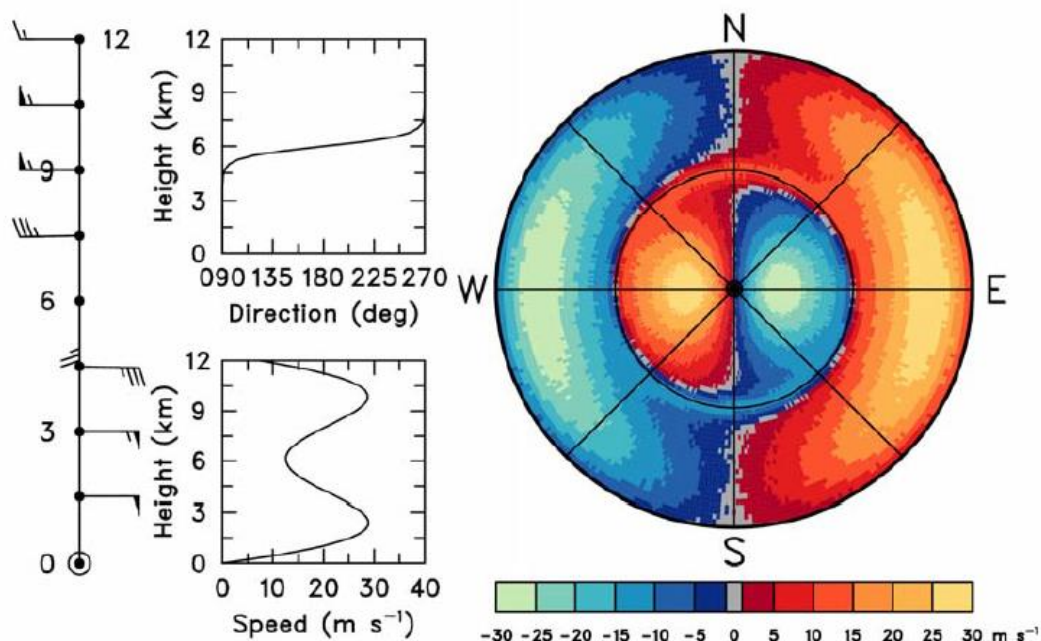
Špecifiká skenovacej stratégie z pohľadu lidarových produktov a momentov

Radiálnu rýchlosť vetra z veterného lidar je možné využiť okrem generovania výstrah pred strihom vetra z profilu čelnej/zadnej zložky vetra aj na vytváranie a zobrazovanie lidarových produktov a momentov.

Spomedzi lidarových produktov je to najmä VRAD – 2D pole radiálnej rýchlosti. Vizualizácia kvázi-horizontálnych skenov radiálnej rýchlosti (s elevačným uhlom do 5°) poskytuje meteorologickému pozorovateľovi možnosť identifikovať v poli radiálnej rýchlosti typické črty (*features, signatures*) pre strih vetra (Brown a Wood, 2007). Na príkladoch môžeme vidieť takéto typické črty v poli radiálnej rýchlosti pre strih vetra v dôsledku zmeny rýchlosti vetra s výškou (Obrázok 4) a strih vetra spôsobený rozdielnym smerom vetra pri povrchu a vo výške (Obrázok 5). Hoci boli tieto príklady vytvorené pre pole radiálnej rýchlosti z dopplerovského radaru, rovnako sú aplikovateľné aj na merania veterným lidarom (akurát s iným horizontálnym a vertikálnym rozsahom).

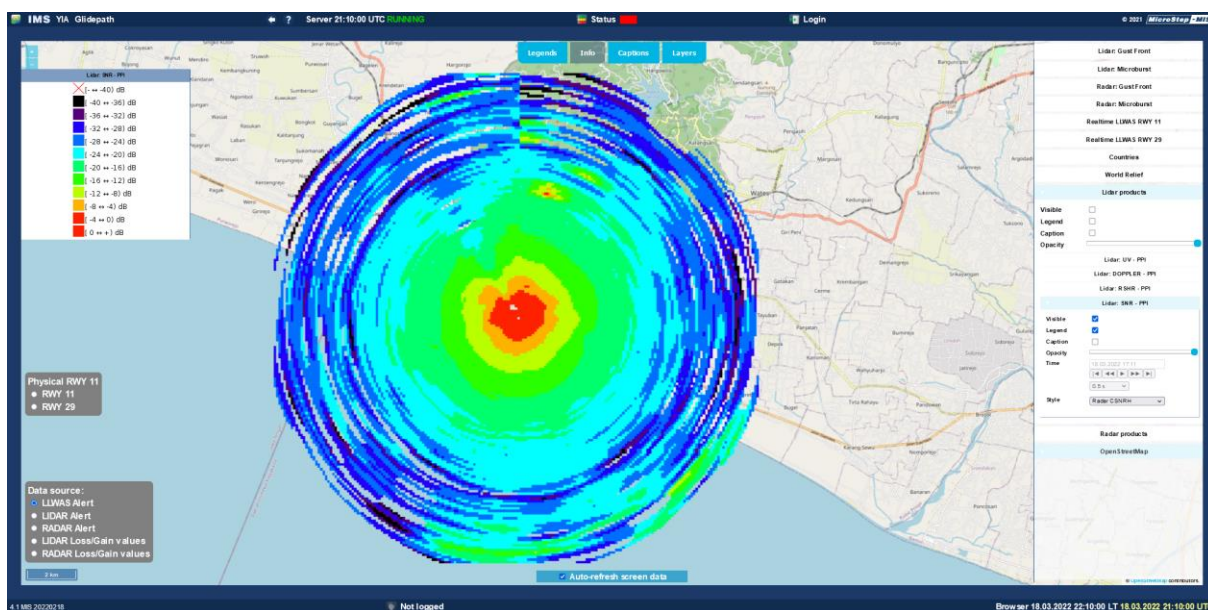


Obrázok 4: Pole radiálnej rýchlosti (vpravo) pre profil rýchlosti vetra (vľavo) s konštantným smerom vetra (západným) a rastúcou rýchlosťou do výšky 6 km západne od radaru (čierny bod v strede), resp. do výšky 9 km východne od radaru a s následným poklesom rýchlosti (Brown a Wood, 2007)



Obrázok 5: Pole radiálnej rýchlosti (vpravo) pre profil rýchlosti vetra (vľavo) s dvomi lokálnymi maximami rýchlosti vo výške 3 km a 10 km a s východným smerom vetra v dolnej polovici výškového profilu, s následnou prudkou zmenou smeru vetra na opačný (západný) v hornej časti výškového profilu (Brown a Wood, 2007)

SNR produkt (Obrázok 6) sa zase využíva na odlišenie reálneho signálu od šumu. Môže pomôcť pri posudzovaní falošných výstrah, pokiaľ sú tieto evidentne spôsobené údajmi s príliš výraznou odchýlkou od zvyšku poľa radiálnej rýchlosti.



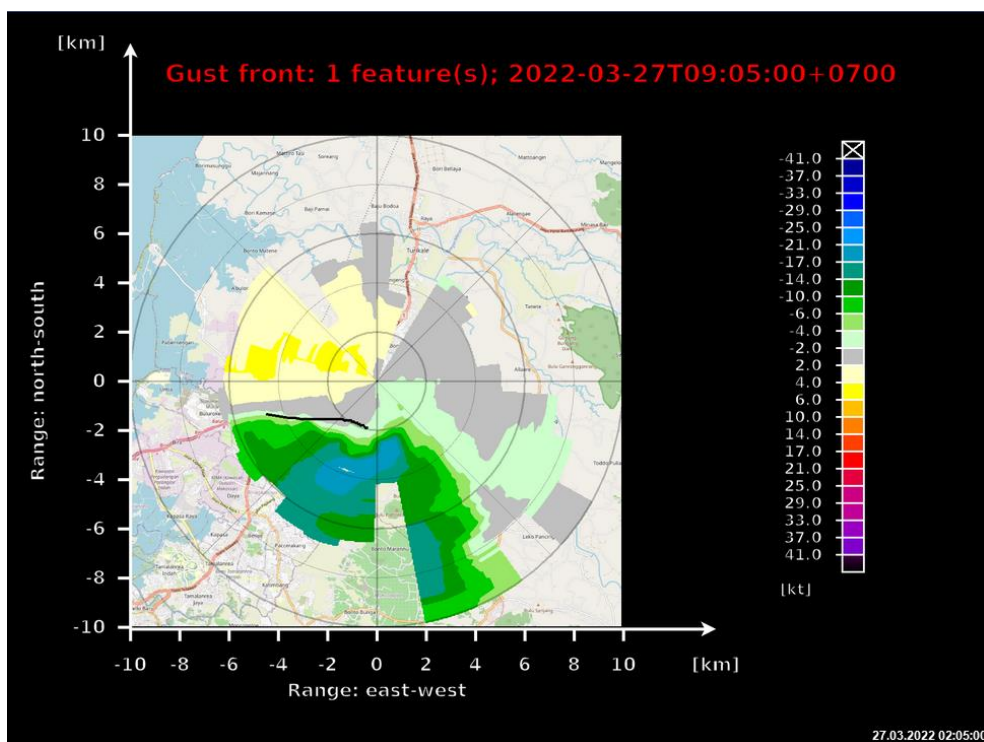
Obrázok 6: SNR (Signal to noise ratio) produkt z lidarů.

Spomedzi lidarových momentov odvodených z poľa radiálnej rýchlosti má význam najmä RSHR – radiálny strih vetra. Tento moment sa totiž používa ako vstup pre algoritmy na detekciu gust frontov (podľa Smalley et al., 2005) a microburstov (podľa Merritt, 1991), ktoré fungujú na automatickom rozpoznávaní črt (konvergencia, divergencia) v poli radiálnej rýchlosti, resp. v poli radiálneho strihu vetra. Ich výstupom je polygón znázorňujúci polohu gust frontu (Obrázok 7), resp. plochu zasiahnutú microburstom (Obrázok 8). V prípade, že tieto javy zasahujú do tzv. ARENA (AREa Noted for Attention)¹ je možné na základe intenzity strihu vetra daného javu a dĺžky priesečníka s ARENA vygenerovať výstrahu pred strihom vetra².

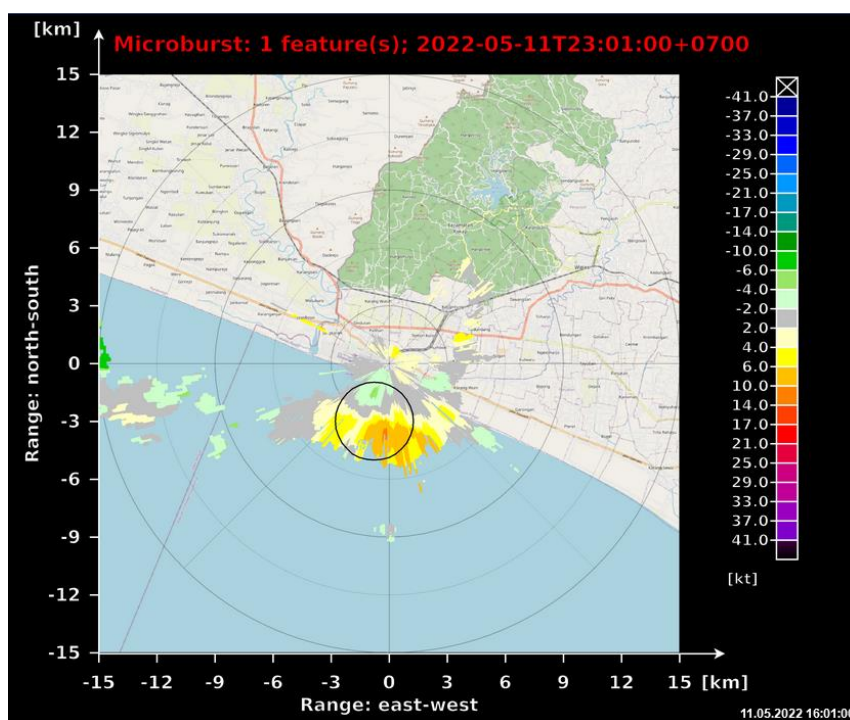
Medzi ostatné lidarové momenty patria ešte napríklad ASHR (azimutálny strih vetra), ESHR (vertikálny strih vetra), či RASHR (radiálno-azimutálny strih vetra).

¹ ARENA je definovaná podľa FAA (FAA, 2023) ako plocha so šírkou 0,5 NM po oboch stranách od osi dráhy, 3 NM od prahu dráhy na príletovom koridore a 2 NM pri odletovom koridore. Pre účely generovania výstrah pred strihom vetra v súlade s ICAO tu budeme brať do úvahy 5 NM od oboch prahov dráhy rovnako ako pri výstrahách na základe profilu čelnej/zadnej zložky vetra, vychádzajúc z optimálnej dráhy priblíženia (pozri Obrázok 3).

² Výstraha pred strihom vetra vygenerovaná na základe výstupov algoritmu na automatickú detekciu typických črt gust frontov, resp. microburstov sa môže líšiť od výstrahy vygenerovanej na základe profilu čelnej/zadnej zložky vetra. Výsledná výstraha pre daný pristávací, resp. vzletový koridor je potom výstupom prioritizácie výstrah použitím rôznych metód spracovania údajov, prípadne aj rôznych zdrojov údajov (napr. z lidarů a súčasne aj z radarů)



Obrázok 7: Gust front v poli radiálnej rýchlosti nájdený algoritmom na automatickú detekciu typických črt gust frontov.



Obrázok 8: Microburst v poli radiálnej rýchlosti nájdený algoritmom na automatickú detekciu typických črt microburstov.

Pre generovanie a zobrazovanie lidarových produktov a momentov a ich následného využitia opísaného vyššie je z pohľadu skenovacej stratégie nutnou podmienkou zahrnúť do skenovacieho scenára aspoň jeden PPI sken. Tento PPI sken musí obsiahnuť aj optimálnu dráhu priblíženia, t.j. mať nastavený uhol elevácie blízko 3°. Takto získané lidarové produkty, momenty a ich následnú interpretáciu (či už kvalitatívne posúdenie črt v poli radiálnej rýchlosti, alebo výstrahy vygenerované

na základe výstupov algoritmu na automatickú detekciu typických črt gust frontov, resp. microburstov) môžeme považovať za dostatočne reprezentatívne pre monitorovanie nízkohladinového strihu vetra.

3. Zhodnotenie skenovacích stratégií z pohľadu veterného lidar

Nasledujúca tabuľka (Tabuľka 1) poskytuje hodnotenie a porovnanie jednotlivých skenovacích stratégií uvedených v Kapitole 1 a ich rôznych užitočných kombinácií s ohľadom na špecifiká pre veterný lidar z Kapitoly 2, t.j. za účelom využitia nameranej radiálnej rýchlosti na generovanie výstrah pred strihom vetra. Súčasťou hodnotenia sú tieto kritériá:

- **Dosah >11km** – predpokladáme, že použitý lidar má maximálny dosah nad túto hodnotu a teda dosah lidarových lúčov danej skenovacej stratégie závisí od rýchlosti skenovania a použitého radiálneho rozlíšenia (pozdĺž lúča). Ide o teoreticky možný dosah lidar. Aktuálny dosah lidar pri akejkoľvek skenovacej stratégii závisí aj od atmosférických podmienok a koncentrácie aerosólov
- **Hustota lúčov** – relatívna hustota lúčov v okolí pristávacích/vzletových koridorov (nízka/stredná/vysoká)
- **Aktualizácia <1min** – indikátor, či je daná skenovacia stratégia schopná splniť podmienku aktualizácie výstrahy pred strihom vetra raz za 1 minútu alebo častejšie
- **Produkty** – indikátor, či je daná skenovacia stratégia použiteľná aj na generovanie a zobrazovanie lidarových produktov a momentov a ich následného využitia

Tabuľka 2: Zhodnotenie skenovacích stratégií z pohľadu veterného lidar

Skenovacia stratégia a jej popis		Dosah >11km	Hustota lúčov	Aktualizácia <1min	Produkty
Fix sken	Fixný azimut aj elevačný uhol	Áno	Nízka	Áno	Nie
PPI 3deg	Kužeľová plocha s elevačným uhlom cca 3°	Áno (je potrebné optimalizovať rýchlosť skenovania tak, aby ostal zachovaný čas aktualizácie pod 1 minútu a čo najvyššia hustota lúčov)	Stredná (je potrebné optimalizovať rýchlosť skenovania tak, aby ostal zachovaný čas aktualizácie pod 1 minútu, potrebný dosah a radiálne rozlíšenie 100m alebo lepšie)	Áno	Áno
PPI výsek	Kužeľový výsek okolo pristávacích a vzletových koridorov	Áno	Vysoká	Áno (u niektorých typov lidarů môže presun medzi výsekmi trvať príliš dlho)	Nie
RHI	Vertikálny rez s azimutom	Áno (je potrebné optimalizovať rýchlosť)	Stredná	Áno	Nie

	v smere dráhy	skenovania tak, aby ostal zachovaný čas aktualizácie pod 1 minútu a čo najvyššia hustota lúčov)			
Glide path sken	Vertikálny rez, kde je rovina rezu určená optimálnou dráhou priblíženia príslušnej letiskovej dráhy a uhlom sklonu dráhy priblíženia voči rovine dráhy.	Áno (problém sú skôr pozície blízko dráhy, kde je uhol medzi lúčmi glide path skenu a optimálnou dráhou priblíženia príliš vysoké, t.j. čelná/zadná zložka vetra v smere dráhy priblíženia je príliš skreslená a väčšinou sa nepoužíva)	Vysoká	Áno	Nie
DBS		Áno	Nízka	Áno	Nie
Fix skeny	Azimuty a elevácie okolo pristávacích a vzletových koridorov	Áno	Vysoká	Áno (u niektorých typov lidarů môže presun medzi fix skenmi trvať príliš dlho)	Nie
PPIx	Viacero PPI skenov s rôznymi elevačnými uhlami pre lepšie pokrytie optimálnej dráhy priblíženia	Áno (je potrebné optimalizovať rýchlosť skenovania tak, aby ostala čo najvyššia hustota lúčov)	Stredná (je potrebné optimalizovať rýchlosť skenovania tak, aby ostal zachovaný potrebný dosah a radiálne rozlíšenie 100m alebo lepšie)	Nie	Áno
RHIx	Vertikálne rezy s azimutmi v smere dráh	Áno (je potrebné optimalizovať rýchlosť skenovania tak, aby ostala čo najvyššia hustota lúčov)	Stredná	Nie	Nie
PPI 3deg + RHI		Áno (je potrebné optimalizovať rýchlosť skenovania tak, aby ostala čo	Vysoká	Nie	Áno

		najvyššia hustota lúčov)			
PPI 3deg + Glide path sken		Áno	Vysoká	Nie	Áno
PPI 3deg + fix skeny	PPI 3 deg sken rozšírený o fix skeny umiestnené okolo pristávacích a vzletových koridorov	Áno (je potrebné optimalizovať rýchlosť skenovania tak, aby ostal zachovaný čas aktualizácie pod 1 minútu)	Vysoká	Áno (u niektorých typov lidarů môže presun medzi PPI skenom a fix skenmi trvať príliš dlho)	Áno

Záver

Z Tabuľky 1 môžeme vyvodit' nasledovné závery ohľadne skenovacích stratégií pre veterný lidar (resp. pre vydávanie výstrah pred strihom vetra na základe radiálnych meraní z lidarů):

- Za najuniverzálnejšiu skenovaciu stratégiu môžeme považovať PPI 3deg, ktorá si pri dodržaní času aktualizácie pod 1 minútu dokáže pri správnej optimalizácii rýchlosti skenovania udržať aj potrebný dosah aj relatívne dostatočnú hustotu lúčov. Navyše je daná skenovacia stratégia použiteľná aj na generovanie a zobrazovanie lidarových produktov a momentov a ich následného využitia. Presný uhol elevácie použitý pri tejto skenovacej stratégii musí zohľadniť relatívnu polohu lidarů k okrajom dráhy a taktiež lokálnu topografiu (potenciálne prekážky pre lidarové lúče). Rovná skenovacia stratégia bola použitá napr. aj na letiskách Mníchov a Frankfurt (Weipert et al., 2007).
- Kombinácia PPI 3deg skenovacej stratégie s ďalším PPI skenom, RHI skenom, či glide path skenom by priniesla kvalitatívne zlepšenie, ale každý z týchto skenov sám o sebe je potrebné optimalizovať, aby dosiahol čas aktualizácie pod 1 minútu, čiže ich spojením by čas aktualizácie nemohol byť dodržaný. Riešením, hoci finálne náročným, môže byť podobne ako na letisku v Hong Kongu (Chan a Lee, 2012) umiestnenie druhého lidarů na letisku s dopĺňajúcou skenovacou stratégiou
- Kombinácia PPI 3deg skenovacej stratégie s fix skenmi by za určitých kompromisov (zníženie hustoty lúčov pri PPI 3deg skene) mohla dosiahnuť čas aktualizácie pod 1 minútu. V praxi však presun optickej hlavice lidarů medzi rôznymi skenmi trvá rádovo niekoľko sekúnd, čo vo všeobecnosti vylučuje použitie akejkoľvek kombinácie skenovacích stratégií tak, aby zostal zachovaný čas aktualizácie pod 1 minútu. Keďže ide o technologický limit, je možné, že sa ho s ďalším rozmachom a vývojom veterných lidarů čoskoro podarí prekonať.

4. Referencie

Brown R. A.; Wood V. T., 2007: *A Guide for Interpreting Doppler Velocity Patterns: Northern Hemisphere Edition*; 2nd Ed. National Oceanic and Atmospheric Administration/National Severe Storms Laboratory, Norman, Oklahoma, USA; 2007, 61 pp.

Chan, P.W.; Lee, Y.F., 2012: Application of short-range Lidar in wind shear alerting. In *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 2012, Vol. 29, pp. 207-220. doi:10.1175/JTECH-D-11-00086.1.

Chan, P.W.; Shun, C.M.; Wu, K.C., 2006: *Operational LIDAR-based system for automatic windshear alerting at the Hong Kong International Airport*. 12th Conference on Aviation, Range and Aerospace Meteorology, Atlanta, Georgia, USA, 29 January – 2 February 2006, 5 pp.

Federal Aviation Administration. *Aeronautical Information Manual. Official Guide to Basic Flight Information and ATC Procedures*. Effective: April 20, 2023; Available online: https://www.faa.gov/air_traffic/publications/media/aim_basic_dtd_4-20-23.pdf (accessed on 25th October 2023).

International Civil Aviation Organization (ICAO), 2018: *Manual on Low Level Wind Shear and Turbulence*, 1st ed.; ICAO Doc: Montreal, QC, Canada, 2005 (Amendment No. 3, 2018); 224 pp.

International Civil Aviation Organization (ICAO), 2021: *Annex 3 Meteorological Service for International Air Navigation*, 20th ed.; ICAO Doc: Montreal, QC, Canada, 2018 (Amendment No. 80, 2021); 224 pp.

Liu, Z. et al., 2019: A Review of Progress and Applications of Pulsed Doppler Wind LiDARs. In *Remote Sensing*, Vol. 11; 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11212522>

Merritt M. W., 1991: *Microburst Divergence Detection for Terminal Doppler Weather Radar (TWDR)*. Lincoln Laboratory MIT, Massachusetts, USA; 1991, 137 pp.

Smalley D. J.; Bennet B. J.; Frankel R. S., 2005: *MIGFA: the Machine Intelligent Gust Front Algorithm for NEXRAD*. 32nd Conference on Radar Meteorology, Boston, USA, 24-29 October 2005. 10 pp.

Weipert A., Kauczok S., Hannesen R., Ernsdorf T., Stiller B., 2014: *Wind shear detection using radar and lidar at Frankfurt and Munich airports*. 8th European Conference on Radar in Meteorology and Hydrology, Garmisch-Partenkirchen, Germany, 1-5 September 2014, 16 pp.

Abstrakt

Evaluation of scanning strategies for wind lidar

pavol.nechaj@fmph.uniba.sk (Fakulta matematiky, fyziky a informatiky Univerzity Komenského v Bratislave)

pavol.nechaj@microstep-mis.com (MicroStep-MIS, Bratislava)

The aim of this paper is to give an overview of scanning strategies for wind lidar with respect to their utilization for measurement of relevant radial wind speed data used to generate wind shear alerts. Generation of wind shear alerts has to be compliant with regulations of International Civil Aviation Organization. The selection of proper scanning strategy for this particular purpose has some specificities, which need to be considered.

Introduction contains brief description of the lidar technology and defines the scanning strategy and its importance to retrieve radial wind field in the proper way. The first chapter categorizes the scan strategies according to number of degrees of freedom. In the second chapter, there is description of specificities for wind shear alerting from headwind profile along the glide path, utilization of lidar products and moments in wind shear detection process and their impact on the scanning strategy

settings. The third chapter provides extensive evaluation of individual scanning strategies and their combinations with respect to lidar measurement range and resolution, lidar beam density, refresh rate of wind shear alerts and availability of lidar products and moments. In the conclusion, there are main findings and recommendations resulting from the evaluation in the third chapter.

The paper shows the complexity of the process of setting the proper scanning strategy for wind lidar. Overview of factors which should be taken into account and comparison of pros and cons of each scanning strategy with respect to those factors should help to decide for the best option according to individual airport needs.

Cyklus zrýchlenej aktualizácie v numerickom predpovednom systéme ALADIN/SHMU – validácia a rozšírenie pre rôzne priestorové a časové škály

Martin Petrovič

Abstrakt

The submitted paper presents a diploma thesis that focused on the validation of a rapid update cycle scheme in the ALADIN/SHMU numerical forecasting system. The aim of the work was to find and implement optimal settings for relevant parameters and expand this scheme so that it could be used for analysis and nowcasting of meteorological phenomena of various spatial and temporal scales. The object of the study was the application of the rapid update cycle scheme with an hourly update frequency, the use of appropriate geometry and dynamics of numerical settings in convective scales and testing the use of different initialization methods. For the purpose of noise reduction, during the initialization process, the work focused on three methods: initialization by a digital filter, initialization with incremental digital filters, and incremental update by analysis. Initialization methods were tested on case studies with different meteorological conditions, and a noticeable influence of these methods on the results was observed. Prediction results were examined using diagnostic tools such as tracking the development of initial noise values, monitoring the number of instability alerts, and comparing computational times. Additionally, the results were visualized on forecast maps using different physical quantities, which were selected based on the characteristics of the case study. Last but not least, there was an effort to validate the results using a set of hourly forecasts and meteorological observations.

Anotácia

Optimálne využitie schémy RUC pre nowcasting lokálnych extrémnych poveternostných javov vyžaduje nastavenie a overenie vplyvu rôznych vstupných parametrov, akými sú napr. frekvencia aktualizácie cyklu; nastavenie geometrie numerického predpovedného modelu; potreba redukcie šumu pomocou inicializácie a pod. Kvalita a vlastnosti analýz a predpovedí testovaných nastavení schémy RUC boli skúmané rôznymi diagnostickými nástrojmi a takisto pomocou prípadových štúdií.

Kľúčové slová: numerická predpoveď počasia, variačná asimilácia dát, cyklus zrýchlenej aktualizácie, vstupné parametre, metódy inicializácie, validácia

Annotation

Optimal utilization of the RUC scheme for nowcasting local extreme weather events requires setting and verification of the impact of various input parameters, such as cycle update frequency; configuration of the numerical forecast model geometry; the need for noise reduction through initialization, etc. The quality and characteristics of the analyses and forecasts tested in the RUC scheme settings were examined using various diagnostic tools and also through case studies.

Keywords: numerical weather prediction, variational data assimilation, rapid update cycle, input parameters, initialization methods, validation

1 Úvod

V súčasnej dobe je predpovedanie počasia a extrémnych poveternostných javov na lokálnych úrovniach dôležitým a komplexným problémom. Nowcasting je koncept, ktorý sa zaoberá

predpoveďou počasia (s dĺžkou do 2 hodín) a extrémnych poveternostných javov s vysokým časovým rozlíšením. Predpovede nebezpečných poveternostných udalostí sú dôležité pri predchádzaní ujám na majetku a ľudských životoch, avšak proces získania takýchto predpovedí je zložitý, nakoľko vyžaduje vysokú presnosť, spoľahlivosť a rýchlosť. Jednou z možností ako získať nowcastingové predpovede sú výstupy z numerických predpovedných modelov počasia.

V danej práci rozoberáme validáciu a rozšírenie schémy cyklu zrýchlenej aktualizácie (angl. *Rapid Update Cycle*, ozn. RUC) s vyššou frekvenciou asimilácie dát upravenej pre potreby modelovania počasia v konvektívnych škálach. V práci aplikujeme nové priestorové a časové nastavenia modelu na dosiahnutie vyššieho rozlíšenia pre potreby nowcastingu. Preskúmame výkonnosť schémy RUC v rôznych poveternostných podmienkach a posúdime jej potenciál poskytovať presné a spoľahlivé predpovede. Tento výskum vychádza z aktuálne riešenej problematiky na SHMÚ, a zároveň prispieje k pochopeniu vlastností schémy RUC.

2 Asimilácia dát v predpovedných modeloch s vysokým rozlíšením

Lokálne priestorovo-časové škály zohrávajú kľúčovú úlohu pri nowcastingu a predpovedaní extrémnych poveternostných javov. Každé miesto má svoje špecifické charakteristiky a meteorologické podmienky, ktoré sa môžu značne líšiť aj v rámci malej oblasti. Z tohto dôvodu je dôležité vytvoriť nowcastingové predpovede, ktoré sú prispôbené konkrétnym lokálnym podmienkam.

2.1 Charakteristiky numerických predpovedných modelov

Horizontálne rozlíšenie modelu je definované ako priemerná vzdialenosť medzi susediacimi modelovými bodmi s rovnakými premennými. V pôvodných experimentálnych nastaveniach bolo horizontálne rozlíšenie nastavené na hodnotu 4,5 km. Následnou úpravou, bolo zvýšenie horizontálneho rozlíšenia na 1 km. Úprava vychádzala z aktuálnych parametrov experimentálnych nastavení, ktoré sú používané pri príprave veľmi krátkodobých predpovedí na SHMÚ.

Vertikálne rozlíšenie numerických predpovedných modelov sa vzťahuje na počet atmosférických vrstiev alebo hladín, do ktorých je rozdelený vertikálny rozmer atmosféry, na účely výpočtov a simulácií. Určuje, ako presne môže model reprezentovať zmeny atmosférických premenných s výškou. Pri riešení aktuálnej problematiky práce bol počet modelových hladín aktualizovaný na hodnotu 87 z pôvodných 63 hladín.

Hydrostatické predpovedné modely sú vhodné na prognózy počasia rozsiahlejších útvarov, ako napríklad predpovedanie pohybu mezosynoptických systémov. Avšak nevýhodou hydrostatických modelov je, že majú obmedzenú schopnosť simulovať a predpovedať atmosférické procesy menších priestorových škál, ako sú konvekcia, turbulencie a iné (Bérnard, et al., 2013). Na druhej strane **nehydrostatické modely** NWP nepredpokladajú hydrostatickú rovnováhu a môžu lepšie opisovať atmosférické procesy menších priestorových škál, simuláciu konvektívnych javov a atmosférických gravitačných vln. Typicky sa nehydrostatická dynamika používa, keď horizontálny rozmer najmenších rozlíšiteľných javov je porovnateľný s ich vertikálnym rozmerom, danou charakteristickou výškou atmosféry (Brožková, et al., 2019). Nehydrostatická dynamika je používaná v predpovedných modeloch s horizontálnymi rozlíšeniami pod 2 km (Wedi, et al., 2010).

Pôvodná výpočtová oblasť pokrývala štáty centrálnej Európy a časť južnej a východnej Európy. Nová výpočtová oblasť je zameraná len na strednú Európu a okolie, so stredom nad Slovenskom. Zmena výpočtovej oblasti primárne vychádzala z potrieb nowcastingu lokálnych javov a zároveň z technického hľadiska.

2.2 Variačná asimilácia dát

Algoritmus numerických predpovedných modelov je vo všeobecnosti komplikovaný a možno ho rozdeliť na dva základné procesy: asimilácia dát a produkcia predpovedí. V numerických predpovedných modeloch sa používa súbor rovníc na opísanie fyzikálnych procesov, ktoré sa vyskytujú v atmosfére. Proces asimilácie dát je definovaný ako odhad reálneho stavu atmosférických veličín s cieľom pripraviť meteorologické analýzy, ktoré sa neskôr použijú ako počiatočný stav pri výpočte predpovedí.

Proces asimilácie dát poskytuje analýzy atmosférického stavu. Pri ich príprave sú potrebné **krátkodobá predpoveď** z predchádzajúceho termínu spustenia a aktuálne dostupné **meteorologické pozorovania**. Krátkodobé predpovedne pochádzajú z numerických modelov a predstavujú predbežný stav atmosféry (ozn. predbežné pole). Počas procesu asimilácie je predbežné pole skombinované, istými metódami, s meteorologickými pozorovaniami. Nasledujúce odseky sú voľne spracované podľa literatúry (Daley, 1991), (Derková, 2008) a opisujú proces asimilácie. Asimilácia dát sa skladá z nasledovných krokov:

- **Kontrola kvality** je navrhnutá tak, aby sa chybné meteorologické pozorovania modifikovali alebo neprijali.
- Druhým krokom je príprava **objektívnej analýzy**, kedy sa meteorologické pozorovania interpolujú do gridovej siete modelu. Vo všeobecnosti sa tento proces považuje za najdôležitejší v asimilácii dát, pretože sa pripravujú analýzy potrebné pri následných výpočtoch predpovedí.
- **Inicializácia** je tretím procesom a zaoberá sa odstránením nerealistických signálov v meteorologických analýzach. Vznik nerealistických signálov je zapríčinený použitou metódou pri procese objektívnej analýzy alebo vstupujúcimi pozorovaniami.
- Posledným procesom je **príprava predbežného poľa**. Z meteorologickej analýzy sa spúšťa integrácia predpovedného modelu pre prípravu predbežného poľa. Predbežné pole slúži ako predpoveď stavu atmosférických veličín pre nasledujúci asimilačný krok.

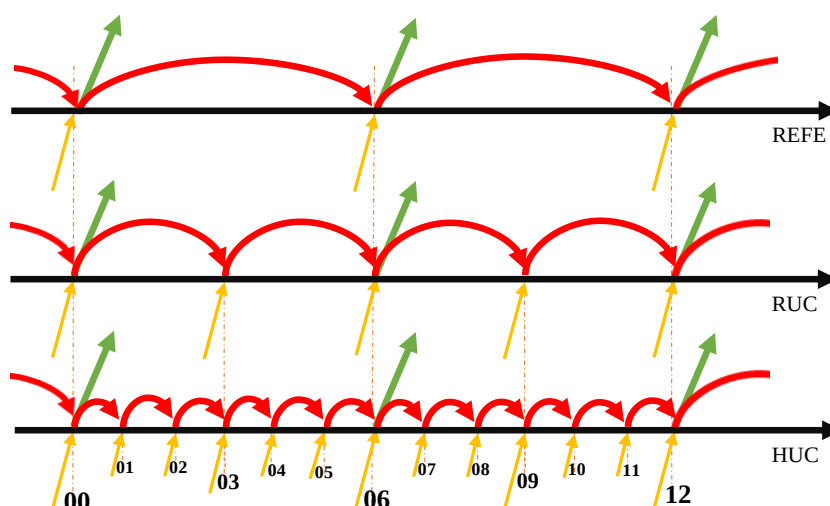
Výstup z procesu asimilácie, označovaný ako počiatočné podmienky, vstupuje do produkcie predpovedí. Ak sú počiatočné podmienky použité pri spustení asimilačného procesu opätovne v ďalšom časovom kroku, hovoríme o asimilačnom cykle. Nami používanou metódou analýzy je trojrozmerná variačná metóda označovaná ako 3D-Var. **3D-Var metóda objektívnej analýzy** pracuje na princípe minimalizovania odchýlky medzi modelovým stavom a pozorovaniami a taktiež voči odhadu atmosférických veličín z predchádzajúceho asimilačného cyklu.

2.3 Cyklus zrýchlenej aktualizácie – Rapid Update Cycle

Schéma RUC umožňuje častejšie spúšťanie procesu asimilácie dát. Pri frekventovanejšom výpočte asimilácie sa predpokladá zvýšenie kvality predpovedí, čo je zapríčinené zahrnutím väčšieho množstva meteorologických pozorovaní do prípravy počiatočných podmienok. Je potrebné poznamenať, že dané predpoklady sú validné v prípadoch kvalitných meteorologických pozorovaní, čiže pre pozorovania s malými chybami (Mile, 2015). Meteorologické javy skúmané modelmi s vysokými rozlíšeniami sa môžu v čase rýchlo vyvíjať (napr. konvektívne útvary). Z tohto dôvodu vzniká požiadavka prechodu na frekventovanejšiu schému RUC s hodinovou aktualizáciou, ktoré bolo pracovne označené **HUC** (angl. *Hourly Update Cycle*).

Na Obr. 1 je pre porovnanie znázornená schéma frekvencie výpočtov experimentálnych nastavení pracujúcich s rôznymi frekvenciami spúšťania. Pri porovnaní experimentálnych nastavení REFE (pôvodné nastavenie bez schémy RUC), RUC (s 3-hodinovou aktualizáciou) a HUC je zreteľné, že nastavenia so schémou RUC sa zaznamenáva väčšie množstvo meteorologických pozorovaní v porovnaní s nastavením REFE. Vstupujúce meteorologické pozorovania pochádzajú:

- z prízemných staníc a lodí (ozn. SYNOP) a sú dostupné každú hodinu,
- zo správ lietadiel (ozn. AIREP) s dostupnosťou každú hodinu,
- zo satelitných správ o pohybe vetra (ozn. SATOB) s dostupnosťou každú hodinu,
- zo správ rádiosond (ozn. TEMP) s frekvenciou dostupnosti každých 6 hodín.



Obr. 1 Schematické znázornenie asimilačných cyklov pracujúcich s 6 h (REFE), 3 h (RUC) a 1 h (HUC) frekvenciou výpočtov. Vstup predbežného poľa z predchádzajúcej asimilácie (červená šípka), vstup meteorologických pozorovaní (žltá šípka) a výstup počiatkových podmienok (zelená šípka).

3 Inicializácia meteorologických polí

Inicializácia meteorologických polí predstavuje kľúčový krok v procese numerického modelovania v meteorológii. Tento proces zahŕňa nastavenie počiatkového stavu atmosféry pre numerické predpovede na základe dostupných pozorovaní a analýz, ktoré môžu obsahovať rušivé vysokofrekvenčné zložky signálu.

3.1 Inicializácia digitálnym filtrom

Metóda inicializácie digitálnym filtrom (angl. *Digital Filter Initialization*, ozn. DFI) je založená na myšlienke digitálneho spracovaniu signálu (Lynch, 2003). Princíp procesu DFI aplikovaného v predpovedných modeloch je v zásade jednoduchý. Proces filtrácie zahŕňa výber takých frekvencií signálov, ktoré majú požadované vlastnosti a odstránenie alebo aspoň utlmenie frekvencií, ktoré ich nemajú a sú považované za meteorologický šum. Filtrácia je teda založená na frekvenčnom výbere signálu (Lynch, 2003). Nakoľko rovnice v numerických predpovedných modeloch sú formulované všeobecne, tak riešenia obsahujú aj vysokofrekvenčné signály, ktoré sú považované za meteorologický šum. Práve proces inicializácie vo variačnej asimilácii dát eliminuje meteorologický šum. Naopak, ak sa proces inicializácie vynecháva a v prípade zvýšenej prítomnosti šumu vystupujúceho vo výpočtoch, tak môže nastať nežiadúce ovplyvnenie kvality meteorologických analýz a predpovedí (Derková, 2008). Metóda DFI je aplikovaná na vystupujúce meteorologické analýzy (ozn. ANA), z procesu objektívnej analýzy. Takto vznikajú analýzy, ktoré sú filtrované (ozn. F(ANA)) a vhodné ako počiatkový stav v procese prípravy predpovedí (Fisher, et al., 2010), kde označenie DFI(ANA) vyjadruje použitie metódy DFI na meteorologickú analýzu.

$$F(ANA) = DFI(ANA) \quad [1]$$

Výpočet metódou DFI požaduje nastavenie viacerých premenných, ktoré sú popísané v odsekoch nižšie, na základe literatúry (Lynch, 1997). V experimentálnom nastavení HUC bol použitý časový krok 45s. Prvé nastavenia metódy DFI pracovali s rovnakým časovým krokom (ozn. Δt) ako bol časový krok nastavenia HUC. Parameter N označuje množstvo časových krokov aplikovaných v jednom smere integrácie a ďalším kľúčovým parametrom je hranica periódy nepriepustného pásma signálu (ozn. τ_n). Tieto parametre sú prepojené a ich voľba priamo ovplyvňuje vlastnosti metódy DFI. Experimentálne nastavenie, v ktorom je implementovaná inicializácia digitálnym filtrom označujeme ako HUC1. Celkovo bolo vytvorených 8 verzií nastavenia HUC1, s rôznymi variáciami parametrov (Δt , N , τ_n) metódy DFI a s označením DFI/01-/08.

3.2 Inicializácia inkrementálnym digitálnym filtrom

Metóda inicializácie inkrementálnym digitálnym filtrom (angl. *Incremental Digital Filter Initialization*, ozn. IDFI) pracuje na rovnakom princípe ako metóda DFI. Frekvenčným výberom sú odstraňované nežiadúce vysokofrekvenčné signály.

Nasledujúce odseky sú voľne spracované podľa (Široká, 2001) a (Fisher a Auger, 2010). Myšlienkou metódy IDFI je, že meteorologická analýza (ANA) sa dá rozpisovať ako súčet predbežného poľa (ozn. BKGD) a prírastku alebo inkrementu (ozn. I). Inkrement I vyjadriť ako:

$$ANA = BKGD + I \quad \Rightarrow \quad I = ANA - BKGD \quad [2]$$

Následne je na inkrement I aplikovaný digitálny filter (ozn. DFI), čo označujeme ako DFI(I). Ak teda chceme získať filtrovanú analýzu F(ANA) je potrebné aplikovať metódu DFI aj na predbežné pole BKGD.

$$F(ANA) = BKGD - DFI(BKGD) + DFI(ANA)$$

Nakoľko sa v metóde IDFI používa filtrácia digitálnym filtrom, tak pri aplikácii je potrebné nastaviť parametre Δt , N , τ_n . Rôznymi kombináciami hodnôt parametrov Δt , N , τ_n sme získali odlišné verzie nastavenia využívajúce metódy IDFI. Nastavenie, v ktorom bola použitá inicializácia inkrementálnym digitálnym filtrom, má označenie HUC2 s verziami IDFI/01, /03 a /05.

3.3 Inkrementálna aktualizácia analýzou ako metóda inicializácie

Metóda inkrementálnej aktualizácie analýzou (angl. *Incremental Analysis Updating*, ozn. IAU) začleňuje inkreменты (I = ANA – BKGD) počas integrácie modelového nastavenia postupným spôsobom. Inkreменты sa začleňujú do spočítaného modelového stavu, ktorý vychádza z predbežného poľa (BKGD), počas zvoleného časového intervalu v niekoľkých krokoch. Voľným prekladom sa to dá opísať ako „Tlačenie predpovede smerom ku 3D-Var analýze počas integrácie“ (Bloom, et al., 1996). Zároveň ponecháva stav modelu nedotknutý, ak neexistujú žiadne údaje na asimiláciu.

Počas každého časového kroku, zvoleného časového intervalu (ozn. okna) metódy IAU, sa začleňujú váhované inkreменты. Počet časových krokov je vypočítaných ako:

$$N = \frac{T_{end} - T_{start}}{\Delta t} + 1$$

kde, T_{start} označuje začiatok okna IAU v sekundách, T_{end} je koniec okna IAU v sekundách a Δt je veľkosť časového kroku. Váhované inkreменты získame podľa vzťahu:

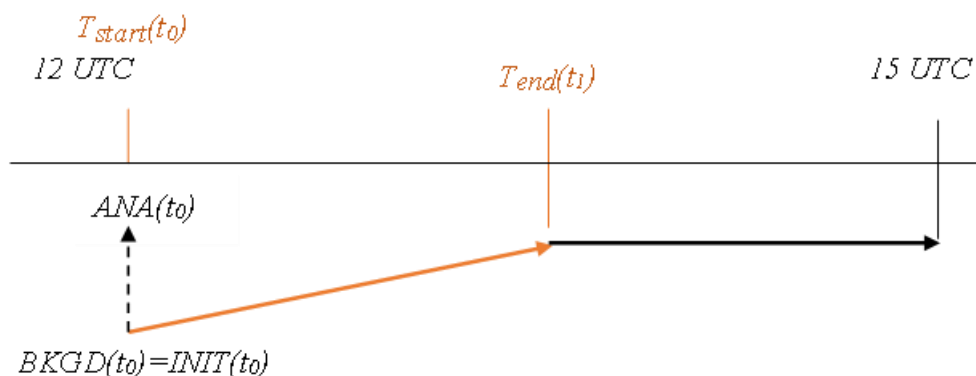
$$\frac{\alpha * \{ANA(t) - BKGD(t)\}}{N}$$

kde, α označuje váhový koeficient, $ANA(t)$ je meteorologická analýza z 3D-Var procesu platná v čase t a $BKGD(t)$ je predbežné pole platné pre čas t z predchádzajúceho asimilačného cyklu. Následne sú váhované inkreменты začleňované počas každého kroku časového okna IAU.

Metóda IAU poskytuje dve možnosti použitia: necentrovaná schéma (časové okno začína v čase platnosti $ANA(t)$) a centrovaná schéma (má časové okno v okolí časovej platnosti $ANA(t)$).

Ak je metóda IAU nastavená na necentrovajú (angl. *uncentered*) schému (Obr. 2), tak do výpočtu vstupuje:

- meteorologická analýza (ozn. $ANA(t_0)$), ktorá pochádza z procesu objektívnej analýzy a je platná v čase t_0 ,
- predbežné pole $BKGD(t_0)$ z prechádzajúceho asimilačného cyklu platného pre čas t_0 .



Obr. 2 Schematické znázornenie procesu necentrovanej metódy IAU. Príprava 3-hodinovej predpovede vychádza z meteorologickej analýzy, platnej v čase t_0 . Vypočíta sa inkrement (čierna prerušovaná šípka) rozdielom analýzy ($ANA(t_0)$) a predbežného poľa ($BKGD(t_0)$) platných v čase t_0 . Nasledovne sa inkrement rozloží a začleňuje počas celej dĺžky časového okna (oranžová šípka). Príprava predpovede bez začleňovania inkrementov (čierna plná šípka). Dĺžka časového okna IAU je ohraničená začiatkom v čase t_0 (T_{start}) a koncom v čase t_1 ($T_{end}(t_1)$).

Vplyv centrovanej schémy metódy IAU na predpovede bol neuspokojivý, čo sme demonštrovali na náhodne vybranom termíne prípadových štúdií (23.07.2022). Pri rozbere mala diagnostická veličina MAE (nastavenia s centrovanou schémou IAU) rovnaké hodnoty ako referenčné nastavenie HUC0. Rozborom predpovedných máp sme dospeli k rovnakému záveru ako v prípade veličiny MAE. Na základe daných zistení sme sa rozhodli ďalej neskúmať a neoverovať vplyv centrovanej schémy IAU.

Experimentálna metóda IAU bola aplikovaná v kópii nastavenia HUC0, ktoré v práci označujeme ako HUC3. Nastavenie HUC3 s necentrovanou schémou IAU boli nakonfigurovať s hodinovým a polhodinovým intervalom začleňovania inkrementov.

4 Metodika vyhodnocovania a spracovania výsledkov

Experimentálne nastavenia boli spustené na prípadové štúdie. Prípadové štúdie sú meteorologické termíny, v ktorých boli pozorované zaujímavé alebo komplikované poveternostné javy počasia.

4.1 Echkevo diagnostika

Echkevo alebo Chkevo (angl. *Check evolution*) diagnostika umožňuje študovať časový vývoj niektorých veličín (prognostických premenných modelu) na celej výpočtovej oblasti a tiež vypísať hodnoty niektorých veličín pre jeden alebo viacero mriežkových bodov vo zvolenej vertikálnej hladine. Zároveň poskytuje možnosť na rozbor tzv. počiatočného šumu (angl. *initial noise*). Počiatočným šumom označujeme vplyv vysoko-frekvenčných signálov pri tvorbe predpovedí. Počiatočný šum možno kvalifikovať ako strednú absolútnu časovú zmenu prízemného tlaku pre všetky body modelovej siete (ozn. MAE). Čím je menšia hodnota diagnostickej veličiny MAE, tým sa dá výpočet predpovede považovať za lepšie vyvážený.

4.2 Vizualizácie výsledkov

Výsledky experimentálnych nastavení je možné vyhodnocovať pomocou vizualizácie predpovedí vybraných meteorologických prvkov v mapovej forme. Predpovedné mapy boli porovnávané medzi jednotlivými nastaveniami, s referenčným nastavením alebo voči skutočne pozorovaným hodnotám meteorologických veličín (staničné merania, satelitné snímky, radarové produkty a iné). Táto metóda je subjektívna a má skôr kontrolný charakter.

4.3 Diagnostické a kontrolné veličiny

Jednou z ďalších dôležitých informácií je množstvo **upozornení o výskyte nestabilitít** vo výpočtoch pri príprave meteorologických predpovedí. Výskyt nestabilit označuje „SMILAG TRAJECTORY UNDERGROUND“, ktorá je vypísaná v súborovom denníku (ozn. .log).

Napokon sme sledovali **výpočtové časy** jednotlivých variácií experimentálneho nastavenia. Tieto informácie sú prospešné pri rozhodovaní sa o efektívnosti daného experimentu.

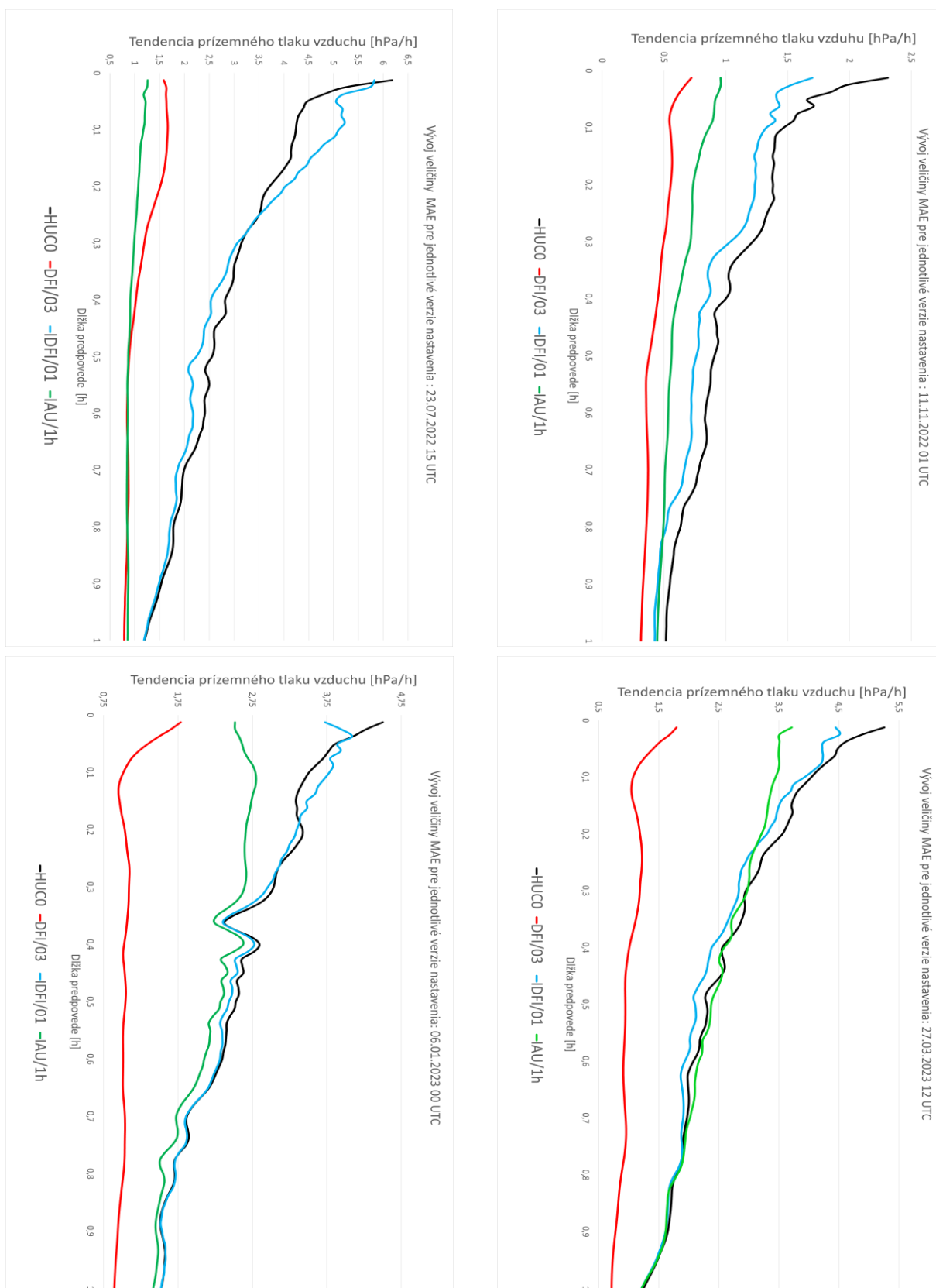
5 Rozbor prípadových štúdií

Vplyv nastavených metód a parametrov bol overovaný na prípadových štúdiách. Skúmali sme vplyv inicializácie v nastaveniach HUC1 - HUC3 pri príprave hodinových predpovedí. Overovali sme to v bežnej synoptickej situácii (11.11.2022), ale aj v prípadoch, kedy boli pozorované zaujímavejšie meteorologické javy (prechod frontálneho rozhrania 23.07.2022, padavý vietor na záveterných stranách hôr 06.01.2023, prudký vietor s výraznými nárazmi 27.03.2023). Rozboru každej prípadovej štúdie predchádzala 24 hodín dlhá asimilácia dát s hodinovou frekvenciou (čiže 24 krokov asimilácie dát) referenčným nastavením HUC0. Následne pri príprave hodinových predpovedí boli použité verzie experimentálnych nastavení HUC1 - HUC3. Jednotlivé prípadové štúdie sme vyhodnotili metodikou spomínanou v kapitole 4 Metodika vyhodnocovania a spracovania výsledkov.

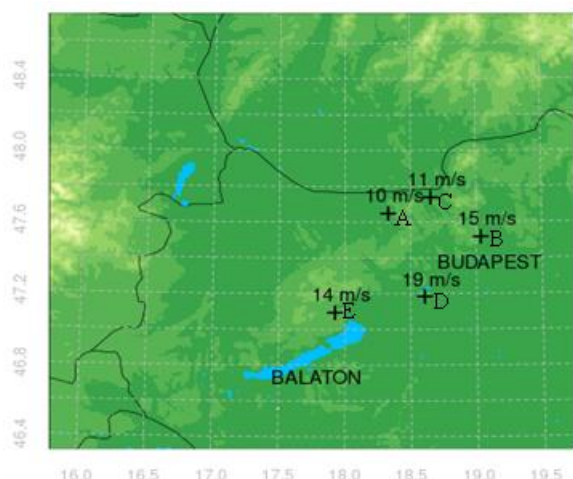
V dôsledku rozsahu príspevku sme sa rozhodli spomenúť a znázorniť len výsledky z niektorých verzií experimentálnych nastavení. Nakoľko medzi verziami jedného nastavenia boli rozdiely malé až zanedbateľne malé. Podrobnejší popis je v práci Petrovič (2023).

Na Obr. 3 je znázornený vývoj diagnostických veličín MAE časovej tendencie prízemného tlaku vzduchu, spriemerovaných pre všetky body modelovej siete pre vybrané verzie jednotlivých nastavení. Sledovali sme celkové hodnoty ako aj výskyt oscilácií, ktoré sú prejavom šumu. Vo všetkých grafoch vývoja veličiny MAE je možné pozorovať rozdiely medzi jednotlivými experimentami a voči referenčnému nastaveniu HUC0. V niektorých prípadoch sú rozdiely väčšie a v niektorých sú veľmi malé oproti referenčnému nastaveniu. Rozborom diagnostických veličín MAE zistujeme, že použitie metódy DFI má vo všeobecnosti pozitívny vplyv na hodnoty MAE voči hodnotám HUC0. Pozitívny vplyv je najväčší práve na začiatku predpovede, kedy je rozdiel oproti HUC0 najväčší. Diagnostická veličina MAE nastavenia HUC2 má hneď na začiatku platnosti predpovede taktiež menšie hodnoty ako HUC0 ale neskôr v čase sú hodnoty rôznorodé. Krivky verzií nastavenia HUC2 sú vo všeobecnosti menej hladkými. Hodnoty diagnostických veličín oscilujú. Takáto vlastnosť hodnôt je nežiadúca. Krivky veličiny MAE verzií nastavenia HUC3 mali výrazne nižšie hodnoty oproti nastaveniu HUC0 a to hlavne zo začiatku platnosti predpovede.

Pri porovnaní predpovedných máp (Obr. 4) nastavenia HUC1 (DFI/03) s predpovednou mapou nastavenia HUC0 sme zaznamenali postupné zníženie hodnôt nárazov vetra v oblasti medzi stanicami Tát (C) a Agard (D). Zníženie hodnôt je v rozpore s predpokladom súvisu nárazov vetra a zvýšenej odrazivosti ako zobrazuje radarová snímka Obr. 4 a do istej miery potvrdzuje stanica Agard (D). Zároveň možno usúdiť, že použitím metódy DFI dochádza ku „zhladeniu“ meteorologický významného signálu. Avšak porovnaním (nie úplne korektným, keďže porovnáваме produkt CAPPI 2 km s poľom a nárazmi vetra) je možné vysvetlenie, že utlmenie nárazov vetra je správne. Z porovnávaní predpovedných máp nastavenia HUC2 (IDFI/01) voči nastaveniu HUC0 je vidieť mierne zníženie hodnôt nárazov vetra v oblastiach okolí staníc Tata (A), Budapešť (B), Tát (C) a Agard (D). Pri porovnaní nastavenia HUC0 s verziou IAU/1h možno konštatovať, že v niektorých častiach (oblasti medzi stanicami Tata (A), Budapešť (B), Tát (C) a Agard (D)) je vplyv na veľkosť nárazov vetra rôznorodý. Zvyšné verzie nastavení mali rôznorodý alebo malý vplyv na vizualizácie výsledkov v predpovedných mapách, avšak rozdiely medzi jednotlivými verziami rovnakého nastavenia sú veľmi malé.



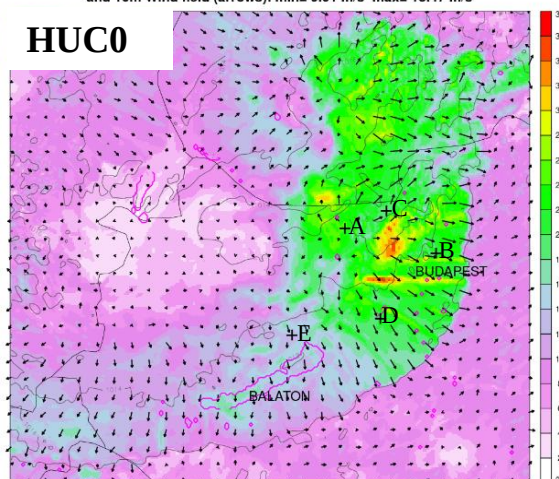
Obr. 3 Diagnostické grafy hodinového vývoja hodnoty veličiny MAE jednotlivých experimentálnych nastavení pre zvolené termíny prípadových štúdií. Čierna krivka (nastavenie HUC0), červená krivka (nastavenie HUC1 verzia DFI/03), modrá krivka (nastavenie HUC2 verzia IDFI/01) a zelená krivka (nastavenie HUC3 verzia IAU/1h).



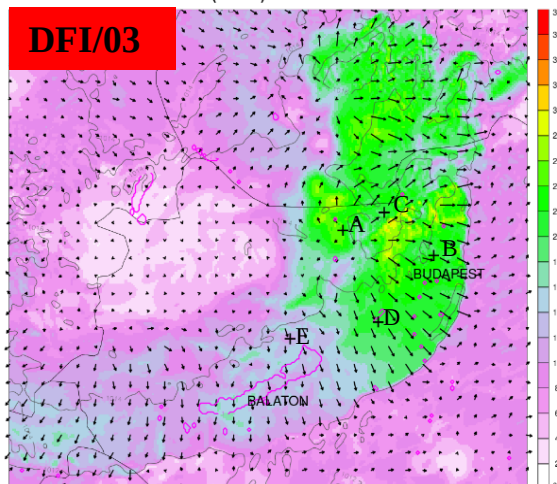
HUC0, 23.07.2022 15 +01UTC : MSLP (grey isobars), Wind gust(color map) and 10m Wind field (arrows): min= 0.01 m/s max= 18.47 m/s



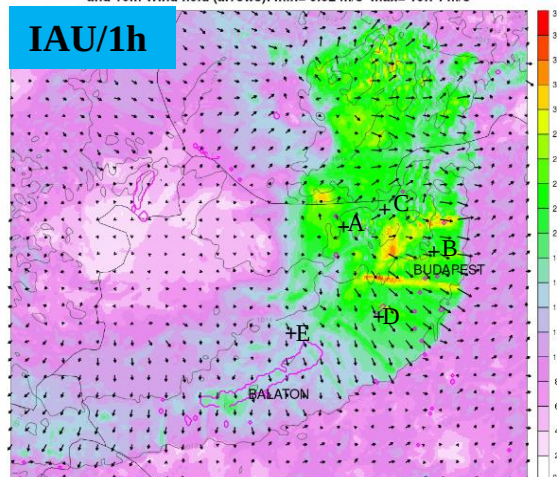
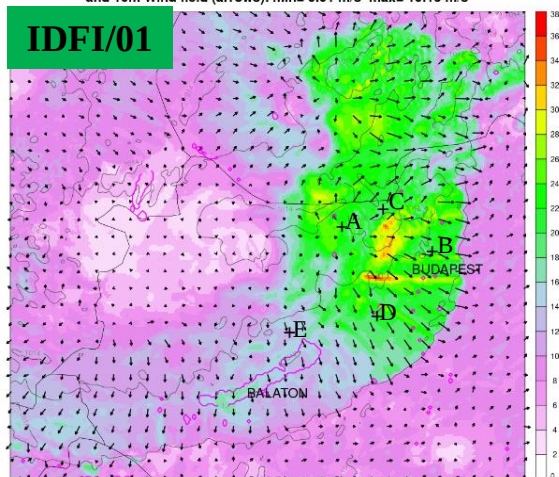
HUC1, DFI/03, 23.07.2022 15 +01UTC : MSLP (grey isobars), Wind gust(color map) and 10m Wind field (arrows): min= 0.02 m/s max= 18.19 m/s



HUC2, IDFI/01, 23.07.2022 15 +01UTC : MSLP (grey isobars), Wind gust(color map) and 10m Wind field (arrows): min= 0.01 m/s max= 19.13 m/s



HUC3, IAU/45u 1h, 23.07.2022 15 +01UTC : MSLP (grey isobars), Wind gust(color map) and 10m Wind field (arrows): min= 0.02 m/s max= 19.74 m/s



Obr. 4 Mapa hodnôt nárazov vetra (hore vľavo) zo staníc: Tata (A), Budapešť (B), Tát (C), Agard (D) a Veszprém (E). Radarová snímka (produkt CAPPI 2 km, hore vpravo). Termín 23.07.2022 16 UTC. Predpovedné mapy kompozície prízemného tlaku vzduchu (sivé čiary), veľkosti nárazov vetra (farebný podklad) a poľa vetra (čierne vektorové šípky so smerom a veľkosťou) experimentálnych nastavení. Termín predpovede 23.07.2022 15 UTC + 1 h.

V prípadovej štúdii 27.03.2023 12 UTC bolo pozorované zvýšené množstvo upozornení o výskyte nestabilit (Tabuľka 1). Daný termín bol charakteristický rozložením synoptických útvarov, ktoré vyvolali výrazný tlakový gradient naprieč Slovenskom. Na základe predpovedí sa očakával silný až prudký vietor na juhozápade a juhovýchode Slovenska. Možno si všimnúť, že verzia DFI/05 nastavenia HUC1 má skokové zvýšenie množstva upozornení oproti referenčnému nastaveniu HUC0 a aj oproti zvyšným dvom verziám nastavenia HUC1. Je to dôsledok väčšieho časového kroku vo verzii DFI/05 a výrazných poveternostných podmienok v danom termíne. Mierne zlepšenie nastalo v schéme verzie DFI/03, v ktorom bol menší počet upozornení. V nastavení HUC2 bolo všeobecne pozorované zvýšené množstvo upozornení o nestabilite. V súborových denníkoch verzií nastavenia HUC3 sa objavili upozornenia o výskyte nestabilit v porovnateľnom množstve ako pri referenčnom nastavení.

Tabuľka 1 Počet upozornení o výskyte nestabilit v nastaveniach HUC0 až HUC3, pre termín 27.03.2023 12 UTC, pri príprave hodinovej predpovede.

Označenie nastavenia	HUC0	DFI /01	DFI /03	DFI /05	IDFI /01	IDFI /03	IDFI /05	IAU /1h	IAU /0.5h
Počet upozornení	127	123	87	1048	166	1442	1315	131	134

Vo všeobecnosti bol výpočtový čas nastavenia HUC0 približne 7.5 minúty. Časy výpočtov jednotlivých verzií nastavení HUC1 boli v intervale 5.5 až 7.6 minúty, v závislosti od použitých parametrov a od danej prípadovej štúdie. Verzie nastavenia HUC2 mali výpočtové časy približne 9.5 až 12 minút, opäť v závislosti od parametrov metódy a prípadovej štúdie. V prípade tretieho nastavenia HUC3 boli časy výpočtov približne 1.6 minúty. Výrazne predĺženie výpočtu v nastavení HUC2 je spôsobené technickým nastavením samotnej schémy IDFI, nakoľko inicializačná metóda IDFI potrebuje pre svoj výpočet spustenie dodatočného procesu výpočtu. Zisťujeme, že markantný vplyv na dĺžku výpočtu má časový krok schémy a teda aj časový krok nastavenia danej verzie. Čím kratší je časový krok výpočtovej schémy, tým viac krokov sa vykoná pri filtrácii, a tým sa predlžuje výpočtový čas.

Tabuľka 2 Dĺžka výpočtového nastavení HUC0 až HUC3, pre termín 23.07.2022 15 UTC, pri príprave hodinovej predpovede.

Označenie nastavenia	HUC0	DFI /01	DFI /03	DFI /05	IDFI /01	IDFI /03	IDFI /05	IAU /1h	IAU /0.5h
Dĺžka výpočtu [min]	7.38	7.46	7.52	5.7	11.1	11.9	9.6	1.62	1.53

5.1 Zhrnutie

Na základe čiastkových záverov z každej prípadovej štúdie sme dospeli k záverom ohľadom použitia rozdielnych metód inicializácie v experimentálnych nastaveniach HUC1, HUC2 a HUC3.

- Metóda inicializácie digitálnym filtrom (ozn. DFI), ktorá bola použitá v nastavení HUC1, spoľahlivo filtruje vplyv vysokofrekvenčných signálov (šum). Naše výsledky sú konzistentné s výsledkami práce Benjamin, et al. (2003) a Lynch (1997). V niektorých prípadoch sa zdá, že dochádza k strate meteorologicky dôležitých informácií. Podobný vplyv bol pozorovaný v práci Široká (2001). V niektorých integráciách výpočtových schém bolo väčšie množstvo upozornení o výskyte nestabilit.

- Nastavenia HUC2 s metódou inkrementálnej inicializácie digitálnym filtrom (ozn. IDFI) nedostatočne filtruje šum a zároveň dochádza k výraznejšiemu predĺženiu výpočtového času. Slabšia filtrácia šumu a oscilujúce hodnoty boli zistené aj v záveroch práce Široká (2001), avšak s menšími rozdielmi.
- Metóda inkrementálnej aktualizácie analýzy (ozn. IAU) v nastavení HUC3 dostatočne filtruje šum, čo je v súlade s prácou Bloom, et al.,(1996). Zároveň pri použití metódy IAU nastalo skrátenie výpočtového času. Množstvo upozornení o výskyte nestabilit bolo porovnateľné s množstvom v prípade referenčného nastavenia bez inicializačnej metódy.

6 Návrh využitia výstupov v praxi

Pre potreby nowcastingu sú veľmi dôležité predpovedné modely pracujúce s vysokou presnosťou a časovo-priestorovým rozlíšením. Primárne sa používajú na včasné varovanie pred nebezpečnými poveternostnými situáciami. Pri vydávaní výstrah pred nebezpečnými javmi musí synoptický meteorológ vyhodnotiť veľké množstvo materiálov za relatívne krátky čas. Navrhovaná vizualizácia môže uľahčiť rozhodovanie z hľadiska dôveryhodnosti produkovaných predpovedí. Ako príklad sme vybrali náhodný termín (23.07.2022) spomedzi termínov prípadových štúdií. Späťne porovnávame vývoj počasia na časovej škále 4 hodín, zo 4 termínov spustenia, na rovnaký čas platnosti predpovedí.

Dňa 23.07.2022 prechádzal cez územie Maďarska a Slovenska studený front. Zaujímalo nás, ako sa sformované konvektívne útvary vyvíjali v čase, na základe výsledkov z predpovedí. Porovnali sme diagnostickú modelovú veličinu, simulovanú odrazivosť, s radarovými snímkami (produkt CAPPI 2 km). Výsledky boli vizualizované na predpovedných mapách simulovanej odrazivosti v hladine 800 hPa. Princípom je príprava hodinových predpovedí z termínov 15 až 18 UTC s hodinovými platnosťami do 19 UTC. Získali sme tak sadu hodinových predpovedí, ktorá je ilustrovaná štýlom „hárok poštových známok“ (angl. *Poststamp visualisation/sheet*) na Obr. 5. V stĺpci úplne vpravo sú radarové snímky z časov od 16 UTC po 19 UTC. V prvom riadku druhého stĺpca sprava je hodinová predpoveď z termínu 15 UTC na 16 UTC. V druhom riadku druhého stĺpca sprava je hodinová predpoveď z termínu 16 UTC na 17 UTC. V treťom riadku stredného stĺpca je predpovedná mapa z termínu 15 UTC na 17 UTC. Rovnakým postupom pre ďalšie dva riadky. Teda predpovede z rovnakého termínu sú v diagonálnom smere (v smere sprava hore => doľava dole, Obr. 5, sivé šípky).

Pomocou „Poststamp visualisation“ obrázkov je možné overovať kontinuitu, konzistentnosť a dôveryhodnosť predpovedí, teda či sa meteorologické javy v predpovediach naozaj vyskytujú a ako sa vyvíjajú. Zároveň sú porovnávané s realitou. Navrhnutý nástroj pomôže vyhodnotiť, že:

- V prípadoch konzistentne zlých predpovedí (zlých vo význame, že predpovede sa nezhodujú s realitou) sa môže jednať o falošnú meteorologickú informáciu.
- V opačnom prípade sa môže potvrdiť hodnovernosť meteorologického javu v predpovediach a v prípade potreby vydať výstrahu.

7 Záver

Predložená príspevok sa zaoberá aplikáciou a validáciou schémy Rapid Update Cycle (ozn. RUC) v numerickom prostredí experimentálnych verzií predpovedného modelu ALADIN, upravenej pre potreby modelovania počasia v konvektívnych škálach. Úspešná aplikácia zahŕňala nastavenie relevantných vstupných parametrov, testovanie rôznych metód redukcie šumu a odporúčenie najvhodnejšieho nastavenia.

Na základe dosiahnutých výsledkov sme zistili, že implementácia optimalizovaných parametrov, ktoré ovplyvňujú horizontálne a vertikálne rozlíšenie a výpočtovú oblasť nastavenia mala pozitívny vplyv. Pre použité horizontálne a vertikálne rozlíšenie bolo potrebné aktivovať nehydrostatickú dynamickú schému. Na základe výsledkov sme zistili, že zvýšenie množstva vertikálnych hladín malo pozitívny vplyv na hodnoty diagnostickej veličiny počiatočného šumu. Vplyv zvýšenia horizontálneho rozlíšenia

bol vidieť na výsledkoch predpovedných máp, v ktorých bolo možné detailnejšie rozpoznať napr. štruktúru oblačnosti. Medzi rôznymi metódami inicializácie sme z hľadiska použitých diagnostických postupov zistili, že metóda IAU necentrovanej schémy poskytuje najlepšie výsledky. Naše výsledky a zistenia sú v súlade s podobnými závermi z Météo-France a z inštitútu Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.

Odporúčené experimentálne nastavenie má vlastnosti a parametre:

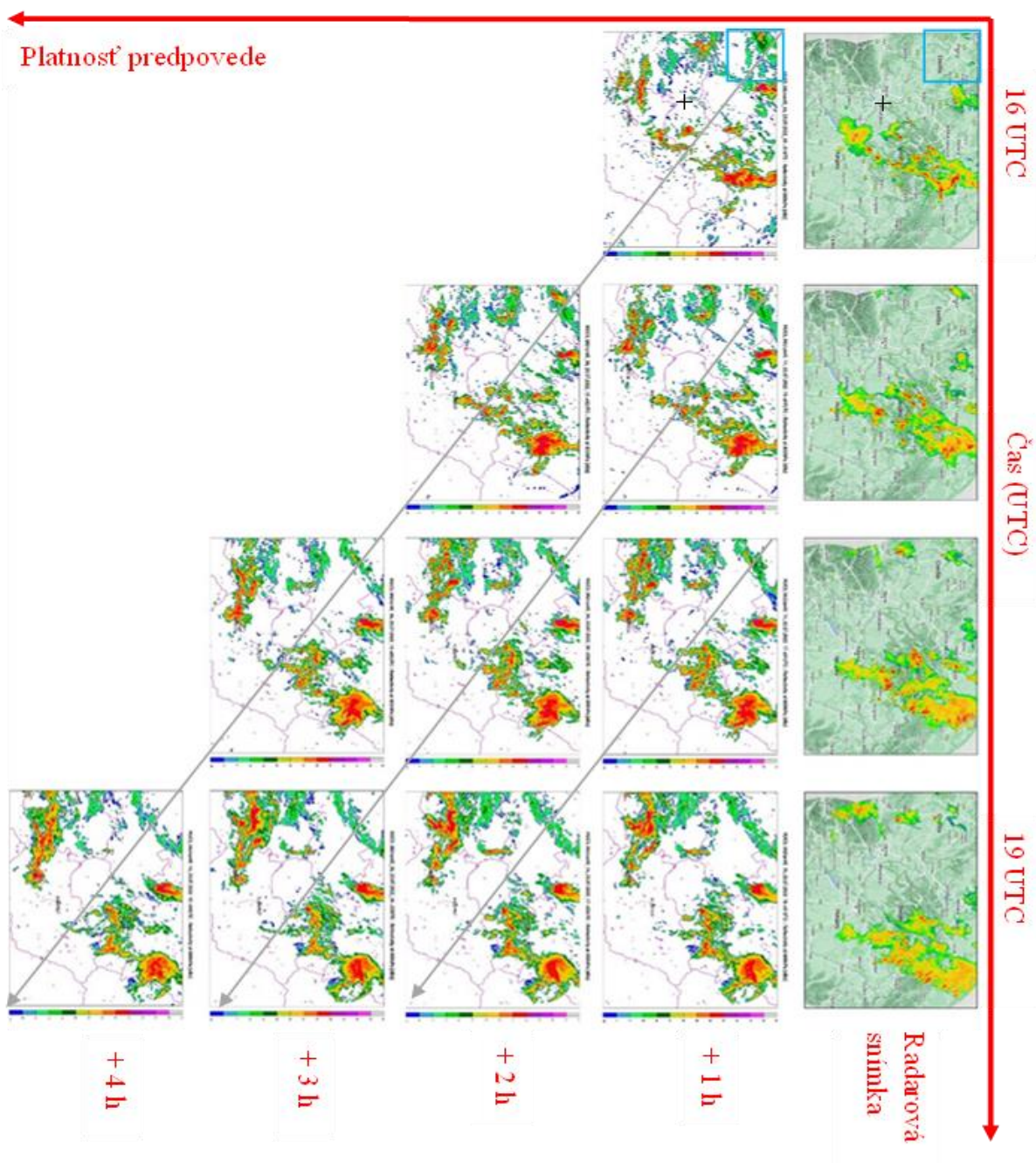
- Asimilačný cyklus nastavenia používa trojdimenzionálnu variačnú metódu (ozn. 3D-Var) v procese objektívnej analýzy.
- V rámci asimilačného cyklu je implementovaná schéma cyklu zrýchlenej aktualizácie založenej na hodinovej frekvencii.
- Optimalizované hodnoty horizontálneho (1 km) a vertikálneho (87 modelových hladín) rozlíšenia umožňujú rozbor a prípravy prognóz meteorologických javov vo vysokom rozlíšení.
- Výpočtové jadro je založené na nehydrostatickej dynamike.
- Optimalizáciou výpočtovej oblasti sa zmenšila oblasť záujmu a sústreďuje sa na územie Slovenskej republiky a blízkeho okolia.
- V prípade inicializačného procesu je využitá metóda inkrementálnej aktualizácie analýzou založenej na necentrovanej schéme s hodinovým intervalom.

Avšak vylepšenie predpovedí nebolo dosiahnuté vo všetkých skúmaných prípadoch. Pre získanie podrobnejších a objektívnejších výsledkov by bolo potrebné skúmať viac prípadových štúdií s dlhším asimilačným cyklom. Prípadne aplikovať inicializáciu aj počas asimilačného cyklu.

Realizovali sme nové štúdie pre potreby inicializácie výstupov z 3D-Var asimilácie dát v konvektívnych mierkach, ktoré doteraz na Slovensku neboli použité. Na ich základe sme dokázali odporučiť vhodné nastavenia a zároveň pripravené skripty predpovedných nastavení poskytujú priestor na pokračovanie operatívnej implementácie RUC podľa potrieb SHMÚ.

8 Literatúra

- Benjamin, S. G., et al. 2003.** *An Hourly Assimilation-Forecast Cycle : The RUC.* s.l. : Monthly weather review, vol. 132, 495-518, 2003.
- Bérnard, P. and Mašek, J. 2013.** *Scientific Documentation for ALADIN-NH Dynamical Kernel.* s.l. : Météo-France, CHMI, 2013.
- Bloom, S.C., et al. 1996.** *Data Assimilation Using Incremental Analysis Updates.* 1996. Monthly weather review, vol. 124, 1256-1271.
- Brožková, R., et al. 2019.** *Nová provozní konfigurace modelu ALADIN ve vysokém rozlišení.* Český hydrometeorologický ústav. METEOROLOGICKÉ ZPRÁVY. Ročník 72, 2019, Číslo 5.
- Daley, R. 1991.** *Atmospheric data analysis.* Cambridge : Cambridge University Press, 1991.
- Derková, M. 2008.** *Algoritmy mezoškálovej asimilácie dát v modeli na ohraničenej oblasti.* Dizertačná práca. Bratislava : GEOFYZIKÁLNY ÚSTAV SAV BRATISLAVA, 2008.
- Fisher, C. and Auger, L. 2010.** *Some Experimental Lessons on Digital Filtering in the ALADIN-France 3DVAR Based on Near-Ground Examination.* Monthly weather review, vol. 139, 774-785..
- Lynch, P. 2003.** *Digital filter initialization.* Dublin : Met Éireann, 2003.
- . **1997.** *The Dolph-Chebyshev Window: A Simple Optimal Filter.* Dublin : Met Éireann, 1997.
- Mile, M. 2015.** *1 hourly Rapid Update Cycle.* [Online] 2015.
- Petrovič, M. 2023.** *Cyklus zrýchlenej aktualizácie v numerickom predpovednom systéme ALADIN/SHMU - validácia a rozšírenie pre rôzne priestorové a časové škály.* Diplomová práca. Bratislava : Fakulta matematiky, fyziky a informatiky Univerzity Komenského, 2021.
- Široká, M. 2001.** *Incremental digital filter experiments in ALADIN/LACE blending production suite.* s.l. : RC LACE Internal report, 2001.
- Wedi, N. P. and Malardel, S. 2010.** *Non-hydrostatic modelling at ECMWF.* s.l. : ECMWF Newsletter No. 125, pp. 17-21., 2010. doi: 10.21957/rzojr98e.



Obr. 5 Vizualizácia hodinových predpovedí simulovanej odrazivosti v 800 hPa, z intervalu 4 hodín a platných od 16 po 19 UTC, štýlom „Poststamp visualisation“. V smere osi Platnosť predpovede sú rozdielne časové dĺžky platnosti predpovedí. V smere osi Čas (UTC) sú jednotlivé predpovede a radarové snímky platné pre daný čas. Sivé šípky označujú predpovede z rovnakého termínu spustenia.

Sucho v roku 2022 a jeho dopady na lesné ekosystémy

Jozef Rozkošný

1 Úvod

Periódy sucha sa v súčasnosti stávajú výrazným celosvetovým problémom (Hou et al. 2017). V súčasnosti zaznamenávame v Európe zvyšujúcu sa početnosť výskytu periód sucha (Rousi et al. 2022). Do budúca sa očakáva, že extrémne suchá sa budú vyskytovať častejšie a v čoraz väčšom rozsahu (McDowell et al. 2018; Seneviratne et al. 2021). V roku 2018 bola v strednej Európe zaznamenaná jedna z najviac závažných periód sucha s dlhotrvajúcimi dopadmi na lesné ekosystémy (Buras et al. 2018; Senf a Seidl 2021). Dopady sucha v roku 2018 boli výraznejšie v porovnaní s výrazným suchom zaznamenaným v roku 2003 (Buras et al. 2018), pričom sucho spôsobilo pokles produktivity a zdravotného stavu stromov v západných oblastiach strednej Európy (Ciais et al. 2005). Po výrazných suchách v rokoch 2003, 2015 a 2018 sme zaznamenali zatiaľ asi najvýraznejšie sucho v roku 2022. Schumacher et al. (2022) uvádza, že sucho v roku 2022 bolo najhoršie za posledných 500 rokov v strednej Európe. Tento rok bol z hľadiska výskytu sucha na Slovensku výnimočný. Extrémne suché podmienky sa vyskytli na viac ako polovici územia Slovenska a trvanie sucha bolo na niektorých miestach dlhšie ako 200 dní (Turňa et al. 2022). Faško et al. (2022) uvádza jar 2022 ako 5. najchudobnejšiu na zrážky a leto patrilo medzi 15 najchudobnejších na atmosférické zrážky od roku 1881. Od septembra 2021 do augusta 2022 bol priestorový úhrn zrážok pod 500 mm, čo predstavuje najnižšiu hodnotu za 142 rokov. Do budúca sa podľa klimatických modelov očakáva silný nárast periód sucha, pričom je pravdepodobný výskyt opakujúcich sa periód sucha vo viacerých rokoch po sebe (Van Der Wiel et al. 2022).

Cieľom príspevku bolo zhodnotiť sucho na Slovensku a vyhodnotiť dopady sucha na lesné ekosystémy v roku 2022.

2 Metodika

Meteorologické sucho

Štandardizovaný zrážkový a evapotranspiračný index (SPEI) vyjadruje relatívne odchýlky vodnej bilancie (atmosférické zrážky – potenciálna evapotranspirácia). Tento index má 30-dňovú kumulatívnu dobu, čo znamená, že index vyjadrený pre daný deň určuje odchýlku vodnej bilancie daného a predchádzajúcich 29 dní, pričom je aplikované tzv. „klzavé okno“ na celú dĺžku dátového radu. Negatívne hodnoty indexov znamenajú suché podmienky, pozitívne naopak vlhké podmienky, pričom ich intenzita je odstupňovaná v jednotlivých stupňoch. Tieto stupne pochádzajú z pôvodnej metodiky pre určenie charakteristiky obdobia pre jednomesačný SPEI (Vicente-Serrano et al., 2010). V našom prípade sa táto charakteristika vzťahuje vždy na obdobie posledných 30 dní k danému dátumu. Suché obdobie začína pri poklese hodnôt pod -1 a končí pri jeho výstupe nad hodnotu 0 (Spinoni et al., 2013). Sucho identifikované pomocou SPEI neznamena, že dané obdobie bolo úplne bez zrážok. Index vyjadruje odchýlku od strednej hodnoty teoretického rozdelenia nameraných hodnôt, a teda deficit, nie úplnú absenciu zrážok.

Pri indexe sucha CMI sa okrem zrážok a evapotranspirácie zohľadňuje aj pôdna charakteristika, ktorou je využiteľná vodná kapacita. Informácie o využiteľnej vodnej kapacite pôdy boli poskytnuté Výskumným ústavom pôdozvedectva a ochrany pôdy, pričom konkrétna hodnota využiteľnej vodnej kapacity v mm sa vzťahuje na lokalitu, kde sa nachádza meteorologická stanica. Index CMI sa počíta v týždennom kroku, v jednotlivých týždňoch v roku (od pondelka do nedele). Pri výpočte CMI sa

potenciálna evapotranspirácia počíta podľa metódy Thornthwaita. Pri tomto indexe sa určuje aj odtok a prítok vypočítaný za posledný týždeň, ako aj hodnota vlhkosti pôdy na konci predposledného týždňa. Následne sa z vypočítaných veličín výsledný deficit, resp. nadbytok vlhkosti v pôde, prevedie do jednoduchšej bezrozmernej číselnej hodnoty, ktorá predstavuje mieru sucha v danej lokalite. CMI má záporné hodnoty v suchom období a kladné hodnoty vo vlhkom období (Palmer W.C., 1968).

Monitoring dopadov sucha

Monitoring dopadov sucha prebieha na základe hlásení registrovaných užívateľov národnej reportovacej siete. Je dostupný a pravidelne raz týždenne aktualizovaný na stránke www.intersucho.sk, v časti „Dopady na lesy“. Mapové podklady zobrazujú vyhodnotenie súhrnu odpovedí reportérov za daný týždeň pre jednotlivé okresy. Na základe lesníckeho dotazníka sa vyhodnocujú dopady sucha na vybrané lesné dreviny. Súčasťou hlásení sú aj komentáre a informácie z jednotlivých okresov od reportérov národnej reportovacej siete.

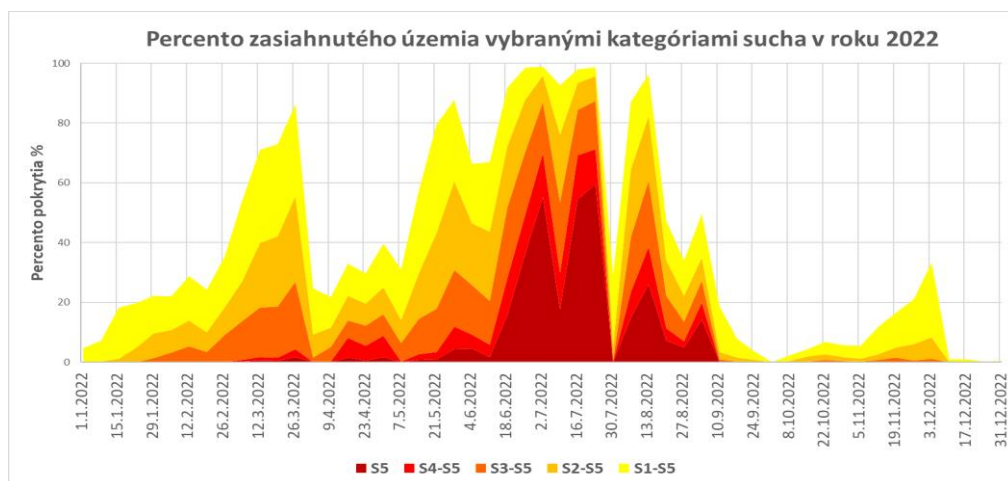
3 Výsledky

Meteorologické sucho

Index SPEI - Na začiatku roka 2022 boli na väčšine územia normálne až mierne suché podmienky. Veľmi suché podmienky (hodnota SPEI pod -1,5) boli spočiatku len lokálne na juhovýchode Slovenska, ku koncu januára už veľmi sucho bolo aj na juhu stredného a západného Slovenska. Extrémne sucho (hodnota SPEI pod hranicou -2) sa objavilo krátkodobo vo februári v Prešove, na juhozápade v Bratislave, Žihárči a Hurbanove. V marci sa podmienky postupne zhoršovali. Najskôr bolo extrémne sucho len na západnom Slovensku, ku koncu mesiaca sa rozšírilo aj v južnej časti stredného a východného Slovenska. Na konci mesiaca bolo veľmi sucho až extrémne sucho na celom území. V apríli nastalo zlepšenie situácie a do polovice mája prevažovali normálne až mierne suché podmienky. V júni sa opäť objavilo extrémne sucho, spočiatku len na východnom Slovensku, neskôr aj na strednom Slovensku a v júli bolo extrémne sucho aj na západe. V tretej júlovej dekáde bolo extrémne sucho na približne polovici staníc. Počas augusta, kvôli búrkovej činnosti, boli podmienky na území Slovenska rôznorodé. Extrémne sucho prevažovalo na východnom Slovensku a v južnej časti stredného Slovenska. Na začiatku septembra bolo extrémne sucho ešte na východe, ale neskôr sa aj tam situácia zlepšila. V októbri boli na väčšine Slovenska normálne až veľmi vlhké podmienky. Sucho sa opäť objavilo až v novembri. Veľmi až extrémne suché podmienky boli na viacerých staniciach na západnom Slovensku a v priľahlej časti stredného Slovenska. V roku 2022 bola najdlhšia epizóda sucha na Slovensku podľa indexu SPEI v Senici 204 dní, v Podolínci 190 dní a v Žihárči 160 dní.

Index CMI - Index CMI dosahoval najnižšie hodnoty v letnom období. Pod hranicu závažného sucha (hodnoty -3 a menej) klesol index až na 15 staniciach. Najnižšia hodnota bola -3,73 v Košiciach v 34. týždni a -3,61 v Sliači v 30. týždni, pričom v tom istom týždni bol index -3,49 v Dolných Plachtinciach, -3,47 v Banskej Štiavnici a -3,44 v Banskej Bystrici. Index CMI dosiahol v roku 2022 na niektorých staniciach najnižšie hodnoty od roku 1981, teda od začiatku výpočtu. Tento záver platí pre stanice Prievidza, Žiar nad Hronom, Banská Bystrica, Sliač, Brezno, Dolné Plachtince, Senica, Podhájska, Kamenica nad Cirochou a Košice.

Meteorologické sucho sa premietlo aj v pôdnom suchu. Extrémne sucho sa na začiatku júna vyskytlo na 55 % územia, na konci júla až na 60% územia. Rôzne kategórie sucha sa vyskytli prakticky na celom území (98%) (Obrázok 1).

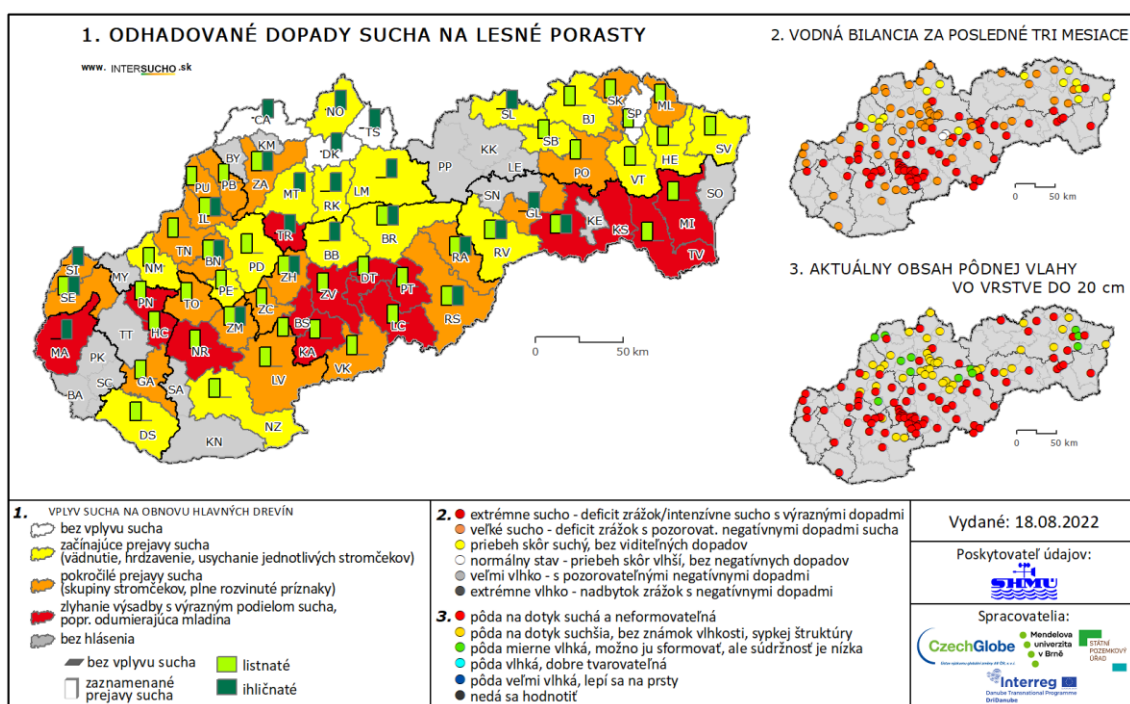


Obrázok 1: Percento zasiahnutého územia vybranými kategóriami sucha v roku 2022 (S1 – začínajúce sucho, S5 – extrémne sucho)

Monitoring dopadov sucha na lesníctvo

Prvé prejavy sucha na lesné porasty boli zaznamenané na jar, pričom boli spojené s hláseniami deficitu vody v pôde, znížením vodných stavov a prietokov v lesných tokoch.

Výrazný deficit atmosférických zrážok hlásili reportéri na celom území Slovenska už od začiatku leta. Atmosférické zrážky sa vyskytli iba lokálne a boli výlučne spojené s búrkovou činnosťou. Začiatkom leta reportéri zaznamenávali suchý povrch pôdy a zníženie hladín menších vodných tokov na takmer celom území Slovenska. V priebehu júla sa v Slovenskom rudohorí sucho prejavilo postupným žltnutím listov na buku lesnom (*Fagus sylvatica* L.), vädnutím asimilačných orgánov na jedli bielej (*A. alba* L.) a smreku obyčajnom (*Picea abies* L.). Na celom území Slovenska vysychali korytá menších lesných tokov, jazier a studničiek. Hlásenia reportérov o odhadovaných dopadoch sucha na lesné porasty v 32. týždni v roku 2022 zobrazuje obrázok 1. Informácie z jednotlivých okresov od našich reportérov neodrážajú stav v celom okrese, ale popisujú situáciu v katastrach, z ktorých reportéri posielajú hlásenia.



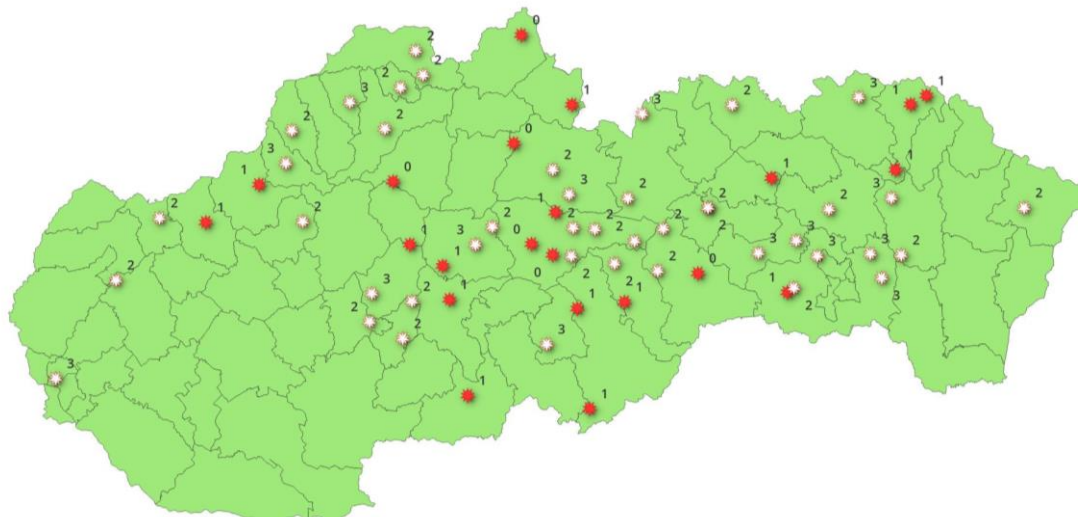
Obrázok 2: Odhadované dopady sucha na lesné porasty na Slovensku k 18.08. 2022

Koncom júla a v auguste bolo v lokalitách stredného a severného Slovenska zaznamenané odumieranie dospelých porastov smreka obyčajného (*P. abies* L.), spôsobeného komplexom faktorov (podkôrny hmyz, drevokazné huby, ale aj suchom). Z mnohých lokalít Slovenska (najmä 1. až 4. lesný vegetačný stupeň) bolo hlásené letné žltnutie listov na porastoch buka lesného (*F. silvatica* L.) (Obrázok 2), na rôznych druhoch duba (*Quercus* spp.), ale aj na hrabe obyčajnom (*Carpinus betulus* L.). Na Podunajskej nížine bol zaznamenaný výrazný opad listov na porastoch javora (*Acer* spp.), lipy (*Tilia* spp.), čerešne (*Cerasus avium* L.), hrabu obyčajného (*C. betulus* L.) a buka lesného (*F. silvatica* L.).



Obrázok 3: Lokality so zaznamenaným letným žltnutím listov na buku lesnom (*F. silvatica*)

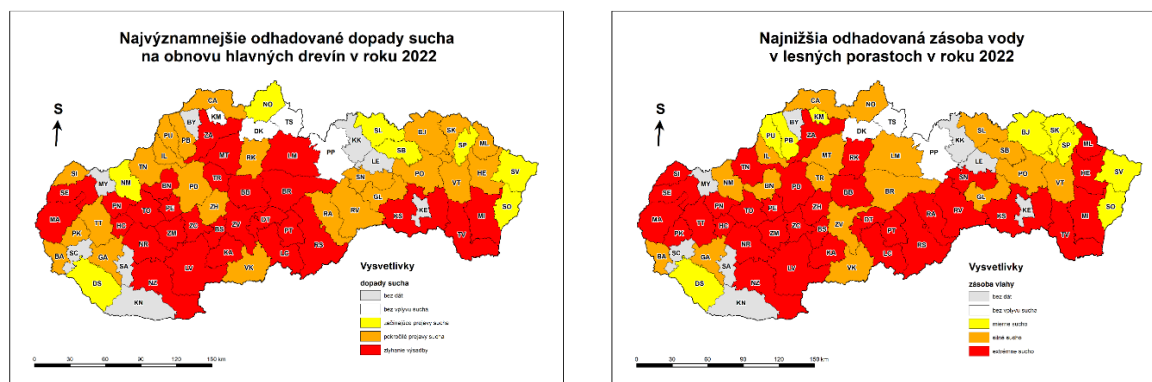
Vo viacerých lokalitách sme v hlásení od reportérov zaznamenali popri opade listov buka aj vysokú stratu na úrode bukvy. Stratu na očakávanej úrode (neúrode resp. slabú úrodu) sme zaznamenali aj prostredníctvom fenologického monitoringu SHMÚ (Obrázok 3).



Obrázok 4: Stupeň úrody bukvy na Slovensku v roku 2022 v rôznych lokalitách (Stupne úrody: 0 – neúroda, 1 – slabá úroda, 2- stredná úroda, 3 - dobrá úroda)

V jesenných mesiacoch, napriek vyšším úhrnom atmosférických zrážok, naďalej hlásili reportéri suchú pôdu v hlbších pôdnych profiloch. V Malých Karpatoch reportéri zaznamenali v priebehu októbra usychanie ihličnanov, pravdepodobne z dôvodu dlhodobého sucha počas roka. V oblasti Vihorlatských vrchov reportéri hlásili výrazne skorší nástup jesenných fenologických fáz (všeobecné žltnutie, opad listov) v porastoch rastovej fázy mladiny. Vyššie stavy hladiny vodných tokov v pohoriach reportéri

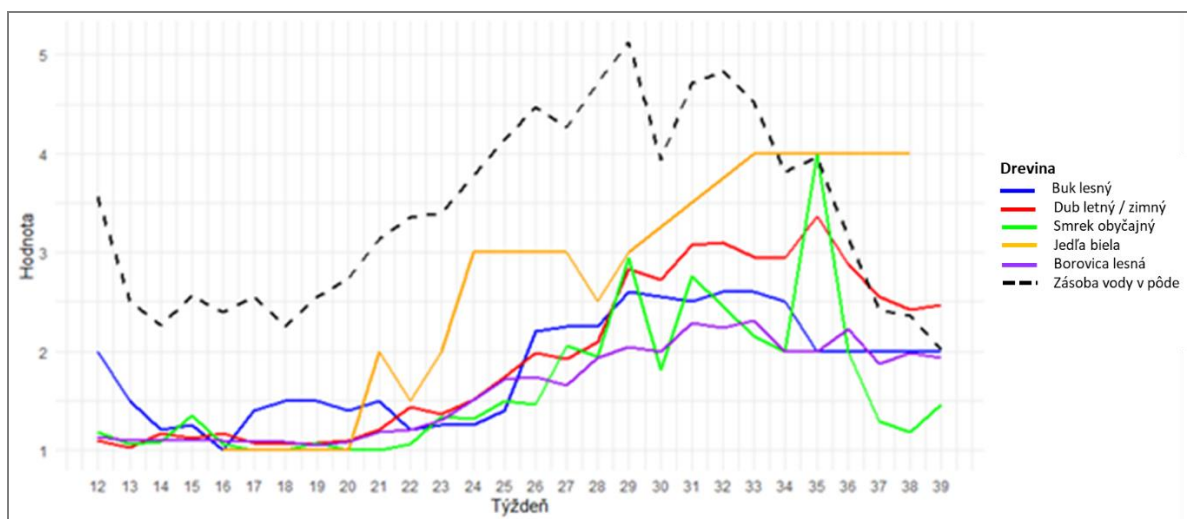
zaznamenali až v priebehu októbra a začiatkom novembra. Najvýznamnejšie odhadované dopady sucha na obnovu hlavných drevín v roku 2022 podľa hlásení reportérov národnej reportovacej siete sú zobrazené na obrázku 2, vľavo.



Obrázok 5: Najvýznamnejšie odhadované dopady sucha na obnovu hlavných drevín (vľavo) a najnižšia odhadovaná zásoba vody v lesných porastoch v roku 2022 podľa hlásení reportérov národnej reportovacej siete (vpravo)

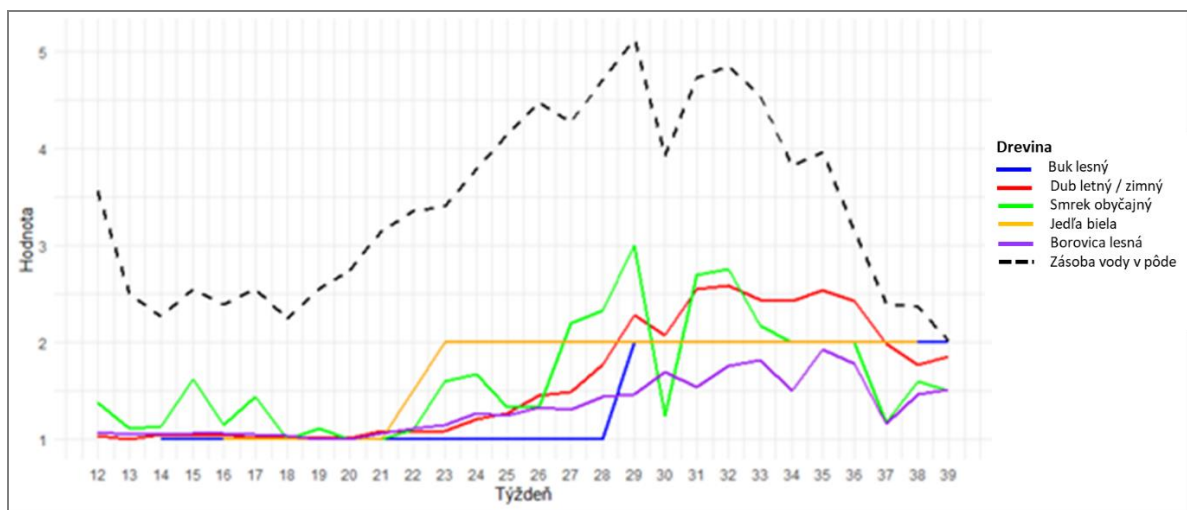
Z hľadiska najnižšej odhadovanej zásoby vody v lesných porastoch (obrázok 2, vpravo) boli na Slovensku v roku 2022 najvýraznejšie suchom zasiahnuté najmä bukové kultúry na stanovištiach bez prítomnosti materského porastu, a to najmä v Malých Karpatoch, Považskom Inovci, Štiavnických vrchoch, ale aj na východe Slovenska. Mladé lesné porasty z prirodzenej obnovy boli výrazne menej zasiahnuté suchom. Negatívny dopad na smrekové výsadby bol zaznamenaný na Liptove, Turci a v oblasti Podpoľania. Na juhu Východoslovenskej nížiny boli zaznamenané aj negatívne dopady sucha na topoľové kultúry. V lokalite Trnavskej tabule, ale aj na severe Dolnej Nitry reportéri hlásili vyššiu úrodu orecha v porovnaní s rokom 2021. Zaujímavé je, že na vyššej úrode orechov pozorovatelia zaznamenali podstatne nižšie poškodenie inváznym hmyzím škodcom vrtivkou orechovou (*Rhagoletis complana*). Naopak, v južnej časti Malých Karpát bola zaznamenaná nižšia úroda na gaštane jedlom (*Castanea sativa* L.), pričom aj samotné plody boli o polovicu menšie v porovnaní s rokom 2021. Inverzné a nadpriemerne teplé počasie na konci októbra spôsobilo nezvyčajne neskorú aktivitu lykožrúta smrekového (*Ips typhographus* L.). Aktivitu lykožrúta bolo možné pozorovať ešte aj v posledných dňoch októbra, najmä od nadmorskej výšky cca 400 - 500 m n. m., kde sa hmla rozplynula a prevládalo teplé a slnečné počasie. V dubových porastoch (1.-3. lesný vegetačný stupeň) pravdepodobne časť tohtoročnej populácie podkôrnika dubového (*Scolytus intricatus* Ratz.) založila 2. generáciu, pričom tento jav je typický skôr pre krajiny v oblasti Balkánu.

Podľa odhadov reportérov sme zaznamenali výrazne nižšiu zásobu vody v pôde už na začiatku vegetačného obdobia počas 12. a 13. týždňa (obrázok 3). V tomto období boli zaznamenané negatívne dopady najmä na bukových kultúrach. Výraznejšiu periódu s nízkou zásobou vody v pôde sme zaznamenali najmä od 20. týždňa, s kulmináciou počas 25. až 32. týždňa. Negatívne dopady sucha na mladé lesné porasty boli registrované na všetkých hodnotených drevinách od 20. týždňa. Výraznejšie negatívne dopady sme zaznamenali najmä od 28. týždňa do 36. týždňa. Najhoršie odhadované dopady v rámci umelej obnovy boli najmä na jedli, smreku a dube. Bukové mladé lesné porasty, ako aj borovicové, boli poškodzované podľa odhadov reportérov menej. Interval medzi začiatkom hlásenia zníženej zásoby vody v pôde a dopadmi na mladé lesné porasty bol u smreka a duba približne 2 mesiace, u buka a borovici približne 1 mesiac. Negatívne dopady na jedli boli hlásené takmer súbežne so znižujúcou sa zásobou vody v pôde počas vegetačného obdobia.



Obrázok 6: Priebeh odhadovaného priemerného množstva vody v pôde a dopadov sucha počas vegetačného obdobia na hlavné lesné dreviny v roku 2022 (umelá obnova)

Začiatkom vegetačného obdobia sme nezaznamenali výraznejšie negatívne dopady sucha na mladé lesné porasty v rámci prirodzenej obnovy (obrázok 4). Výnimkou je drevina smrek, kde sme zaznamenali prostredníctvom reportérov zvýšené hodnotenie dopadov na prirodzenú obnovu už na začiatku vegetačného obdobia (14.-17. týždeň), pričom v rámci tejto kategórie bol smrek vyhodnotený ako najviac zasiahnutá drevina najmä v 29., 31. a 32. týždni. Vyššie odhadované negatívne dopady sucha boli zaznamenané najmä od 28. týždňa pri všetkých drevinách. Negatívne dopady na prirodzenú obnovu smreka prakticky kopírovali vývoj zásoby vody v pôde. Pri ostatných drevinách sme zaznamenali negatívne dopady posunuté v intervale približne 2-3 týždne, vzhľadom na zásobu vody v pôde.



Obrázok 7: Priebeh odhadovaného priemerného množstva vody v pôde a dopadov sucha počas vegetačného obdobia na hlavné lesné dreviny v roku 2022 (prirodzená obnova)

4 Záver

Prejavy sucha na lesné hospodárske dreviny boli v roku 2022 akútne a boli dôsledkom dlhotrvajúceho sucha. Dopady dlhodobého sucha na staršie lesné porasty v roku 2022 sú hlásené reportérmi národnej reportovacej siete v priebehu roka 2023 v regiónoch západného a severného Slovenska. Reportéri

uvádzali stratu asimilačných orgánov a vo zvýšenej miere atakovanie lesných porastov podkôrnym hmyzom. V rámci porovnania dopadov sucha z hlásení reportérov z celého Slovenska na umelú a prirodzenú obnovu sme zistili väčšie negatívne dopady sucha cca o 20 % na umelú obnovu, najmä u dreviny jedľa, buk, borovica a smrek. Predpokladáme, že v nasledujúcich rokoch sa môžu vyskytnúť ďalšie prejavy sucha na zdravotnom stave lesných porastov. V dôsledku sucha a meniacej sa klímy sú lesné porasty oslabené a vytvárajú predispozíciu pre aktivizáciu sekundárnych biotických škodcov akými sú podkôrny hmyz a drevokazné huby. Preto bude dôležité naďalej monitorovať dopady sucha na lesné ekosystémy.

5 Použitá literatúra

Buras, A., Schunk, C., Zeiträg C., Herrmann, C., Kaiser L., Lemme, H., Straub, C., Taeger, S., Gößwein, S., Klemmt, H. J., Menzel, A., 2018: Are scots pine forest edges particularly prone to drought-induced mortality? *Environmental Research Letters*, 13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa0b4>.

Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer Ch., et al., 2005: Europe -wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437, 529 -533. <https://doi.org/10.1038/nature03972>.

Faško, P., Markovič, L., Ivaňáková, G., Kajaba, P., 2022 : Mimoriadne až extrémne nízke úhrny atmosférických zrážok na Slovensku v rokoch 2021 a 2022 v historickom kontexte od roku 1881. *APOL* 2022, 3, 87–93.

Hou, L., Huang, J., Wang, J., 2017: Early warning information, farmers' perceptions of, and adaptations to drought in China, *Climatic Change*, 141, 197-212. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1900-9>.

McDowell, N.G., Michaletz, S.T., Bennett, K.E., Solander, K.C., Xu, C., Maxwell, R.M., Middleton, R.S., 2018: Predicting chronic climate -driven disturbances and their mitigation. *Trends in Ecology & Evolution*, 33, 15 -27. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.10.002>.

Palmer, W.C., 1968: Keeping track of crop moisture conditions, nationwide: the new Crop Moisture Index. *Weatherwise*, 21, 156–161. <https://doi.org/10.1080/00431672.1968.9932814>.

Rousi, E., Kornhuber, K., Beobide-Arsuaga, G., Luo, F., and Coumou, D., 2022: Accelerated western European heatwave trends 1560 linked to more-persistent double jets over Eurasia, *Nat. Commun.*, 13, 1–11, <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31432-y>.

Seneviratne, S. I., Zhang, X., Adnan, M., Badi, W., Dereczynski, C., Di Luca, A., Zhou, B. et al. 2021: Weather and climate extreme events in a changing climate. *Tagesschau*. Chapter 11, 5-196.

Senf, C., Seidl, R., 2021: Persistent impacts of the 2018 drought on forest disturbance regimes in Europe. *Biogeosciences*, 18, 5223– 5230. <https://doi.org/10.5194/bg-18-5223-2021>.

Schumacher, D. L., Zachariah, M., Otto, F., Barnes C., Philip S., Kew, S., Vahlberg, M., Singh, R., Heinrich, D., Arrighi, J., Van Aalst, M., Hauser, M., Hirschi, M., Gudmundsson, L., Beaudoin, H. K., Rodell, M., Li, S., Yang, W., Vecchi, G. A., Seneviratne, S. I., 2022: High temperatures exacerbated by climate change made 2022 Northern Hemisphere soil moisture droughts more likely. *World Weather Attribution*, [preprint], <https://doi.org/10.5194/egusphere-2023-717>.

Spinoni, J., Carrao, H., Naumann, G., Antofie, T., Barbosa, P., Vogt, J., 2013: A global drought climatology for the 3rd edition of the World Atlas of Desertification (WAD). In: *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 15.

Turňa, M., Ivaňáková, G., Krčová, I., Rozkošný, J., Ridzoň, J., 2022: Zhodnotenie sucha v roku 2022, In: Aktuality SHMÚ, <https://www.shmu.sk/sk/?page=2049&id=1299>.

Van Der Wiel, K., Batelaan, T. J., & Wanders, N., 2022: Large increases of multi-year droughts in north-western Europe in a warmer climate. *Climate Dynamics* 2022, 1, 1–20. <https://doi.org/10.1007/S00382-022-06373-3>.

Vincente-Serrano, S.M., Begueria, S., Lopez-Moreno, J.I., 2010: A multi-scalar drought index sensitive to global warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Climate* 23, 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>

Klasifikácia umiestnení profesionálnych staníc podľa predpisov Svetovej meteorologickej organizácie

Karol Seják

Anotácia

Podľa predpisov WMO bola realizovaná klasifikácia umiestnenia profesionálnych staníc Bratislava - Koliba, Nitra - Veľké Janíkovce, Hurbanovo, Dudince a Prievidza. Tento príspevok sa venuje klasifikovaniu umiestnenia staníc pre prvok teplota a vlhkosť vzduchu, pričom súčasne demonštruje nový prístup ku klasifikácii umiestnenia staníc využívajúci pokročilú mobilnú aplikáciu Theodolite HD v kombinácii s analýzou zastavanej plochy objektov v PC aplikácii QGIS. Výsledkom takto zrealizovanej klasifikácie je zaradenie stanice do triedy (od 1. do 5. triedy), ktorá vyjadruje reprezentatívnosť merania daného prvku na stanici. Zaradenie stanice do danej triedy je výsledkom analýzy prostredia v okolí stanice. Boli vytvorené plány okolia stanice a radiačné horizonty z miesta merania teploty a vlhkosti vzduchu. Vytvorené produkty sú vhodné pri posúdení reprezentatívnosti merania a pri vzájomnom porovnávaní staníc z hľadiska ich dlhodobého teplotného režimu. Príspevok predstavuje ďalší spôsob, ako pristúpiť k realizácii klasifikácie staníc podľa predpisov WMO, keďže k samotnej realizácii pristupuje každá krajina rôzne.

Kľúčové slová: WMO, klasifikácia umiestnenia staníc, zdroje tepla/chladu, QGIS, radiačný horizont, Theodolite HD

Anotation

According to WMO regulations, the classification of the location of the professional stations Bratislava - Koliba, Nitra - Veľké Janíkovce, Hurbanovo, Dudince and Prievidza was carried out. This paper deals with the classification of station locations for the element temperature and air humidity, while simultaneously demonstrating a new approach to station location classification using the advanced Theodolite HD mobile application in combination with built-up object area analysis in the PC QGIS application. The result of the classification implemented in this way is the inclusion of the station in a class (from the 1st to 5th class), which expresses the representativeness of the measurement of the given element at the station. The classification of a station into a given class is the result of an analysis of the environment around the station. Maps of the station's surroundings and radiation horizons from the location of temperature and humidity measurements were created. The created products are suitable for assessing the representativeness of the measurement and for comparing stations with each other in terms of their long-term temperature regime. The contribution represents another way to approach the implementation of station classification according to the WMO regulations, since each country approaches the implementation itself differently.

Key words: WMO, station sitting classification, heat sources, QGIS, radiation horizon, Theodolite HD

5 Úvod

Prostredie, v ktorom je meteorologická stanica situovaná, môže ovplyvniť výsledky meraní meteorologických prvkov. Podmienky, v ktorých sa stanica nachádza, musia byť analyzované, aby nedošlo ku skresleniu výsledkov meteorologických meraní a ovplyvnení ich

reprezentatívnosti, pokiaľ má daná lokalita reprezentovať veľkú oblasť od 100 do 1000 km². Klasifikácia umiestnenia staníc bola navrhnutá tak, aby pomohla určiť vplyv najbližšieho okolitého prostredia na stanicu, resp. snímače merania meteorologických prvkov. Lokalita triedy 1 je považovaná za referenčnú lokalitu. Lokalita triedy 5 je charakterizovaná blízkymi prekážkami, ktoré vytvárajú nevhodné prostredie pre meteorologické merania, ktoré majú byť reprezentatívne pre oblasť najmenej desiatok km². Čím nižšia je trieda, tým vyššia je reprezentatívnosť merania pre širokú oblasť záujmu [2].

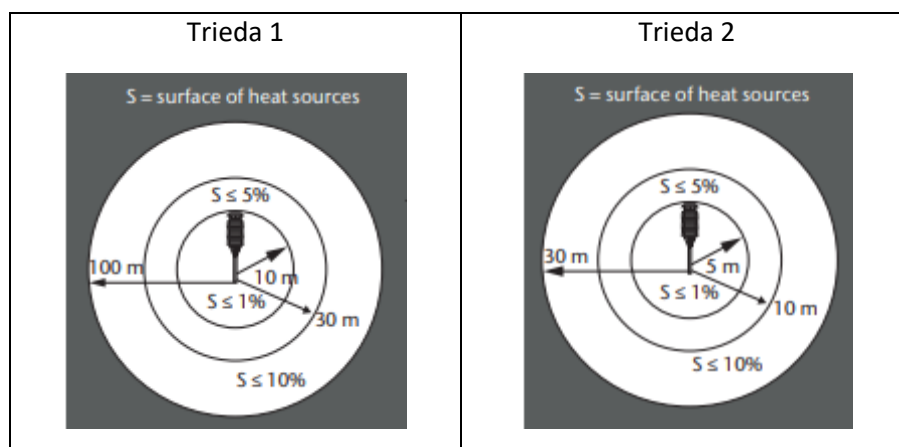
6 Predpisy WMO klasifikácie pre prvok teplota a vlhkosť vzduchu

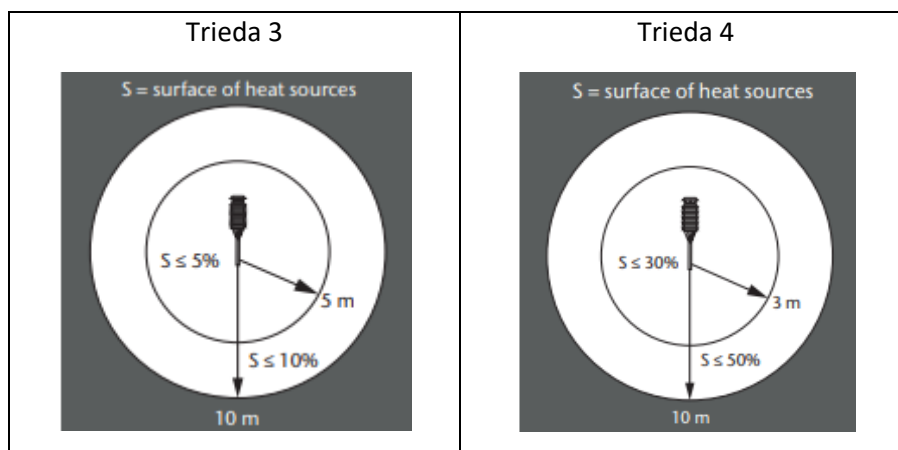
V snahe o objektívne posúdenie kvality a reprezentatívnosti merania teploty a vlhkosti vzduchu určila WMO nasledovné ovplyvňujúce faktory [2]:

- 1) percentuálny podiel plochy zdrojov tepla alebo chladu k celkovej ploche okolia snímača, resp. budky,
- 2) tieň, ktoré vrhajú okolité prekážky na snímač, resp. meteorologickú budku,
- 3) sklon svahu,
- 4) výška vegetácie.

Na vybraných profesionálnych stanicích SHMÚ rozhodujú o triedach v prvom rade faktory 1 a 2. Vegetácia (trávnik pod merným pozemkom) je na profesionálnych stanicích SHMÚ udržiavaný a pravidelne kosený. Sklon svahu je pod danými stanicami menší ako 19°. Preto body 3 a 4 nebudeme uvažovať.

Pre 1. faktor WMO definuje presne vymedzené vzdialenosti od snímača, tým je určená plocha okolia snímača (kruhovú plochu alebo plochu medzikružia), ktorá sa berie do úvahy. Pokiaľ sa v daných vzdialenostiach nachádzajú potenciálne zdroje tepla alebo chladu, je pre percentuálny podiel plochy zdroja tepla alebo chladu k celkovej ploche kruhu alebo medzikružia definovaný súbor kritérií, ktoré vymedzujú hranice medzi jednotlivými triedami. Napríklad pre 1. triedu musí byť percentuálny podiel menší alebo rovný ako 10% z celkovej plochy kruhu s polomerom 100 m (Obr. 1).





Obr.1: Kritické vzdialenosti a medzikružia, zdroj: [2].

Vzniká tak množstvo podmienok. Tie si ozrejmiť nasledovne.

Označme Y^{100} ako plochu kruhu, ktorého stred je senzor a polomer je 100 m. Obdobne Y^{30} , Y^{10} , Y^5 , Y^3 . Plochu objektov ako potenciálnych zdrojov tepla, resp. chladu, budeme uvažovať ako zastavanú plochu. Označíme X^{100} ako zastavanú plochu do vzdialenosti 100 m od snímača, rovnako X^{30} , X^{10} , X^5 , X^3 . Výsledné percentuálne zastúpenie zastavanej plochy z celkovej kruhovej plochy označíme $S^{100} = (X^{100} / Y^{100}) * 100\%$, ekvivalentne S^{30} , S^{10} , S^5 , S^3 .

Pre uvažované medzikružia $S^{30,10} = ((X^{30} - X^{10}) / (Y^{30} - Y^{10})) * 100\%$ a $S^{10,5} = ((X^{10} - X^5) / (Y^{10} - Y^5)) * 100\%$.

Potom WMO definuje podmienky nasledovne (Tab.1.):

Tab. 1: Podmienky pre jednotlivé triedy pre prvok teplota a vlhkosť vzduchu.

1. trieda	2. trieda	3. trieda	4. trieda
$S^{100} \leq 10\%$	$S^{30} \leq 10\%$	$S^{10} \leq 10\%$	$S^{10} \leq 50\%$
$S^{30,10} \leq 5\%$	$S^{10,5} \leq 5\%$	$S^5 \leq 5\%$	$S^3 \leq 30\%$
$S^{10} \leq 1\%$	$S^5 \leq 1\%$		

Pokiaľ sa stanica nachádza v danej triede, musí zároveň vyhovieť všetkým podmienkam danej triedy.

Tienenie je 2. faktorom, ktorý ovplyvňuje reprezentatívnosť merania a kritériá sú podľa predpisu WMO nasledovné:

Pre 1. triedu nesmú na snímač vrhať tieň okolité prekážky ak je Slnko vyššie ako 5° nad horizontom.

Pre 2. triedu a 3. triedu je hranica výšky Slnka 7° , pre 4. triedu je hranica 20° [2].

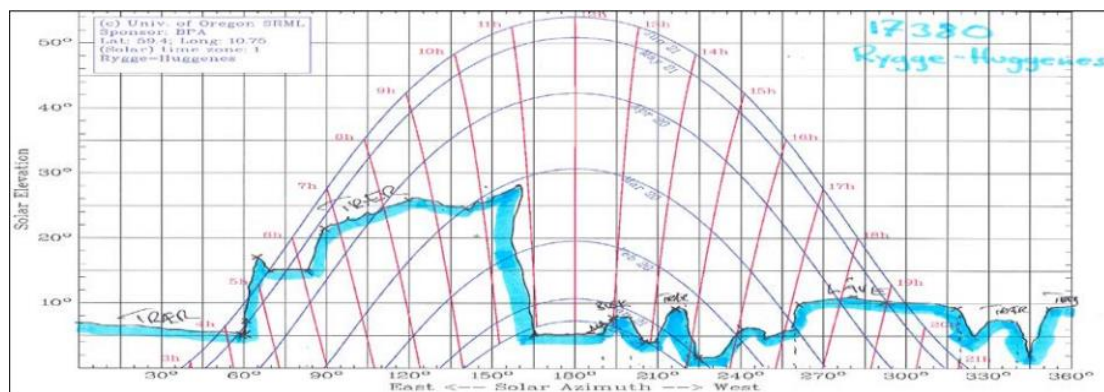
Odhadované neistoty vyplývajúce z umiestnenia snímača pre prvok teplota vzduchu

Pre triedy 1 a 2 neuvádza predpis WMO neistoty merania teploty vzduchu dané umiestnením stanice, resp. snímača. Pre triedu 3 je uvedená maximálna neistota do 1°C , pre triedu 4 do 2°C a pre triedu 5 až do 5°C [2].

Príklady realizácie klasifikácie vo svete

Nórsky meteorologický ústav postupne aplikuje klasifikáciu podľa odporúčaní WMO. Od roku 2012 klasifikujú ročne 60 až 80 zrážkomerných staníc, pričom problémy a skúsenosti, spojené s klasifikáciou a jej vykonávaním v teréne, sa pravidelne analyzujú. V Roku 2013 bolo klasifikované meranie teploty vzduchu na 20 staniách. Premennivosť polohy Slnka nad obzorom predstavuje výraznú komplikáciu v prípade tienenia snímača a vystavenie jednej univerzálnej známky je preto problematické. Príkladom je stanica, ktorá je ovplyvnená tienением na senzor len v jednom mesiaci. Vystavenie jednej známky preto nie je reprezentatívne pre zvyšných 11 mesiacov v roku. Počas klasifikovania boli zohľadnené a testované rôzne nástroje na meranie v teréne. Bol zvolený laserový zameriavač LEICA DISTO D8. Skúsenosti s týmto zariadením však preukázali, že počas jasných dní nefunguje spoľahlivo. Príležitostne bol použitý aj širokouhlý fotoaparát, tzv. fisheye camera, pričom sa na tento účel testovali aj aplikácie do mobilných telefónov. Optimalizácia práce v teréne stále

prebieha, rovnako vyhodnocovanie skúseností s mobilnými aplikáciami je vysoko žiaduca. Rovnako odporúčaná je diskusia medzi pracovníkmi v teréne [1]. Ako príklad realizácie klasifikácie v zahraničí je uvedený radiačný horizont (Obr. 2) na stanici Huggenes a letecké snímky (Obr. 3) s vyznačenými kritickými polomerami [3].



Obr. 2): Horizont vytvorený na stanici Huggenes ako podkladový materiál pri realizácii klasifikácie teploty a vlhkosti vzduchu. Na senzor je vrhany tieň, ak je Slnko vyššie ako 20° nad obzorom. Preto stanica pre prvok teplota a vlhkosť vzduchu spadá do 5. triedy.



Obr. 3): Letecké snímky blízkeho okolia stanice Huggenes. Štrkové parkovisko je blízko k stanici a funguje ako zdroj tepla. Výsledkom je trieda 4 vzhľadom na zdroj tepla.

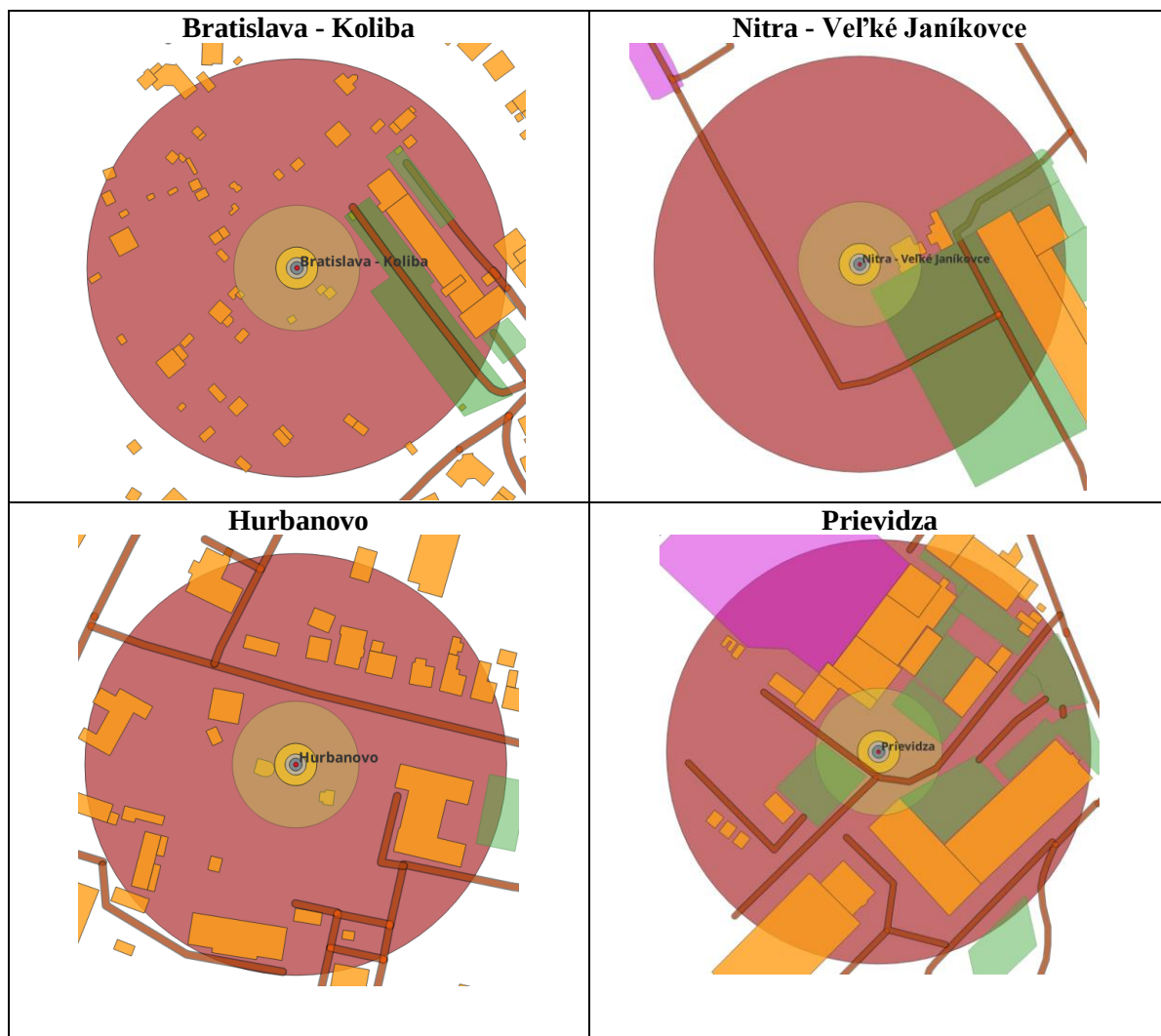
Realizácia predpisov WMO v podmienkach SHMÚ na vybraných staniciach

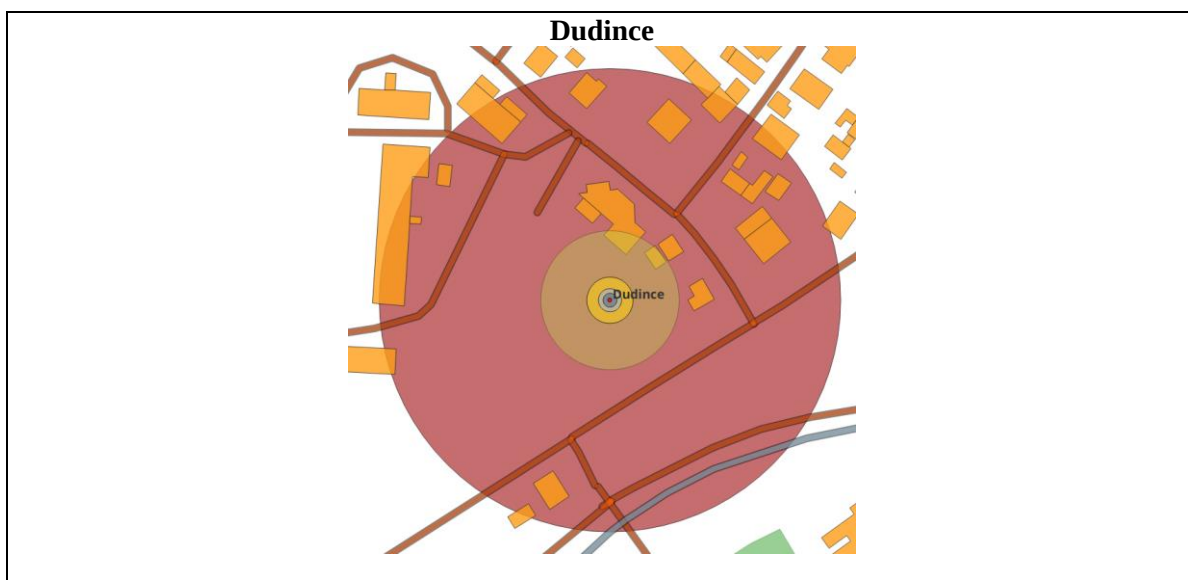
Cieľom bolo čo najkonzistentnejšie a najobjektívnejšie vyčíslenie plochy zdrojov tepla, resp. chladu. Za týmto účelom bola realizovaná analýza najbližšieho okolia stanice pomocou programu QGIS a mapového klientu ZBGIS. Vyčíslenie plochy zdrojov tepla, resp. chladu, bolo realizované pomocou programu QGIS a nástrojov, ktoré slúžia na meranie vzdialenosti a plochy. Použili sa vrstvy z katastrálneho portálu. Kritické plochy a medzikružia sa vyznačili v programe QGIS pomocou nástroja buffer. Vzhľadom na nie 100% úplnosť vrstiev sa chýbajúce plochy doplnili do QGIS ručne z máp ortofoto snímok katastrálneho portálu. Cieľom bolo zabezpečiť, aby plániky s kritickými polomerami a medzikružiami obsahovali všetky potenciálne zdroje tepla a chladu. Pod pojmom potenciálny zdroj tepla, resp. chladu, sa myslí zastavaná plocha nasledovných typov objektov:

- budovy
- cesty
- parkoviská
- letiskové plochy

- vodné plochy

Výsledkom je plánik okolia stanice, ktorý obsahuje vyznačené kritické polomery kruhov a medzikruží. Ďalej tabuľka (Tab. 3) percentuálneho podielu zastavanej plochy k celkovej ploche kruhu alebo medzikružia tak, ako definuje predpis WMO. Plánik a tabuľka sú podkladom pre stanovenie prvej časti hodnotenia reprezentatívnosti pre prvok teplota vzduchu.





Obr. 4: Klasifikované profesionálne meteorologické stanice, vyznačené kruhy a medzikružia (stred meteorologická budka), polomery kruhov: $r=100, 30, 10, 5$ a 3 m. Vyznačené sú budovy (oranžová), cesty (hnedá), parkoviská (zelená), letiskové plochy (fialová), vodné toky a plochy (modrá).

Plániky okolia staníc (Obr. 4) dopĺňa informačná tabuľka (Tab. 2), ktorej obsahom sú základné informácie o staniciach. Za zmienku stojí fakt, že stanice sú situované na rôznych miestach, pričom charakter týchto miest sa časom môže radikálne meniť. Dobrým príkladom je stanica Prievidza. V posledných rokoch sa v jej okolí realizovala výstavba a tým zásadným spôsobom zmenila svoj charakter a reprezentatívnosť merania meteorologických prvkov. Práve kvôli zmene prostredia odporúča WMO každých 5 rokov zrealizovať klasifikáciu umiestnenia staníc [2].

Tab. 2: Tabuľka základných informácií o uvedených staniciach

Stanica	Zemepisná šírka	Zemepisná dĺžka	Nadmorská výška	Umiestnenie stanice
Bratislava - Koliba	48.167817	17.10591	287.2	na okraji mesta
Nitra - V. Janíkovce	48.28041	18.13391	134.5	na letisku
Hurbanovo	47.87253	18.19292	112.1	v obci
Dudince	48.16978	18.87684	139	v obci
Prievidza	48.76759	18.59299	259.7	v centre priemyselnej zóny

Tab. 3: Tabuľka výsledkov pre klasifikáciu staníc vzhľadom na zdroje tepla. Zelená (ozn. *): prekročenie kritérií pre 1. triedu, oranžová (ozn. **): prekročenie pre 2. triedu, červená (ozn. ***): prekročenie pre 3. triedu.

Percentuálny podiel plochy zdrojov tepla/chladu	Bratislava - Koliba	Nitra - Veľké Janíkovce	Hurbanovo	Dudince	Prievidza
S^{100} [%]	17.22*	29.75*	24.10*	24.17*	61.52*
S^{30} [%]	1.87	17.85**	3.67	4.71	45.42**
S^{10} [%]	0.00	0.00	0.00	0.00	11.15***
S^5 [%]	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
S^3 [%]	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S^{30,10}$ [%]	2.11	20.08*	4.12	5.30*	49.70*
$S^{10,5}$ [%]	0.00	0.00	0.00	0.00	14.86**

Z priložených plánikov a tabuľky výsledkov vyplýva, že žiadna zo staníc nespĺňa kritériá na 1. triedu. Triede 2 vyhovujú stanice Bratislava - Koliba, Hurbanovo a Dudince. Kritériá na 2. triedu nespĺnili stanice Nitra a Prievidza. Kritérium na triedu 3 spĺňa stanica Nitra. Stanica Prievidza nespĺňa kritériá na triedu 3 a spadá pod triedu 4. Z priložených schém je zrejmé, že stanice Nitra a Prievidza majú vo

svojom okolí násobne viac potenciálnych zdrojov sálavého tepla než zvyšné tu uvedené stanice. Zároveň je možné si všimnúť, že pre vyššie triedy (3 a 4) sa berie do úvahy len bezprostredné okolie stanice (10 a 5 m od snímača). Pokiaľ by vo vzdialenosti od 10 do 100 m od stanice bola len asfaltová čierna plocha, stanicam Nitra a Prievidza by nebolo priradené vyššie číslo triedy. Tento fakt je prinajmenšom pozoruhodný.

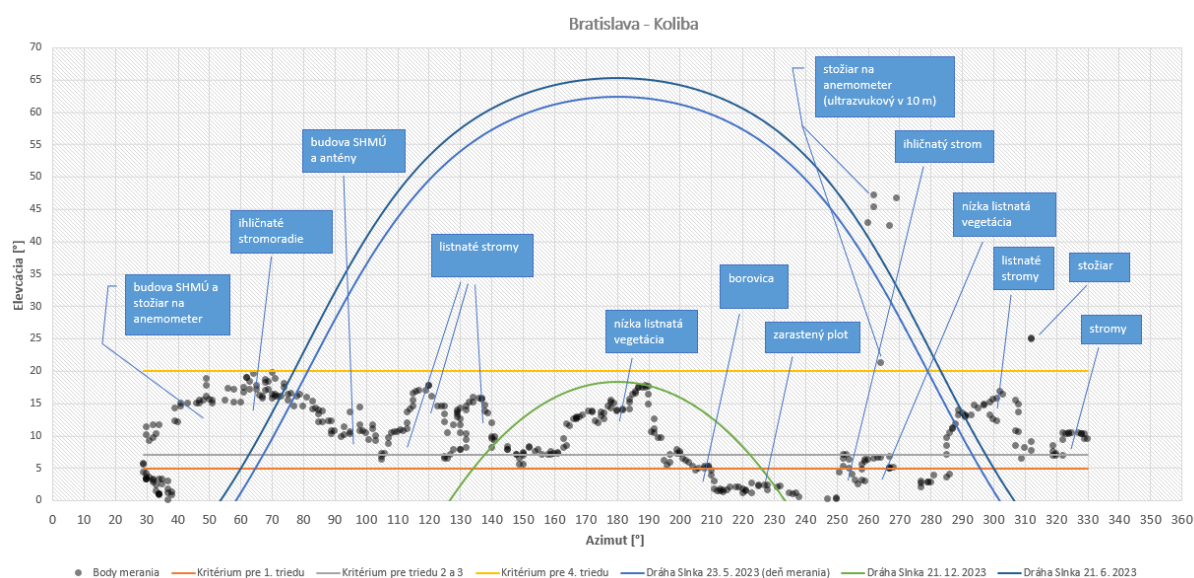
Pre stanovenie miery tienenia na meteorologickú búdku je potrebné zamerať horizont. Každú prekážku je nutné zadefinovať 2 uhlami, a to azimutálnym a elevačným uhlom. Elevačný uhol je nepriame vyjadrenie výšky a vzdialenosti prekážky. Azimutálny uhol vyjadruje šírku prekážky vzhľadom na azimut. Dôležité je, aby sa meranie realizovalo v referenčnej rovine meteorologickej búdky, vo výške teplomerov (väčšinou 190 cm) a čo najbližšie k búdke, aby sa minimalizovali neistoty. Referenčná rovina je definovaná ako rovina s nulovým elevačným uhlom. V ideálnom prípade by bola búdka nahradená po dobu merania meracím zariadením, čo však nie je možné v praxi zrealizovať.

Najväčším problémom samotnej realizácie klasifikácie bolo zvoliť vhodné zariadenie a metódu, podľa ktorej sa bude zameranie horizontu vykonávať. Bol použitý nový prístup, ktorý v sebe spája dostatočnú presnosť, mobilitu a rýchlosť práce v teréne. Ukázalo sa, že nie je potrebné využívať profesionálne zariadenie, čo prináša najmä finančnú úsporu.

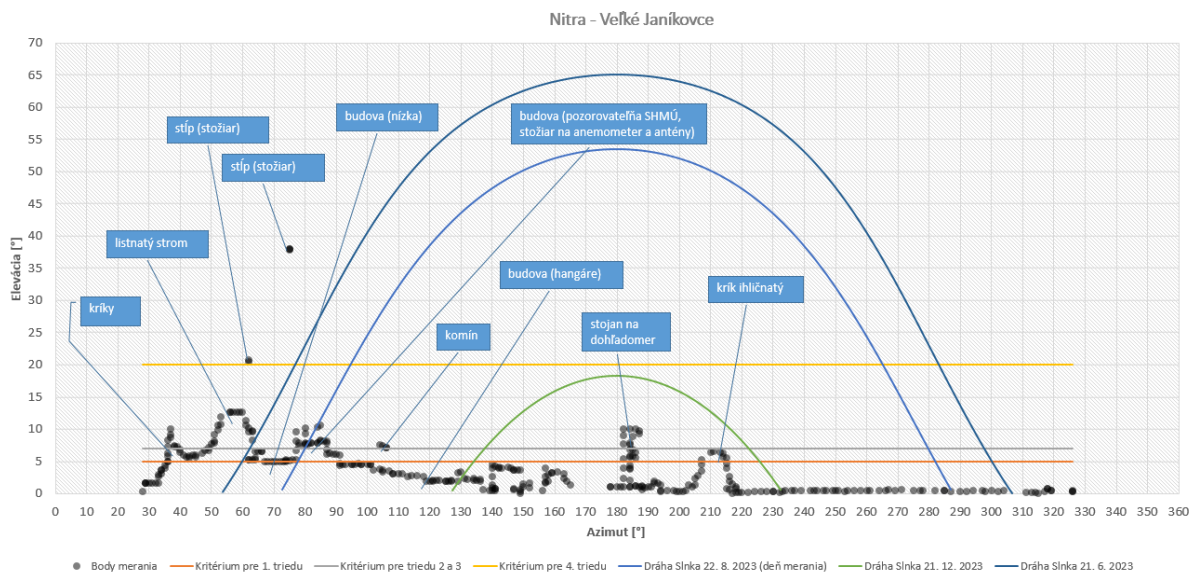
Na zaznamenanie horizontu bola použitá platená mobilná aplikácia Theodolite HD, zariadenie Ipad a statív. Aplikácia využíva vstavaný fotoaparát, elektronický kompas a 2-osí senzor náklonu (tzv. inclinometer) s možnosťou kalibrácie. Zameranie horizontu prebehlo zaznamenaním dostatočne veľkého počtu bodov, aby boli podrobne zaznamenané všetky prekážky. Výsledky sa na mieste uložili do textového súboru. Na stanovenie miery tienenia na meteorologickú búdku boli pre konkrétne dané polohy stiahnuté dráhy Slnka pre 21. 12. 2023 a 21. 6. 2023 a pre dátum merania horizontu.

Presnosť a spoľahlivosť aplikácie Theodolite HD je limitovaná presnosťou elektronického kompasu a senzora náklonu. Vývojár aplikácie udáva presnosť merania azimutu 5 až 10° v ideálnych podmienkach a presnosť merania elevačného uhla 0.09 ° [4]. V praxi bol smer, ktorý ukázal elektronický kompas, skontrolovaný buzolou na začiatku merania. V prípade odchýlky by sa dáta opravili o chybu. Nezhodu medzi elektronickým kompasom a buzolou sme evidovali len na stanici Dudince.

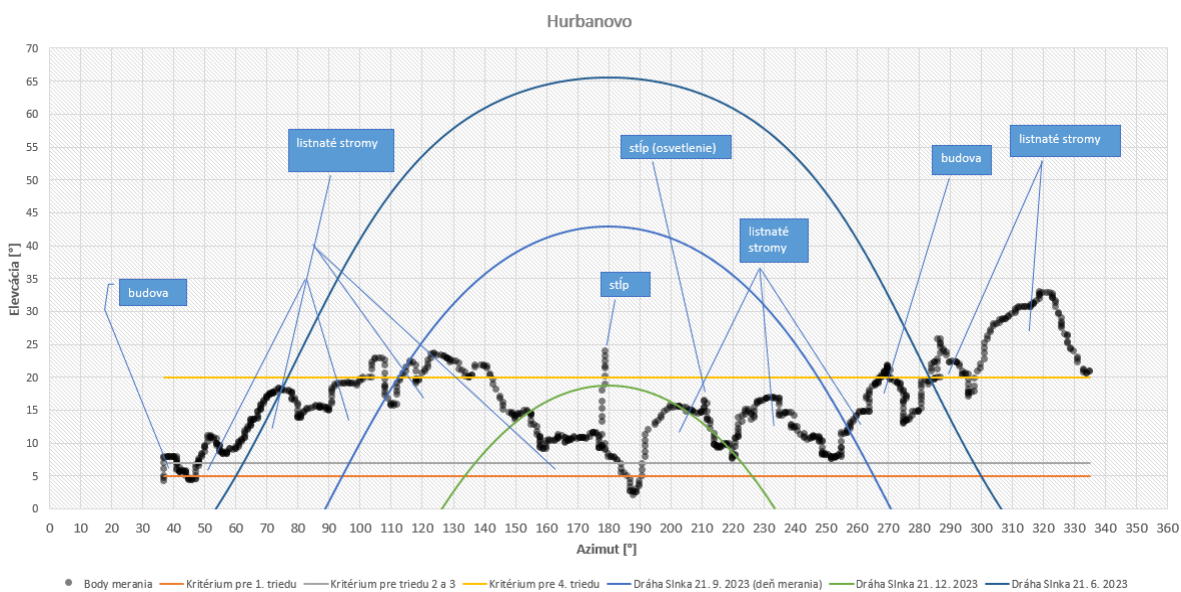
Výsledné diagramy kombinujú dráhy Slnka s polohou prekážok a stanovujú oblasti tienenia na meteorologickú búdku. V priložených diagramoch sú znázornené aj kritériá pre jednotlivé triedy.



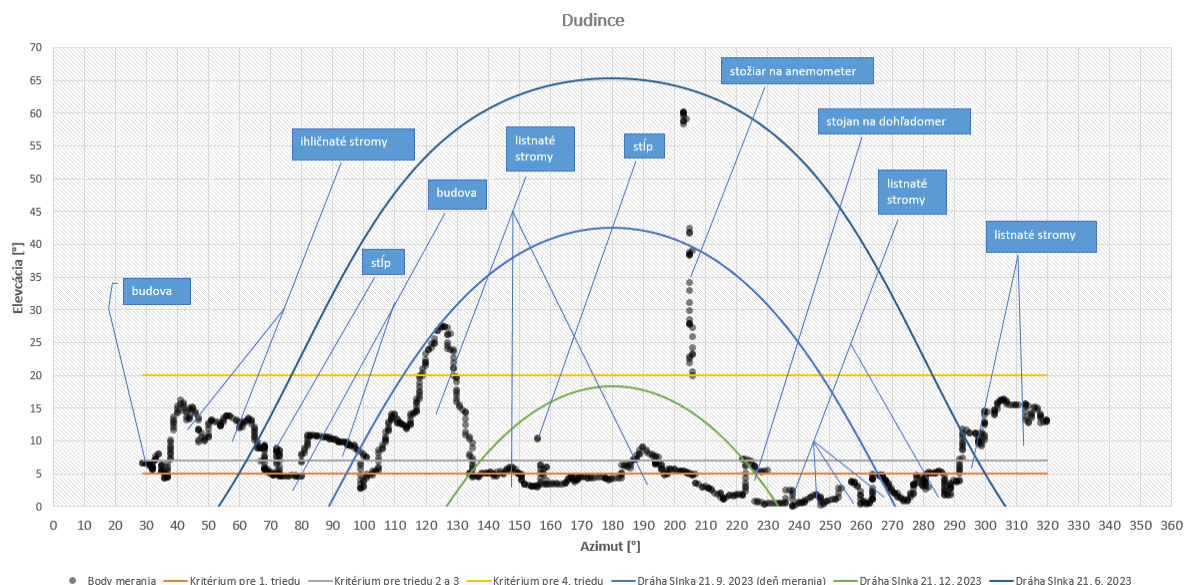
Obr. 5: Radiálny horizont vytvorený aplikáciou Theodolite HD z miesta meteorologickej búdky v Bratislave - Kolibe pre klasifikáciu teploty a vlhkosti vzduchu.



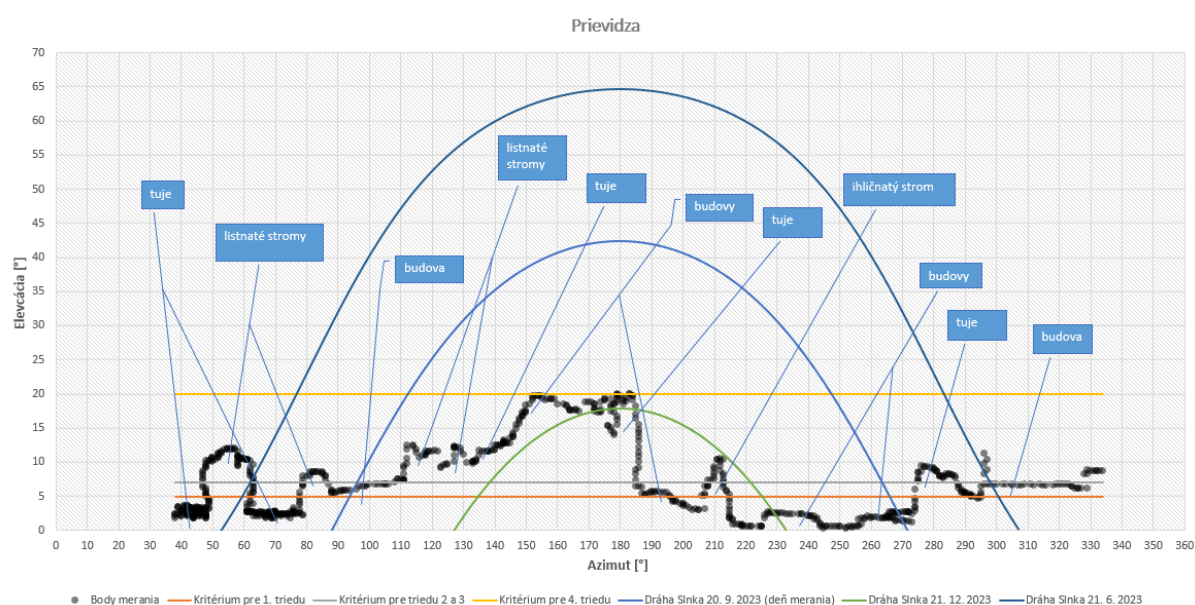
Obr. 6: Radičný horizont vytvorený aplikáciou Theodolite HD z miesta meteorologickej budky v Nitre – Veľkých Janíkovciach pre klasifikáciu teploty a vlhkosti vzduchu.



Obr. 7: Radičný horizont vytvorený aplikáciou Theodolite HD z miesta meteorologickej budky v Hurbanove pre klasifikáciu teploty a vlhkosti vzduchu.



Obr. 8: Radiačný horizont vytvorený aplikáciou Theodolite HD z miesta meteorologickej budky v Dudinciach pre klasifikáciu teploty a vlhkosti vzduchu.



Obr. 9: Radiačný horizont vytvorený aplikáciou Theodolite HD z miesta meteorologickej budky v Prievidzi pre klasifikáciu teploty a vlhkosti vzduchu.

Z priložených grafov možno pozorovať, že stanice Bratislava - Koliba, Hurbanovo, Dudince a Prievidza sú najviac ovplyvnené tienением na meteorologickú budku. Tienie prevažne vrhajú ihličnaté a listnaté stromy. Najviac je v tomto smere ovplyvnená stanica Hurbanovo. Spoločným znakom je tienenie hlavne pri východe Slnka. Stanice Bratislava - Koliba a Prievidza spadajú podľa priložených diagramov pod 4. triedu. Stanice Hurbanovo a Dudince nespĺňajú kritériá pre 4. triedu a vyhovujú len poslednej 5. triede, pričom z diagramov je zjavné, že meteorologická budka v Hurbanove je zatienená neporovnateľne dlhšiu dobu v rámci roka než meteorologická budka v Dudinciach. Meteorologická stanica v Nitre vyhoví 2. triede. Na priložených grafoch sú zakreslené aj veľmi úzke objekty ako sú stožiare na anemometre alebo antény, avšak tieto nie sú pri posudzovaní tienenia brané do úvahy.

Finálne hodnotenie staníc pre prvok teplota a vlhkosť vzduchu je uvedené v nižšie uvedenej tabuľke (Tab. 4). Celkové hodnotenie pozostáva z čiastkového hodnotenia oboch faktorov, pričom sa berie do úvahy horšia časť hodnotenia. Meranie teploty vzduchu na analyzovaných staniciach je viac ovplyvnené tienением na snímač než prítomnosťou zdrojov tepla. Meranie teploty na stanici Nitra - Janíkovce je podľa výsledkov klasifikácie najreprezentatívnejšie a meranie teploty v Hurbanove ako najmenej reprezentatívne.

Tab. 4: Tabuľka výsledkov, čiastočné a celkové, resp. finálne hodnotenie.

Stanica	1.faktor (zdroje tepla/chladu)	2.faktor (tienenie)	Celková trieda
Bratislava - Koliba	2	4	4
Nitra - Veľké Janíkovce	3	2	3
Hurbanovo	2	5	5
Dudince	2	5	5
Prievidza	4	4	4

7 Záver

Pre prvok teplota a vlhkosť vzduchu bola zrealizovaná klasifikácia umiestnenia staníc Bratislava – Koliba, Nitra - Veľké Janíkovce, Hurbanovo, Dudince a Prievidza.

Na príklade staníc Dudince a Hurbanovo možno pozorovať, že číslo triedy ako odhad nemá bez priloženia radiačných horizontov zmysel. Podstatný je charakter a typ prekážok, ich azimutálna šírka a nie iba elevačná výška. Škálu 1 až 5 považujem podľa skúseností nadobudnutých s realizovaním klasifikácie za nedostatočnú, rovnako v zime má vegetácia menší vplyv na zatienenie než v lete, týka sa to najmä listnatej vegetácie. Vystavenie jednej známky počas celého roka možno považovať za nedostatočné, pretože okolité prostredie mení počas roka svoj charakter. Nezanedbateľná je doba, počas ktorej je búdka v tieni. Nórsky meteorologický ústav navrhuje vo svojej publikácii z prekážok vylúčiť tie, ktoré tienia na senzor, resp. búdku, menej ako 1 hodinu, čo je ekvivalentné prekážke s uhlovou šírkou menšou ako 15° [3].

V pláne je pokračovať s klasifikáciou a ohodnotiť postupne všetky meteorologické prvky na všetkých profesionálnych staniciach SHMÚ. Konkrétne okrem teploty sú to zrážky, vietor, globálne a rozptýlené žiarenie, priame žiarenie a trvanie slnečného svitu. Zatiaľ súbežne s klasifikáciou teploty a vlhkosti prebieha aj klasifikácia pre prvok zrážky s využitím rovnakej mobilnej aplikácie.

V praxi sa ukázalo, že čas potrebný na zameranie horizontu je približne 30 minút, čo je akceptovateľné. Na záver poznamenajme, že ideálny čas na prácu v teréne je letný polrok, kedy vegetácia dosahuje svoje maximum.

8 Literatúra

- [1] Wolff, Mareile & Torfoss, T. & Grinde, Lars & Hofstra, M. & Solvang, R. & Kielland, G. & Larsgård, Nina & Nygård, H.D.. (2014). Site Classification of the observation network of the Norwegian Meteorological Institute: Progress and Challenges..
- [2] ANNEX 1.B. SITING CLASSIFICATIONS FOR SURFACE OBSERVING STATIONS ON LAND (The text of the common ISO/WMO standard 19289:2014(E))
- [3] Mareile Wolff, Hildegunn Nygård, Aslaug van Nes, et. al. Temperature siting classification in Nordic Countries Final report of NordObs activity on WMO-CIMO siting classification. No. 17/2016 ISSN 2387-4201.
- [4] <https://hunter.pairsite.com/mobile/theodolite/help/index8.html#compasscorrection> (posledný prístup 21. 10. 2023)

English Abstract:

This contribution is focused on the evaluation of the location of selected professional SHMÚ stations according to the WMO regulation for the element temperature and air humidity. The immediate surroundings of the stations Bratislava - Koliba, Nitra - Veľké Janíkovce, Hurbanovo, Dudince and Prievidza were analyzed. Environmental analysis was performed using map layers in the QGIS program and directly in the field using the Theodolite HD mobile application.

The goal was to assess the representativeness of temperature and air humidity measurements by assigning stations to individual classes. At the same time, the aim was to present the way in which the classification was approached in the field and to point out the possible shortcomings of the classification regulation, such as the absence of information on the duration of the shielding on the meteorological booth.

The built-up area near the meteorological booth and the degree of shading from surrounding objects (most often trees) to the meteorological booth have the greatest influence on the representativeness of the measurement. The product of such an analysis are maps of the station surroundings and radiation horizons focused from the location of the meteorological booth, on the basis of which the station locations are assigned to individual classes. The location of the station Nitra - Veľké Janíkovce satisfied the 3rd class. Bratislava - Koliba and Prievidza passed the 4th class. Hurbanovo and Dudince fell into the worst 5th category.

II. Sekcia mladých hydrológov

Analýza databáze GLOFs

Matouš Kovanda

Anotace

Příspěvek vychází ze stejnojmenné bakalářské práce, kde je analyzováno pomocí globální databáze téměř 3000 GLOFs (Glacial Lake Outburst Floods). Cílem práce je porovnat jak výskyt případů GLOFs ve světě z hlediska různých aspektů, tak nalézt regionální specifika jednotlivých oblastí. Důraz je přitom kladen na regiony, kde dochází ke zvýšenému množství zaznamenaných GLOFs. Úlohou této analýzy je tak zároveň zdůraznit význam tvorby databází.

Klíčová slova: Databáze GLOFs, ledovcová jezera, vysokohorské oblasti, analýza, protržení hráze, přelítí hráze

Annotation

The paper is based on the bachelor thesis of the same name, where more than 3000 GLOFs (Glacial Lake Outburst Floods) are analysed using a global database. The aim of this paper is to compare the occurrence of GLOFs worldwide in terms of different aspects and to find regional specificities of each area. Emphasis is placed on regions where an increased number of recorded GLOFs occur. The purpose of this analysis is also to highlight the importance of the creation of databases.

Keywords: GLOFs database, glacial lakes, highmountain areas, analysis, dam rupture, dam overflow

Abstract

In many areas around the world, events occur when a large volume of water is suddenly released from a glacial lake. This event, called a Glacial Lake Outburst Flood (GLOF), can flood a large area under a glacial lake in a short time, posing a major risk to local populations and infrastructure. This paper focuses on the analysis of a global database recording past GLOFs. GLOFs are divided into regions with names based on their place of origin: Alaska, Western Canada and the USA, Central Andes, Southern Andes, Iceland, Scandinavia, the Alps, the Caucasus, Tian Shan, Central Asia I (West), Central Asia II (East), and New Zealand. Within these regions, the total number of GLOFs over the entire recorded period and the distribution of their frequency throughout the year are analysed. Attention is also given to the glacial lakes themselves where the GLOF event occurred. The types and number of glacial lakes, the way the lake releases water, and the number of repeated GLOFs are analysed. Finally, the resulting values among the different regions are compared with each other, and their similarities or differences are observed.

As part of the comparison of the resulting values among the monitored regions, attention is given to the overall frequency of recorded lakes and GLOFs, including the date of the first record. In addition to the frequency of lakes and GLOFs, the dams that impound the lakes are also compared. It is determined in which areas glacial dams predominate and in which areas dams are primarily composed of different materials. In the event of a GLOF occurrence, lake dams are associated with their breach or overflow, which is why these aspects are also analysed in the contribution. Given that the frequency of GLOFs is continually influenced by climatic factors, the paper further examines and compares the impact of air temperatures in different regions on the frequency of GLOFs between 1900 and 2019 and

their distribution in various months throughout the year. The last aspect compared among the monitored regions is the frequency of GLOF repetitions from individual glacial lakes.

1 Úvod

Ledovcové jezero vzniká v erozních prohlubních způsobených působením ledovce na zemský povrch. Zdrojovou oblastí jezerní vody v této depresi jsou srážky (Yao a kol. 2018) a především tání ledovce, které jezero přehrazuje, či tání přilehlých ledovců (Singh a kol. 2011), což značí, že dominantním faktorem při tvorbě těchto jezer je zalednění (Yao a kol. 2018). Ledovcová jezera, u kterých hrozí přelití (náhlé vyhlití velkého objemu vody z ledovcového jezera prostřednictvím přelití jeho hráze) či protržení (jakékoliv narušení soudržnosti hráze, přehrazující ledovcové jezero, vedoucí k náhlému vyhlití velkého objemu vody) hráze, jsou nejčastěji hrazená ledovcem, morénou nebo skalním stupněm a mohou se vyskytovat v zaledněné krajině všech zeměpisných šířek (Singh a kol. 2011).

Glacial lake outburst flood (GLOF) je termín používaný pro náhlé uvolnění vody z jakéhokoli typu ledovcového jezera bez ohledu na jeho příčinu (Clague a Evans 2000). Mnoho těchto ledovcových jezer je tvořeno nestabilními hrázemi, jejichž destrukce a následné GLOF může být vyvoláno různými mechanismy. Mezi mechanismy patří například mechanické pohyby vstupující do jezera jako jsou laviny, skalní řízení a sesuvy (Richardson a Reynolds 2000). GLOFs ale mohou být také vyvolány extrémními meteorologickými jevy, mezi které patří zejména silné srážky způsobující degradaci hrází a přeplnění jezer (Worni a kol. 2012).

V minulosti si GLOFs při jednotlivých událostech vyžádaly tisíce lidských životů a způsobily vážné škody na infrastruktuře. Kvůli svému dalekosáhlému ničivému potenciálu tak představují v mnoha vysokohorských oblastech po celém světě významné nebezpečí (Vuichard a Zimmermann 1987). Vilímek a kol. (2014) uvádějí, že na základě neustálé deglaciaci (ústup ledovců), způsobené nárůstem globálních teplot, budou GLOFs představovat vážný problém i do budoucna. Z důvodu rychle se měnícího přírodního prostředí bude tvorba nových jezer v dynamickém vysokohorském prostředí nadále pokračovat (Emmer a kol. 2016). Vzhledem k tomu, že úplné pochopení procesu je pro posouzení nebezpečí klíčové, měl by být kladen zvláštní důraz na popis všech základních parametrů při náhlém uvolnění vody z jezer. Globální databáze GLOFs by mohla v tomto ohledu pomoci lépe nahlédnout do dané problematiky a pomoci tak zamezit dalším katastrofám.

Katastrofické události náhlého uvolnění vody z ledovcových jezer jsou hlášeny v mnoha vysokohorských oblastech (Sattar a kol. 2021). V tomto příspěvku jsou popisovány oblasti vybrané na základě analyzovaných dat pocházejících z databáze GLOFs (Veh a kol. 2022). Tyto oblasti jsou rozděleny do regionů s názvy Aljaška, Západní Kanada a USA, Střední Andy, Jižní Andy, Island, Skandinávie, Alpy, Kavkaz, Ťan-Šan, Centrální Asie I (západ), Centrální Asie II (východ) a Nový Zéland.

Cílem příspěvku je charakterizovat chování GLOFs, přičemž kromě popisu je také vedena pozornost na jejich vzájemné odlišnosti ve výše zmíněných regionech. V rámci těchto regionů jsou u jednotlivých ledovcových jezer zjišťovány zejména typy hrází, způsoby vyhlití vody z jezera, data samotných výskytů GLOFs a četnost jejich opakování.

2 Metody

2.1 Zájmová území

Ledovcová jezera a s nimi spojené záplavy zaznamenané v globální databázi GLOFs (Veh a kol. 2022) byly na základě jejich výskytu rozděleny do oblastí nesoucí názvy Aljaška, Západní Kanada a USA, Střední Andy, Jižní Andy, Island, Skandinávie, Alpy, Kavkaz, Ťan-Šan, Centrální Asie I (západ), Centrální Asie II (východ) a Nový Zéland. Z databáze jsou do analýzy zahrnuty všechny GLOFs, kromě těch, ke kterým došlo v souostroví Špicberky. Důvodem, je příliš malé množství dat (3 události), kvůli kterému není možné danou oblast řádně analyzovat.

- Vymezené regiony zahrnují oblasti:
 - *Aljaška*: pohoří Kenai mountains, pohoří Chugach mountains, Wrangellovo pohoří, pohoří svatého Eliáše a severní část Pobřežních hor
 - *Západní Kanada a USA*: jižní část Pobřežních hor, severní část Skalnatých hor, Kaskádové pohoří a pohoří Sierra Nevada
 - *Střední Andy*: pohoří Andy na území států Peru a Bolívie
 - *Jižní Andy*: pohoří Andy na území států Chile a Argentiny
 - *Island*: ostrov Island
 - *Skandinávie*: Skandinávské pohoří na území států Norska a Švédska
 - *Alpy*: pohoří Alpy
 - *Kavkaz*: pohoří Velký Kavkaz
 - *Ťan-Šan*: pohoří Ťan-Šan
 - *Centrální Asie I (západ)*: pohoří Hindúkuš, pohoří Karakóram a oblasti západních a středních Himálají západně od řeky Gandak
 - *Centrální Asie II (východ)*: východní a střední Himálaje východně od řeky Gandak, jihovýchodní část Tibetské náhorní plošiny a pohoří Cheng-tuan-šan
 - *Nový Zéland*: pohoří Jižní Alpy

2.2 Zpracování dat

Z databáze GLOFs (Veh a kol. 2022) byly pro účely analýzy použity parametry: region, typ hráze přehrazující ledovcové jezero, způsob selhání hráze (protržení či přelití hráze s následným vznikem GLOF), datum, kdy došlo k záplavě a zeměpisné souřadnice (viz Obr. 1). Nadmořská výška byla u každého jezera vzhledem k chybějícím údajům v databázi zjišťována prostřednictvím webové aplikace Google Earth (Google, 2022).

Obr. 1: Parametry z globální databáze GLOFs použité pro účely analýzy (Veh a kol. 2022)

Major RGI region	Lake type	Longitude	Latitude	Date	Min. date	Max. date	Outburst mechanism
All	All	All	All				All
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1922			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1923			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1924			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1925			subglacial
Southern Andes	ice	-69.98	-33.11999999999999	1926			
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1926			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1927			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1928			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1929			subglacial
Southern Andes	ice	-73.95999999999999	-49.03		1929	1945	
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1930			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1931			subglacial
Southern Andes	ice	-73.256578	-47.28773	1932			subglacial
Low Latitudes	moraine	-76.9379	-10.2333	1932-03-14			breach

Pomocí zpracovaných dat, popisujících analyzované regiony jsou v následující Kapitole 3 jednotlivé oblasti vzájemně porovnávány. Pro co nejlepší porovnání byly vytvořeny výstupy prostřednictvím tabulkového softwaru Excel, které jsou v kapitole následně popisovány.

Tabulka 2 porovnává změny v četnosti GLOFs za pozorované období 1900–2019. Tabulka zároveň zahrnuje jak míru oteplení v regionu, tak údaje o závislosti teploty vzduchu, naměřené v dané oblasti (NASA, 2019), na globální teplotě vzduchu (EPI 2015; NOAA 2023). Parametr **Tendence v množství GLOFs** zobrazuje, zda u regionů dochází v čase k rostoucí (vyznačeno znaménkem +) či klesající (vyznačeno znaménkem –) tendenci zaznamenaných případů GLOFs. V případě nerovnoměrného výskytu je množství GLOFs vyznačeno znaménkem +/- . Parametr **Počátek měření** zobrazuje rok, od kterého jsou u každé analyzované oblasti používána souvislá data o teplotě vzduchu ve 2 metrech nad zemí. Parametr **Oteplení [°C]** zobrazuje rozdíl v průměrné teplotě vzduchu, naměřené stanicemi v analyzovaných oblastech, za určité časové období. Hodnota je vyjádřena rozdílem mezi zprůměrovanou teplotou vzduchu za desetiletí, kdy došlo k počátku měření a zprůměrovanou teplotou vzduchu za roky 2010–2019. Pro hodnoty uvedené v parametru **Korelační koeficient** byl použit Pearsonův korelační koeficient znázorňující vztah mezi změnou teploty vzduchu naměřené na stanici a změnou globální teploty vzduchu.

Graf 2 zobrazuje celkové množství zaznamenaných GLOFs v jednotlivých měsících. Pro souhrnné porovnání regionů na jižní a severní polokouli byly v grafu jednotlivé měsíce vyznačeny formou I–XII. Pro regiony na severní polokouli je pořadí římských číslic I–XII rovno po sobě jdoucím měsícům leden–prosinec. Pro regiony na jižní polokouli je pořadí římských číslic I–XII rovno po sobě jdoucím měsícům červenec–červen. Kromě zobrazeného celkového množství GLOFs jsou do grafu vyneseny dvě křivky znázorňující průměrnou globální teplotu vzduchu ve 2 metrech nad zemí pro roky 1900 a 2019 (NASA, 2023).

3 Výsledky

3.1 Četnost ledovcových jezer a GLOFs

V rámci četnosti bylo více než 100 ledovcových jezer, u kterých došlo k vylití vody, pozorováno v regionech Střední Andy a Alpy, naopak nejméně takových jezer bylo pozorováno v regionech Kavkaz a Nový Zéland (viz Tab. 1). V oblasti největšího množství zjištěných GLOFs dominuje zejména region Aljaška, přičemž mezi další regiony, s vysokým výskytem tohoto typu události lze zařadit zejména Island a Alpy. U všech tří zmíněných oblastí často dochází k opakovanému vylévání vody z ledovcových jezer a zároveň jsou v těchto oblastech čteně zastoupena jezera, u kterých došlo ke GLOF, hrazená ledovcem (viz Graf 1). Naopak nejmenší množství GLOFs bylo pozorováno v oblastech Kavkaz a Nový Zéland, kde dochází k jejich výskytu pouze výjimečně. Nejstarší zdokumentovaný GLOF se odehrál na Islandu roku 850. Mezi oblastmi s dochovanými staršími záznamy patří kromě Islandu zejména Alpy a Centrální Asie I (západ).

V celé databázi bylo zaznamenáno 707 jezer, u kterých nastala událost typu GLOF. Samotných GLOFs je v databázi zaznamenáno přibližně 4x více (celkem 2939), z toho bylo 2566 ledovcových povodní zdokumentováno až po roce 1900. Vyšší dostupnost dat je od počátku 20. století podmíněna novými metodami pro monitorování GLOFs a potenciálně nebezpečných ledovcových jezer. Mezi metody lze zařadit například porovnávání historických satelitních snímků Landsat (Veh a kol. 2018), modelování záplav potenciálních GLOFs či jejich klasifikace (Khanal a kol. 2015).

Tab. 1: Četnost zaznamenaných jezer a GLOFs včetně data prvního záznamu ve sledovaných regionech vlastní zpracování (Veh a kol. 2022)

Analyzovaný region	Počet ledovcových jezer	GLOFs celkem / GLOFs před r. 1900	Datum prvního záznamu GLOF
Aljaška	55	725 / 43	1810
Západní Kanada a USA	30	65 / 0	01.10.1926
Střední Andy	153	162 / 2	06.01.1725
Jižní Andy	64	175 / 4	02.01.1788
Island	83	591 / 74	850
Skandinávie	34	189 / 21	14.08.1741
Alpy	102	433 / 181	1476
Kavkaz	7	17 / 0	02.08.1909
Ťan-Šan	43	196 / 0	21.08.1902
Centrální Asie I (západ)	56	273 / 48	1533
Centrální Asie II (východ)	76	97 / 0	1921
Nový Zéland	3	16 / 0	1920–1940
Celkem	707	(2939 / 373)	

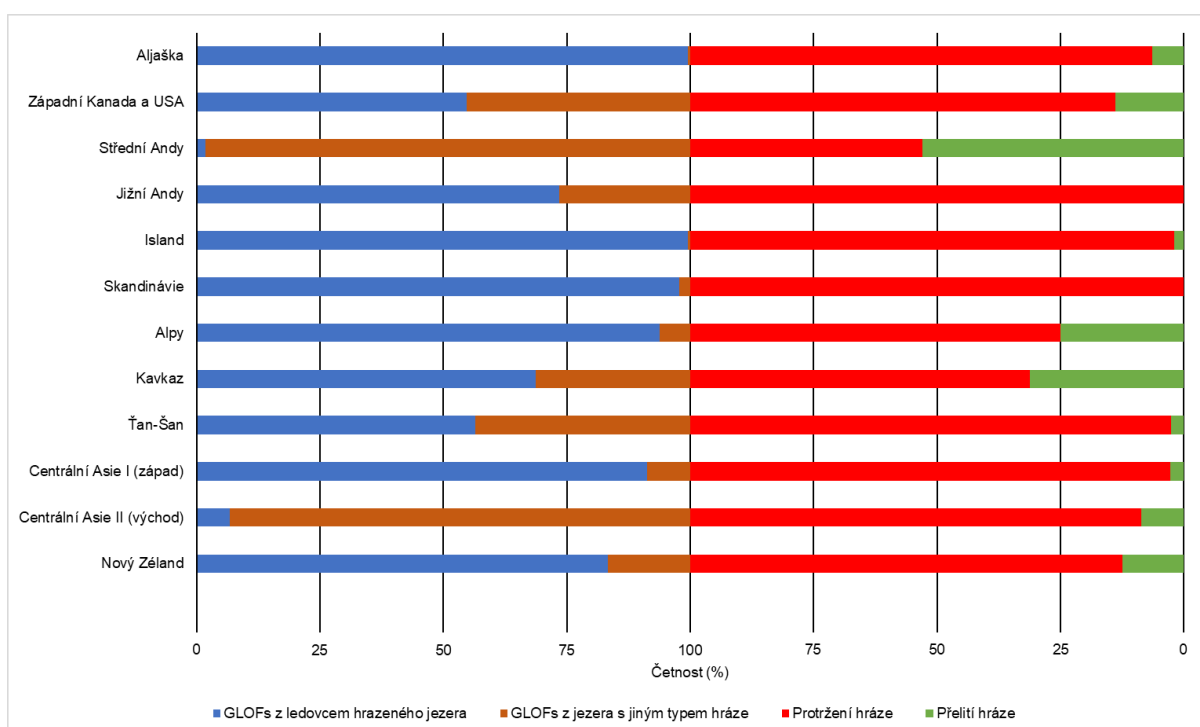
3.2 Typy jezerních hrází a způsoby jejich selhání

V levé části Grafu 1 lze spatřit, že u většiny regionů dochází k vylití vody převážně z ledovcem hrazených jezer. GLOFs pocházející z ledovcem hrazených jezer výrazně dominují v oblastech Aljaška, Island a Skandinávie, kde činí četnost zaznamenaných případů téměř 100 %. Zároveň ve všech třech zmíněných oblastech výrazně převažují případy, kdy se jezerní hráz v souvislosti s GLOF protrhla, což značí, že existuje určitá vazba mezi typem hrazení a způsobem vylití vody z ledovcového

jezera. Mezi oblasti, kde značně dominují GLOFs z jezer, která nejsou hrazena ledovcem, patří Střední Andy a Centrální Asie II (východ).

Podle dat uvedených v pravé části grafu bylo u většiny regionů alespoň 75 % všech zaznamenaných GLOFs vyvoláno protržením hráze. Mezi oblasti, kde bylo protržení hráze v souvislosti s GLOF zaznamenáno nejčastěji patří zejména Aljaška, Jižní Andy, Island, Skandinávie, Ťan-Šan a Centrální Asie I (západ). Naopak četnost zaznamenaných přelítí hráze je ve všech oblastech výrazně nižší. K přelítí hráze, v souvislosti se vznikem GLOF, dochází nejčastěji v regionu Střední Andy, kde je vysoká četnost takových případů zapříčiněna jak přeléváním skalních stupňů hradící jezera, tak přeléváním kombinovaných hrází (skalní stupně hradící jezera jsou překryty morénou).

Graf 1: Typ přehrazení jezera a způsob selhání hráze v okamžiku GLOF ve sledovaných regionech vlastní zpracování (Veh a kol. 2022)



3.3 Změny v četnosti GLOFs za pozorované období 1900–2019

Ve všech analyzovaných regionech se míra výskytu GLOFs s časem mění (viz Tabulka 2). Z výsledků uvedených v tabulce je zřejmé, že u téměř všech regionů množství GLOFs v čase narůstá. Výjimkou jsou regiony Západní Kanada a USA a Ťan-Šan, kde se počet případů GLOFs snižuje. Takový pokles může být zapříčiněn například postupným ústupem až zánikem ledovců (Zoback a Grollmund 2001), které významně zásobují ledovcová jezera roztátým ledem a sněhem (Singh a kol. 2011). Dalším důvodem může být zpevňování hrází člověkem, což může vést k zamezení vylití vody z potenciálně nebezpečných jezer. K rozsáhlému zpevňování hrází člověkem mohlo dojít především v oblasti Západní Kanada a USA, kde došlo k výraznému poklesu ledovcových povodní v letech 1990–1999.

V rámci parametru **Počátek měření** došlo u pěti regionů k počátku měření souvislých dat o teplotě vzduchu až po roce 1900. Z toho důvodu, že zde nebylo oteplení vypočteno jako rozdíl mezi desetiletími 1900–1909 a 2010–2019, nelze zmíněné oblasti spolehlivě porovnávat s oblastmi, kde jsou data dostupná již od roku 1900.

Celosvětově došlo mezi desetiletími 1900–1909 a 2010–2019 k oteplení o 1,05 °C. U všech analyzovaných regionů dochází v rámci sledovaného časového období k oteplování, z toho pouze u třech z nich je v tabulce hodnota oteplení menší než zmíněných 1,05 °C. U regionu Jižní Andy činí hodnota oteplení 0,98 °C. Tato hodnota je ale výsledkem rozdílu teplot mezi desetiletími 1930–1939 a 2010–2019, proto je pravděpodobné, že i zde dochází k rychlejšímu oteplení, než kolik činí globální trend. Nejrychlejší oteplování je zaznamenáno v Alpách, kde se za sledované časové období oteplilo o 2,49 °C. K podobnému nárůstu může docházet i v regionu Kavkaz, kde se již mezi desetiletími 1940–1949 a 2010–2019 oteplilo o 2,12 °C.

Výsledky u Korelačního koeficientu ukazují, že je v jednotlivých oblastech závislost změny teploty vzduchu na změně globální teploty různá. Nejmenší hodnota korelačního koeficientu byla naměřena na Islandu, kde docházelo mezi lety 1950–1989 v rozporu s globální teplotou k souvislému ochlazení. Naopak velmi vysoká hodnota korelačního koeficientu byla naměřena v regionech Alpy a Centrální Asie II (východ). Ve všech regionech není hodnota Pearsonova korelačního koeficientu menší než 0,6. Z toho důvodu lze předpokládat, že díky pokračujícímu globálnímu oteplování bude zároveň docházet k oteplování ve všech sledovaných oblastech.

Tab. 2: Změny teplot vzduchu a četností GLOFs mezi lety 1900–2019 ve sledovaných regionech
vlastní zpracování (EPI 2015; Veh a kol. 2022; NOAA 2023)

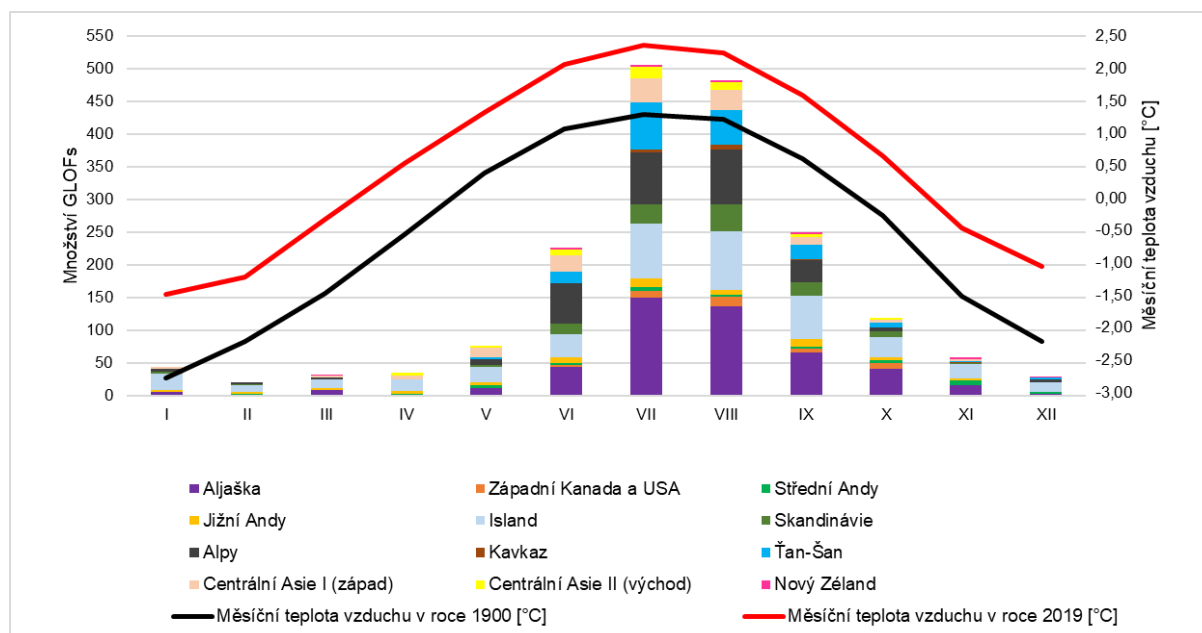
Analyzovaný region	Tendence v množství GLOFs	Počátek měření	Oteplení [°C]	Korelační koeficient
Aljaška	+	1920	1,61	0,90
Západní Kanada a USA	–	1900	0,85	0,78
Střední Andy	+	1950	1,33	0,83
Jižní Andy	+	1930	0,98	0,94
Island	+	1900	1,05	0,61
Skandinávie	+	1900	1,42	0,79
Alpy	+	1900	2,49	0,98
Kavkaz	+/-	1940	2,12	0,87
Ťan-Šan	–	1900	1,78	0,75
Centrální Asie I (západ)	+	1900	1,38	0,71
Centrální Asie II (východ)	+	1900	1,85	0,98
Nový Zéland	+/-	1910	1,17	0,76
Celosvětově	+	1900	1,05	1

3.4 Četnost zaznamenaných GLOFs v jednotlivých měsících

Výsledky uvedené v Grafu 2 potvrzují závislost výskytu GLOFs na teplotě vzduchu. K nejvíce GLOFs dochází především v teplé polovině roku (období mezi IV. a IX. měsícem), kde se na jejich množství podílí převážně regiony Aljaška, Island, Alpy a Ťan-Šan. Naopak nejméně případů se vyskytuje v chladné polovině roku (období mezi X. a III. měsícem), kde má na celkovém množství zaznamenaných GLOFs největší podíl Island. Vysoký podíl je na Islandu podmíněn především vulkanismem, který zde po celý rok podmiňuje vznik ledovcových povodní (Björnsson, 1992).

Křivky zobrazující globální teplotu vzduchu v letech 1900 a 2019 ukazují, že se během tohoto časového období zvýšila teplota vzduchu o více než 1 °C. Díky korelaci mezi počtem GLOFs a teplotou je pravděpodobné, že bude neustálým oteplováním docházet ke stále častějším ledovcovým povodním.

Graf 2: Závislost zaznamenaných GLOFs na teplotě vzduchu v jednotlivých měsících vlastní zpracování (Veh a kol. 2022; NASA 2023)



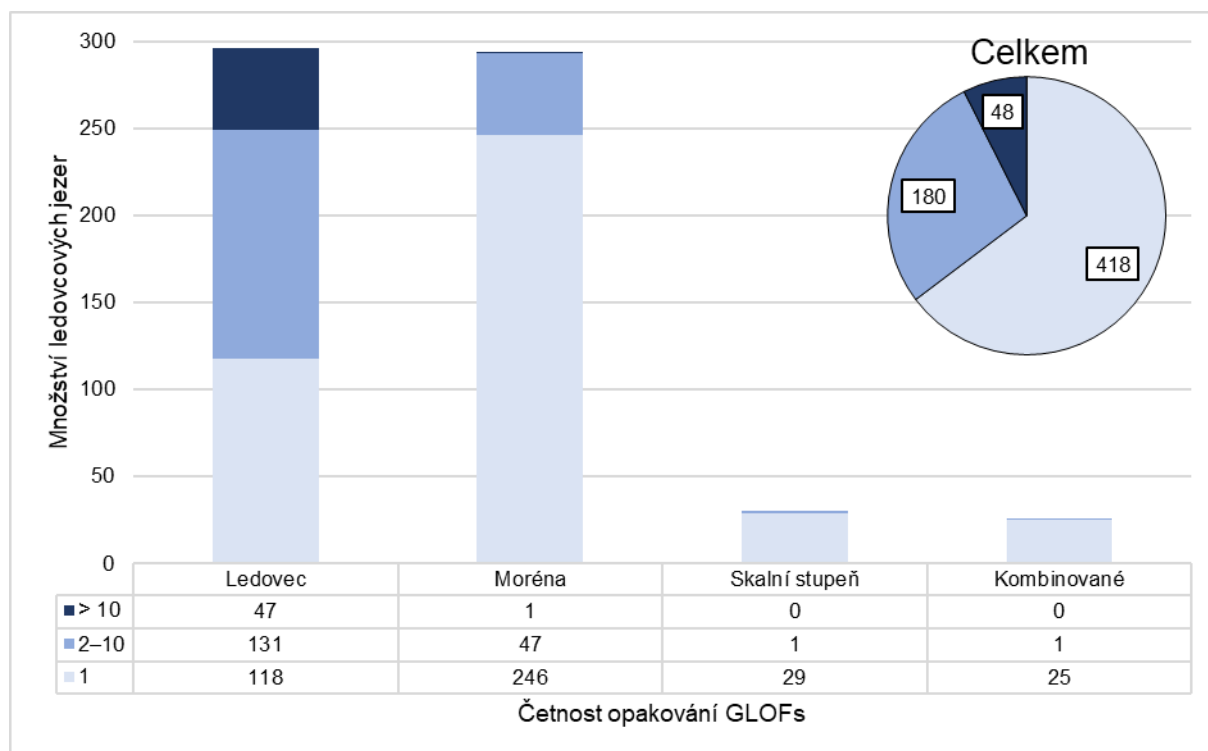
3.5 Četnost opakování GLOFs

Podle výsledků dochází ke GLOFs nejčastěji z jezer hrazených morénou či ledovcem (viz Graf 3), u kterých dochází především k protržení hráze (viz Kapitola 3.2). Naopak v mnohem menším množství dochází k selhání hráze, u jezer hrazených skalním stupněm (pouze ve formě přelití) a jezer s kombinovanou hrází (především ve formě přelití).

Zhruba u poloviny zaznamenaných jezer hrazených ledovcem docházelo k opakovanému selhání hráze, které se tak u tohoto typu jezer vyskytuje nejčastěji. U necelých padesáti ledovcem hrazených jezer selhala hráz více než 10krát, přičemž největší množství GLOFs (149) bylo zaznamenáno u jezera Hidden Creek Lake. U ledovcových jezer, které nejsou hrazeny ledovcem, selhala hráz nejčastěji pouze jednou.

Při celkovém zhodnocení dochází u ledovcových jezer nejčastěji k ojedinělému selhání hráze. Zhruba u každého třetího ledovcového jezera dochází k vyhlazení vody vícekrát, z toho převážně u ledovcem hrazených jezer.

Graf 3: Četnost opakování GLOFs ve sledovaných regionech
vlastní zpracování (Veh a kol. 2022)



4 Diskuze

Příspěvek měl za účel analyzovat a porovnat jednotlivé regiony na základě dat dostupných v databázi GLOFs (Veh a kol. 2022). V diskuzi je vedena pozornost na faktory zvyšující nepřesnost zpracovaných dat, na přínos samotné databáze a na možnosti vedoucí ke snížení počtu nových ledovcových povodní.

4.1 Faktory ovlivňující přesnost analýzy databáze GLOFs

Pomocí analýzy databáze GLOFs bylo možné popsat chování GLOFs v jednotlivých regionech. Výsledná spolehlivost dat je u každé z analyzovaných oblastí odlišná, jelikož je každá oblast ovlivňována různými faktory zvyšujícími jejich nepřesnost.

Mezi takové faktory lze zařadit nejednotnou klasifikaci parametrů popisujících GLOFs. Například výskyty GLOFs pocházejících z jezer s kombinovaným typem hráze jsou v databázi uvedeny pouze pro Střední Andy. Je ovšem pravděpodobné, že selhání kombinované hráze nastalo i v jiných oblastech, kde mohly být tyto případy klasifikovány jako selhání morénové hráze či selhání skalního stupně.

Přesnost výsledné analýzy je u každé zkoumané oblasti zároveň určována dostupností dat. Četnost dostupnosti historických dat bývá nižší v oblastech, které byly relativně pozdě osídleny. Dostupnost dat je také dána množstvím uskutečněných výzkumů GLOFs, v analyzovaných oblastech. Například vývoj GLOFs v pohoří Alpy lze v databázi sledovat již od 15. století, zatímco v pohoří Ťan-Šan pochází první zmínky o GLOFs až z počátku 20. století. Kvůli nerovnoměrné míře dostupnosti dat nevystihuje analýza databáze GLOFs (Veh a kol. 2022) zcela přesně míru nárůstu, či poklesu GLOFs v jednotlivých oblastech. Náhlý nárůst zaznamenaných případů GLOFs v krátkém časovém období tak mohl v některých oblastech vzniknout například intenzivnějším výzkumem či využíváním přesnějších metod.

Vliv na přesnost analýzy má také celková četnost zaznamenaných ledovcových povodní, kdy jejich nižší množství snižuje pravděpodobnost spolehlivě charakterizovat jednotlivé oblasti. Například u regionů Kavkaz a Nový Zéland nelze díky malému množství dat zjistit, zda zde dochází k rostoucí, či klesající tendenci výskytu nových GLOFs.

Dalším faktorem ovlivňujícím výslednou spolehlivost dat v různých regionech je využívání odlišných výzkumných metod. Například pouze u některých ledovcových jezer, kde došlo k vylití vody, byl proveden terénní výzkum, kvůli kterému by bylo možné získat více informací o proběhlé události. Nestejný sběr informací o jednotlivých GLOFs se v databázi může projevat chybějícími daty. U některých regionů je tak v databázi dostupná informace o typu ledovcem hrazeného jezera (např. englaciální, supraglaciální) či výjimečně o případných potenciálních příčinách způsobujících GLOF, zatímco u jiných oblastí tyto informace v databázi chybí.

I při maximálním důrazu na zaznamenávání jednotlivých dat není možné, aby výsledná analýza zcela vystihovala chování GLOFs v jednotlivých oblastech a mezi nimi. Přesnost výsledné analýzy je pod vlivem jak výše zmíněných faktorů, tak mnoho dalších vlivů, působících na regionální či globální úrovni. Mezi takové lze například zařadit různé klimatické jevy a anomálie.

Výsledků, které by přesněji vystihovaly chování GLOFs, by bylo možné pro každou oblast dosáhnout například dlouhodobým sběrem dat, úplností dat popisujících proběhlé události či jednotnou klasifikací parametrů popisujících GLOFs. Zároveň by bylo možné zvýšit přesnost a rozšířit možnosti výsledné analýzy zjišťováním nových parametrů, které nejsou v databázi uvedeny či se v ní téměř nevyskytují. Mezi takové parametry lze zařadit zejména příčiny vzniku GLOFs, jejichž podrobnější výzkum by mohl pomoci lépe pochopit problematiku spojenou s jejich chováním.

Zvýšení přesnosti budoucích analýz by bylo možné dosáhnout také porovnáním parametrů v analyzované databázi s parametry v jiných případných regionálních či globálních databázích zaznamenávajících proběhlá GLOFs. Vzájemným porovnáním parametrů by tak bylo možné vyhledat možné nepřesnosti mezi uvedenými daty a zároveň by bylo možné nalézt nové parametry, které v databázi GLOFs (Veh a kol. 2022) uvedeny nejsou.

Výhodou databáze je možnost dlouhodobého a podrobného zaznamenávání jednotlivých dat popisujících GLOFs. Následné analýzy takové databáze mohou mít přínos zejména pro sledování vývoje GLOFs v jednotlivých oblastech, kde mohou představovat určité riziko.

Nevýhoda samotné analýzy databáze GLOFs spočívá, kromě zmíněných faktorů ovlivňujících její přesnost, také v nemožnosti vzájemně porovnávat absolutní hodnoty z důvodu nestejně velkých zkoumaných regionů. Pro lepší srovnatelnost je nutné mezi zkoumanými oblastmi porovnávat analyzovaná data v relativních hodnotách.

4.2 Zavedení možných protiopatření

Výsledky provedené analýzy databáze GLOFs (Veh a kol. 2022) nasvědčují celosvětově rostoucí tendenci nových případů GLOFs (viz Kapitola 3.3). Vzhledem k tomu, že mohou potenciální záplavy ohrozit místní obyvatelstvo a infrastrukturu je nutné provádět náležitá protiopatření vedoucí ke snížení výskytu nových ledovcových povodní.

Jako spolehlivé protiopatření se jeví zpevňování hrází u potenciálně nebezpečných jezer. Zpevňování hrází je patrné v regionu Západní Kanada a USA, kde došlo v 90. letech k výraznému poklesu v množství ledovcových povodní. Podobná protiopatření by bylo vhodné aplikovat i v jiných oblastech, kde dle provedené analýzy databáze GLOFs (Veh a kol. 2022) dochází k výraznému nárůstu ledovcových povodní. Jelikož každé potenciální GLOF představuje jinou míru nebezpečí, je zapotřebí možná rizika u každého ledovcového jezera řádně vyhodnotit. Na základě klasifikace

nebezpečí jednotlivých jezer by se mělo následně zavedení možných protiopatření primárně zaměřit na lokality, kde povodně představují největší riziko.

5 Závěr

Na základě dat dostupných v databázi GLOFs (Veh a kol. 2022) bylo celkem analyzováno 2939 GLOFs, ke kterým nejčastěji došlo až po konci 19. století. Zmíněné ledovcové povodně pocházejí ze 707 ledovcových jezer, která byla na základě jejich lokalizace rozdělena do oblastí Aljaška, Západní Kanada a USA, Střední Andy, Jižní Andy, Island, Skandinávie, Alpy, Kavkaz, Ťan-Šan, Centrální Asie I (západ), Centrální Asie II (východ) a Nový Zéland.

Z analyzovaných výsledků vyplývá, že necelých 25 % GLOFs vzniklo v regionu Aljaška. Na Aljašce má na celkovém množství GLOFs významný podíl ledovcem hrazené jezero Hidden Creek Lake, u kterého bylo zaznamenáno nejvíce opakovaných ledovcových povodní.

V analyzovaných oblastech dochází ke GLOFs nejčastěji z ledovcem hrazených jezer, u kterých je GLOF povětšinou způsoben protržením hráze. V menší míře stále dominuje protržení hráze u morénou hrazených jezer, jejichž převažující výskyt je pouze v oblastech poblíž rovníku. Naopak u jezer s kombinovanou hrází, kterých bylo analyzováno nejméně, dochází ke vzniku GLOF převážně v souvislosti s přelitím hráze. K události typu GLOF dochází v malém množství i u jezer nacházejících se za skalním stupněm, u kterých, v případě vzniku ledovcové povodně, dochází k přelití hráze pokaždé.

Ve všech analyzovaných oblastech došlo mezi lety 1900–2019 k oteplení. Kromě nárůstu teploty převažuje ve většině oblastí také neustále rostoucí tendence výskytu nových GLOFs. Výjimkou je pohoří Ťan-Šan a Západní Kanada a USA, kde je klesající tendence pravděpodobně způsobena zpevňováním hrází u potenciálně nebezpečných jezer. V průběhu roku je nejvyšší výskyt GLOFs pozorován především v letních měsících.

U 1/3 analyzovaných ledovcových jezer došlo k ledovcové povodni více než jednou, přičemž nejčastěji k takové události dochází u ledovcem hrazených jezer. Naopak k velkému množství ojedinělých případů vyhlíd vody dochází převážně u všech typů jezer, které ledovcem hrazeny nejsou.

6 Zdroje

- Björnsson, H., 1992. Jökulhlaups in Iceland: prediction, characteristics and simulation. *Ann. Glaciol.* 16, 95–106. <https://doi.org/DOI: 10.3189/1992AoG16-1-95-106>
- Clague, J., Evans, S., 2000. A review of catastrophic drainage of moraine-dammed lakes in British Columbia. *Quat. Sci. Rev.* 19, 1763–1783. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(00\)00090-1](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(00)00090-1)
- Emmer, A., Klimeš, J., Mergili, M., Vilímek, V., Cochachin, A., 2016. 882 lakes of the Cordillera Blanca: An inventory, classification, evolution and assessment of susceptibility to outburst floods. *CATENA* 147, 269–279. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.032>
- EPI, 2015. Average Global Temperature by Decade, 1880-2014 (Celsius) [WWW Document]. URL https://www.earth-policy.org/data_center/C23 (20. 4. 2022)
- Google, 2022. Google Earth [WWW Document]. URL <https://earth.google.com/web/> (14. 4. 2022)
- Khanal, N.R., Mool, P.K., Shrestha, A.B., Rasul, G., Ghimire, P.K., Shrestha, R.B., Joshi, S.P., 2015.

- A comprehensive approach and methods for glacial lake outburst flood risk assessment, with examples from Nepal and the transboundary area. *Int. J. Water Resour. Dev.* 31, 219–237.
- NASA, 2019. GISS Surface Temperature Analysis (v4): Station Data [WWW Document]. URL https://data.giss.nasa.gov/gistemp/station_data_v4_globe/ (8. 4. 2022)
- NASA, 2023. GISS Surface Temperature Analysis (v4): Analysis Graphs and Plots [WWW Document]. URL <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/> (2. 3. 2023)
- NOAA, 2023. Climate at a Glance: Global Time Series [WWW Document]. URL <https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/climate-at-a-glance/global/time-series/globe/land/12/3/1850-2023> (18. 2. 2023)
- Richardson, S.D., Reynolds, J.M., 2000. An overview of glacial hazards in the Himalayas. *Quat. Int.* 65–66, 31–47. [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(99\)00035-X](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(99)00035-X)
- Sattar, A., Goswami, A., Kulkarni, A. V., Emmer, A., Haritashya, U.K., Allen, S., Frey, H., Huggel, C., 2021. Future Glacial Lake Outburst Flood (GLOF) hazard of the South Lhonak Lake, Sikkim Himalaya. *Geomorphology* 388, 107783. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107783>
- Singh, V.P., Singh, P., Haritashya, U.K., 2011. *Encyclopedia of Snow, Ice and Glaciers*. Springer Science & Business Media, 2011. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-2642-2>
- Veh, G., Korup, O., Roessner, S., Walz, A., 2018. Detecting Himalayan glacial lake outburst floods from Landsat time series. *Remote Sens. Environ.* 207, 84–97. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.025>
- Veh, G., Lützow, N., Kharlamova, V., Petrakov, D., Hugonnet, R., Korup, O., 2022. Glacier Lake Outburst Flood Database V2.0 [WWW Document]. URL <http://glofs.geoecology.uni-potsdam.de/>
- Vilímek, V., Emmer, A., Huggel, C., Schaub, Y., Würmli, S., 2014. Database of glacial lake outburst floods (GLOFs)-IPL project No. 179. *Landslides* 11, 161–165. <https://doi.org/10.1007/s10346-013-0448-7>
- Vuichard, D., Zimmermann, M., 1987. The 1985 Catastrophic Drainage of a Moraine-Dammed Lake , Khumbu Himal , Nepal : Cause and Consequences Author (s): Daniel Vuichard and Markus Zimmermann Published by : International Mountain Society Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3673305> REFE. *Mt. Res. Dev.* 7, 91–110.
- Worni, R., Stoffel, M., Huggel, C., Volz, C., Casteller, A., Luckman, B., 2012. Analysis and dynamic modeling of a moraine failure and glacier lake outburst flood at Ventisquero Negro, Patagonian Andes (Argentina). *J. Hydrol.* 444–445, 134–145. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.013>
- Yao, X., Liu, S., Han, L., Sun, M., Zhao, L., 2018. Definition and classification system of glacial lake for inventory and hazards study. *J. Geogr. Sci.* 28, 193–205. <https://doi.org/10.1007/s11442-018-1467-z>
- Zoback, M.D., Grollimund, B., 2001. Impact of deglaciation on present-day intraplate seismicity in eastern North America and western Europe. *Comptes Rendus l'Académie des Sci. - Ser. IIA - Earth Planet. Sci.* 333, 23–33. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(01\)01623-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1251-8050(01)01623-8)

Exploration of farm pond rainwater harvesting sites

Saeid Okhravi

Institute of Hydrology of the Slovak Academy of Sciences, Dúbravská cesta 9, Bratislava, 84104, Slovakia

Abstract

Rainwater harvesting (RWH), belonging to the broader family of detention-based Low Impact Development (LID) practices, is essential in mitigating water scarcity and addressing increased water demand due to climate change. By adopting this nature-based approach, runoff can be effectively managed, reducing its frequency, peaks, and volumes. This not only enhances a city's water self-sufficiency in alignment with Sustainable Development Goals (SDGs 11 and 13) but also potentially delays the need for new centralized water infrastructure. This study seeks to answer the question: Where are the ideal locations for farm pond RWH in arid and semi-arid regions? This study uses Multi-criteria Decision Analysis (McDA) and GIS to find ideal farm pond RWH sites in Isfahan province. A literature review unveiled a lack of scientific publications on identifying suitable farm pond RWH sites in drought-prone, arid, and semi-arid regions. This approach maps RWH sites based on various thematic layers such as rainfall, soil texture, soil depth, land use, and slope, all tailored to the study area. Weights are assigned based on environmental and hydro-geological characteristics. These weighted layers are integrated using McDA, including analytical hierarchy process (AHP) technique and GIS, to produce the final map of potential RWH sites. The results were employed to classify areas into four suitability levels for farm pond RWH: highly suitable (2.3%), moderately suitable (31.5%), medium (46.4%), less suitable (13.6%), and unsuitable (6.2%). This study demonstrates the integrated methodology of geospatial and McDA procedures for large-scale RWH planning. Consequently, this study paves the way for further research aimed at proposing an optimal site map for RWH in the Isfahan metropolitan area, considering detailed city-scale map with high resolutions.

Key words: Rainwater harvesting (RWH), McDA, GIS, AHP, Site suitability, Isfahan

Abstrakt:

Zber dažďovej vody (RWH), patrí medzi aktuálne postupy zadržiavania vody v krajine a má nízky negatívny dopad na životné prostredie, taktiež je nevyhnutný pri zmiernení nedostatku vody a pri riešení zvýšeného dopytu po vode v dôsledku zmeny klímy. Prijatím tohto prístupu založeného na prírode možno efektívne riadiť odtok v mestách, čím sa zníži jeho frekvencia, vrcholy a objemy. To nielen zvyšuje vodnú sebestačnosť mesta v súlade s cieľmi trvalo udržateľného rozvoja (SDG 11 a 13), ale tiež potenciálne oneskoruje potrebu novej centralizovanej vodnej infraštruktúry. Táto štúdia sa snaží odpovedať na otázku: Kde sú ideálne lokality pre zachytne nádrže RWH v suchých a polosuchých oblastiach? Táto štúdia využíva analýzu multikriteriálneho rozhodovania (McDA) a GIS na nájdenie ideálnych lokalít RWH vo vodných nádržiach v provincii Isfahan. Prehľad literatúry odhalil nedostatok vedeckých publikácií o identifikácii vhodných lokalít RWH vo vodných nádržiach v oblastiach náchylných na suchu, v suchých a polosuchých oblastiach. Tento prístup mapuje lokality RWH na základe rôznych tematických oblastí, ako sú zrážky, štruktúra pôdy, hĺbka pôdy, využitie pôdy a sklon, všetko prispôbené študijnej oblasti. Percentuálne zastúpenie tematických oblastí je priradené na základe environmentálnych a hydrogeologických charakteristík. Tieto oblasti sú integrované pomocou McDA, vrátane techniky AHP a GIS, aby sa vytvorila konečná mapa potenciálnych lokalít RWH. Výsledky sa použili na klasifikáciu oblastí do štyroch úrovní vhodnosti pre RWH na farme: veľmi vhodné (2,3 %), stredne vhodné (31,5 %), stredné (46,4 %), menej vhodné (13,6 %) a nevhodné (6,2 %). Táto štúdia demonštruje integrovanú metodológiu geopriestorových a McDA procedúr pre rozsiahle plánovanie RWH. V dôsledku toho táto štúdia pripravuje pôdu pre ďalší

výskum zameraný na navrhnutie optimálnej mapy lokality pre RWH v metropolitnej oblasti Isfahan, berúc do úvahy podrobnú mapu v mierke mesta s vysokým rozlíšením.

Kľúčové slová: Zber dažďovej vody, McDA, GIS, AHP, Vhodnosť lokality, Isfahan

1 Introduction

Rainwater Harvesting (RWH) is arguably the world's oldest method for addressing water supply needs (Eslamian et al., 2012). In recent decades, owing to advances in technology, numerous countries have shown support for the modern adoption of this practice to counter the growing pressures on water demand associated with climatic, environmental, and societal shifts (Okhravi et al., 2019). In urban environments, RWH involves collecting, storing, and treating rainwater from impermeable building surfaces for on-site use (commonly known as roof RWH) and from ground surfaces for subsequent usage (termed as RWH for storage and crops, or a farm pond). This practice is especially vital during periods of water scarcity (Zabidi et al., 2020), as even regions in relatively wet European climates now experience droughts for part of the year.

Water scarcity and the necessity for augmenting water supply are not the sole factors driving municipalities to promote the installation of RWH systems. Indeed, the growing interest in incorporating this practice into urban settings over the past two decades reveals that RWH is part of the broader family of detention-based Low Impact Development (LID) practices. It can serve as a supplementary measure to reduce the frequency, peaks, and volumes of urban runoff, provided that the systems are appropriately designed and situated (Eckart et al., 2017; Malekian Jabali et al., 2017). Consequently, implementing RWH systems enhances a city's self-reliance in water resources and may postpone the need for constructing new centralized water infrastructure (Steffen et al., 2013). This, in turn, helps mitigate the effects of urban growth on the stormwater drainage system (Eslamian et al., 2016) and potentially contributes to the reduction of environmental impacts on receiving water bodies (e.g., as observed in Hamel and Fletcher, 2014). Recent research indicates that when combined with infiltration-based solutions, often referred to as nature-based solutions (NbS), RWH can filter out or degrade pollutants (Okhravi et al., 2016), enhance the urban microclimate by increasing moisture content and evapotranspiration (e.g., Hamel et al., 2012), and mitigate the heat island effect (Sabrin et al., 2021).

The literature underscores the extensive range of applications for RWH systems in urbanized areas, offering promising pathways towards a sustainable future in urban environments. To effectively manage urban stormwater systems and align with Sustainable Development Goals (SDG) 11 (Sustainable Cities and Communities) and SDG 13 (Climate Action), it is crucial to have a comprehensive understanding of various urban characteristics, including geophysical, topological, meteorological, hydrological, and environmental conditions. This knowledge is vital for the improved management of stormwater through RWH systems. Consequently, the primary concern always revolves around optimally placing RWH systems to facilitate the collection of non-potable water within the urban area.

To address this concern, it is essential to collect a comprehensive dataset that includes all the aforementioned conditions, along with urban land-use data, in order to pinpoint suitable locations for RWH implementation. Creating a map of the most suitable installation sites for RWH often involves the use of Geographic Information System (GIS) technologies. These technologies are frequently employed to process and analyze the complex array of spatial data, ultimately facilitating site selection and complementary assessment (Mbilingi et al., 2007; Adham et al., 2018; Alene et al., 2022; Bera and Mukhopadhyay, 2023).

The research utilizes a Multi-criteria Decision Analysis (McDA), which uses GIS techniques. This approach involves mapping potential RWH sites based on various thematic layers, such as slope, drainage, soil characteristics, road network, land use, rainfall, and more, tailored to the specific area under study. Each layer is assigned specific weights according to the environmental, socio-economic, and hydro-geological characteristics of the study area, as well as available literature. Subsequently, these weighted thematic layers are integrated using McDA, incorporating weighting techniques like

the analytical hierarchy process (AHP) and GIS for the weighted overlay process, resulting in the final map of potential RWH sites (Haile and Suryabhadgavan, 2019). For instance, Matomela et al. (2020) proposed the placement of 11 check dams and 3 percolation tanks in their study of the Bojiang Lake Watershed in northern China. Similarly, research conducted in the Riyadh metropolitan area of Saudi Arabia indicated that over 85% of Riyadh is suitable for RWH, presenting a crucial solution to the increasing water demand in arid regions (Radwan and Alazba, 2023). Singhai et al. (2019) also identified the suitability percentage for placing structures like farm ponds and check dams through geospatial and McDA procedures in the planning of rainwater harvesting at a regional scale.

Utilizing GIS and AHP, the research study conducted by Bera and Mukhopadhyay (2023) in the Kumari River basin, a semi-arid region with a long history of water scarcity in India, identified potential RWH sites based on 12 factors. The results were used to classify areas into four suitability levels: highly suitable, moderately suitable, less suitable, and unsuitable. This study offers valuable insights for sustainable water resource management and irrigation enhancement. In summary, this method, which is both cost-effective and data-efficient, can be replicated in different regions by stakeholders to their advantage.

The focus of this study centers on the methodology employed and the input dataset used to determine the most suitable sites for farm pond RWH in the Isfahan province, characterized by an arid to semi-arid climate and periodic flash flooding. A review of the literature revealed a scarcity of scientific publications addressing the identification of suitable farm pond RWH sites in drought-prone, arid, and semi-arid regions. Consequently, this research was conducted with the future aim of proposing an optimal site map, utilizing the ArcGIS platform, for RWH in the Isfahan metropolitan area, known for its arid and dry climate.

2 Study area

This study was conducted in Isfahan province, which encompasses 23 districts and is situated in central Iran. It extends from the lush ZayandehRud plain to the foothills of the Zagros Mountain range, spanning from 31°43' N to 34° 22' N and 49° 38' E to 55° 31' E. The province's elevation varies from 500 meters on the plains to 4000 meters in the mountainous regions. The eastern part of Isfahan province lies on the western margins of the country's arid and semi-arid zones, while the western part is positioned on the eastern slopes of the Zagros Mountains. Over 30% of the province is covered by desert. According to Nasri and Modarres (2009), the western region receives an average annual rainfall of 800 mm, whereas the eastern arid region experiences about 75 mm. Using the Koppen-Geiger climate classification, Isfahan is characterized by a dry climate (Kottek et al., 2006) with hot summers reaching up to 40 °C and cold winters with temperatures dropping as low as 7 °C. The average temperature is 4.8 °C in January, the coldest month, and 30.6 °C in July, the hottest month. The region also suffers from low annual average rainfall, just 116.9 mm, due to its low humidity (Mahdavi Estalkhsari et al., 2023). The map of the selected area, Isfahan province, can be accessed through the Wikipedia link: <https://en.wikipedia.org/wiki/Isfahan>.

The study area spans approximately 106 km². According to the most recent census in 2016, over 4,629,312 people reside in this province (Ramezankhani et al., 2018). It is renowned as one of Iran's most significant provinces, marked by rapid population growth, primarily driven by job opportunities in the capital city of Isfahan, where the metropolitan area boasts a population of approximately 1.96 million people (Zarepour Moshizi et al., 2023), and migrations resulting from a substantial reduction in agricultural areas. Despite the region's hot-arid climate, the seasonal river ZayandehRud passes through the Isfahan metropolitan area. A substantial portion of Isfahan's parks, urban gardens, and green infrastructure is concentrated around this river. However, due to human-induced interventions, the river has nearly dried up in recent times, exacerbating Isfahan's vulnerability to heat and drought (Suleimany, 2023).

3 Methodology

GIS offers a comprehensive and systematic approach to spatial information, incorporating multiple geo-referenced layers. These thematic layers facilitate the overlaying, quantification, and synthesis of pertinent information. Therefore, the application of GIS in mapping, assessing, and managing RWH is of utmost significance, providing support to researchers and decision-makers interested in RWH within arid and semi-arid climates. Consequently, this study serves as a powerful tool for identifying suitable farm pond RWH sites in these regions, addressing the growing demand for water resources.

In this approach, various thematic layers, encompassing rainfall, soil texture, soil depth, slope (topography), and land use/land cover, which are related to surface runoff and infiltration zones, were provided by relevant local organizations and ancillary data sources. The land use/land cover map for January 2016 (derived through supervised classification) was acquired from the urban development maps of Isfahan and 2016 national census data. The province boundary, contour, topography, and rainfall data were sourced from the same repository as the land use map. Many of these datasets required no additional processing and were readily available for modeling and analysis after basic calculations. Soil information was obtained from the National Bureau of Soil Survey of the Ministry of Agriculture. Rainfall data for the studied area, spanning from 1996 to 2016, were collected from the Meteorological Agency office in Isfahan. The proposed methodology, employed in this research, was utilized to identify potential surface runoff and prospective locations for rainwater harvesting farm ponds.

A multi-criteria approach was adopted to designate suitable locations for farm pond RWH. The weighted overlay analysis approach was implemented using the AHP as a McDA method, which is widely acknowledged as the most suitable decision-making method for studies that involve identifying potential sites influenced by various conflicting factors (Bagheri et al., 2022; Fawad et al., 2022). In this method, the factors influencing rainwater potential were assigned weights based on their significance. These influential factors were paired, and their relative importance was determined by assigning numeric values, typically ranging from 1 to 9, based on their degree of impact in the comparison. A value of 9 signifies the highest importance and impact on potential acquisition, while a value of 1 indicates that both factors are equally important. Subsequently, the arithmetic mean method was applied to the results (see Table 1). As suggested by Al-Adamat (2010), rainfall emerges as the primary component in rainwater harvesting systems, with soil texture playing a crucial role in site selection for pond rainwater harvesting, particularly when the intention is to retain water for non-potable uses like irrigation since it significantly affects the percolation factor. Based on similar studies, a hierarchy of criteria affecting the AHP method was established, as detailed in Table 1.

After performing the pairwise comparisons, it becomes crucial to assess the consistency of these judgments through a Consistency Ratio (CR) analysis. When all judgments are perfectly consistent, the CR value is zero. According to Saaty (1977), a CR value less than 0.1 indicates an acceptable level of consistency within the pairwise comparison matrix. In the case of our current judgments, the overall CR (0.093) suggests that there is no need to recalculate the procedure for determining the weights of the influential parameters. Subsequently, a map of potential groundwater resources was prepared by combining the weighted layers, following Eq. 1.

$$M = \sum_{i=1}^n W_i X_i \quad (1)$$

The weighted average method is applied to calculate M, yielding the value for each pixel on the final map. The weight (W_i) assigned to each criterion (X_i) significantly affects the identification of potential RWH areas. It is important to note that the quality parameters were classified unevenly, considering their importance in ArcGIS software. By overlapping spatial characteristics, suitable farm pond RWH sites were then identified based on hydrological and geomorphological data in the study area.

Table 1: Pairwise comparison of factors impacting rainwater potential

Criteria	Rainfall	Soil type	Slope	Land use	Soil depth
Rainfall	1	4	4	3	4
Soil type	0.25	1	2	4	2
Slope	0.25	0.5	1	3	2
Land use	0.33	0.25	0.33	1	2
Soil depth	0.25	0.5	0.5	0.5	1
Weight	0.464	0.214	0.149	0.094	0.078

4 Results and discussion

As indicated earlier, rainfall emerged as the most critical factor in our study, with a weight of 0.464 (refer to Table 1). A shapefile layer containing data on the locations of 56 pluviometry stations in Isfahan from the Meteorological Agency was obtained, illustrated in Fig. 1. The mean annual rainfall data, measured in mm/year, was then incorporated into ArcGIS by using the layer's attribute table. To create the final rainfall map, the Kriging method for spatial interpolation was exerted, a commonly recommended approach for such studies, although it comes with inherent uncertainties, necessitating rigorous accuracy assessment (Nusret and Dug, 2012).

As depicted in Fig. 1, rainfall ranges from 100 to 600 mm, with the lowest values in the eastern part of Isfahan province and the highest in the west. These values were categorized into six classes representing farm pond RWH suitability. The assignment of these categories was based on expert judgments and the recommendations of the Food and Agriculture Organization (FAO) (Critchley, 1991). For instance, the range of 300-400 mm was designated as having the highest RWH suitability, given the greater potential for RWH due to a higher rate of water collection combined with soil infiltration in this arid and semi-arid region. Fig. 1 reveals that over 53 percent of the studied area experiences rainfall in the range of 100-200 mm, while the potential RWH sites based on the desired rainfall range occupy only 5.7 percent of the total area.

Soil plays a pivotal role in determining surface runoff potential because its texture significantly influences water infiltration characteristics. Sandy soils exhibit minimal surface runoff, while poorly drained clayey soils, often referred to as heavy soils, exhibit the highest surface runoff generation characteristics in the natural environment (Singhai et al., 2019). Given the focus of this study on identifying suitable farm pond locations, the preferred soil types are those with a moderate infiltration capacity, allowing for sufficient recharge to meet local crop requirements. Therefore, the soil map (see Fig. 2a) designates higher RWH suitability to loamy soils with moderate structures, while assigning lower suitability values to gravel and sandy soils due to their high infiltration rates and the complexity of constructing water retention ponds in such soils. Additionally, soil depth plays a vital role in determining suitable locations for farm ponds, as sufficient depth is necessary to store runoff rainwater effectively. In the interpolation process, soils with a depth of approximately 120 cm are assigned higher RWH suitability (see Fig. 2b) to identify optimal sites for crop-based RWH. Fig. 2 distinctly illustrates the area's significant potential in terms of soil characteristics for constructing farm ponds, with a prevalence of medium-textured soils (67.3% in Fig. 2a) and sufficient soil depth (44.9% in Fig. 2b).

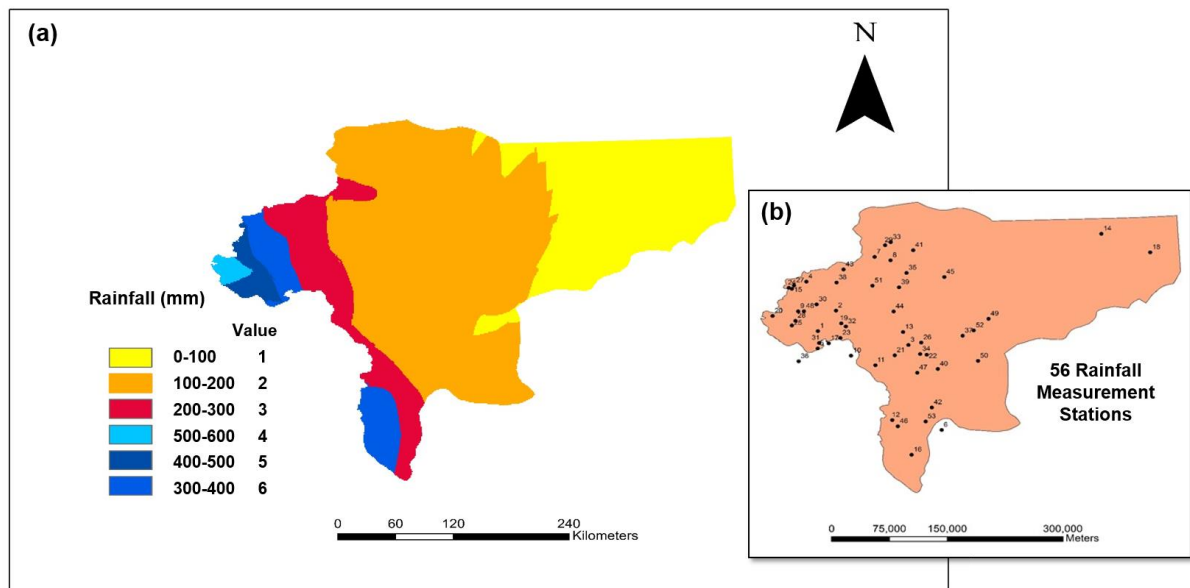


Figure 1: Maps showing the rainfall distribution (a) and the locations of measurement stations (b) in the study area

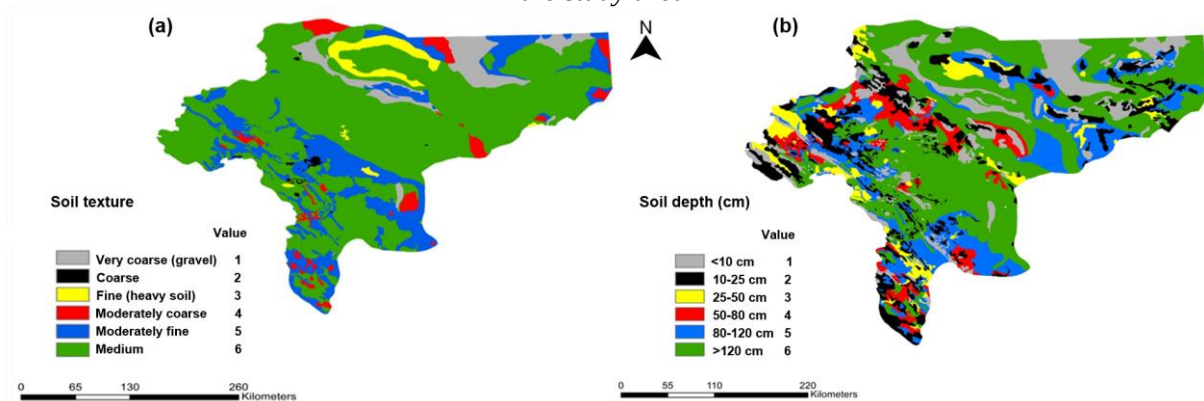


Figure 2: Maps showing soil texture (a) and soil depth (b) in the study area

Surface runoff is influenced by both land use/land cover and the identification of water infiltration zones. In Fig. 3, the land use map's spatial extent is divided into six distinct classes. When considering the environmental perspective of the study area, the largest portions consist of bare land (44.5%), followed by deciduous forest types 1 (0.4%) and 2 (0.5%), pastures (6.4%), scrubland (46.5%), and fallow land (1.5%). Concerning land use factors, areas with higher land feature density are less suitable for farm pond RWH. The majority of the study area is covered by desert and scrubland, which are unsuitable and suitable for RWH, respectively. Scrubland is primarily utilized for constructing farm ponds, percolation tanks, and check dams (Singhai et al., 2019; Alene et al., 2022), indicating significant potential for possible farm pond RWH structures in the study area, as recognized during this research.

Slope plays a crucial role in site selection, impacting surface runoff, water infiltration, and runoff routing. According to Critchley et al. (1991), the installation of farm pond RWH systems is discouraged in areas with slopes exceeding 5% due to the higher construction costs and uneven runoff distribution. In contrast, Radwan and Alazba (2023) have identified the optimal slope for RWH within the range of 2-8%. A slope within this range is considered highly suitable for identifying the best locations for RWH. The slope map of the study area (refer to Fig. 4) reveals that 27.1% of the area falls within the 5-10% slope range (with 49.8% falling within the 0-5% range), indicating a gentle slope. This characteristic signifies the capacity for water retention over an extended period, thereby

increasing the potential for infiltration and recharge, making it suitable for constructing farm pond RWH systems.

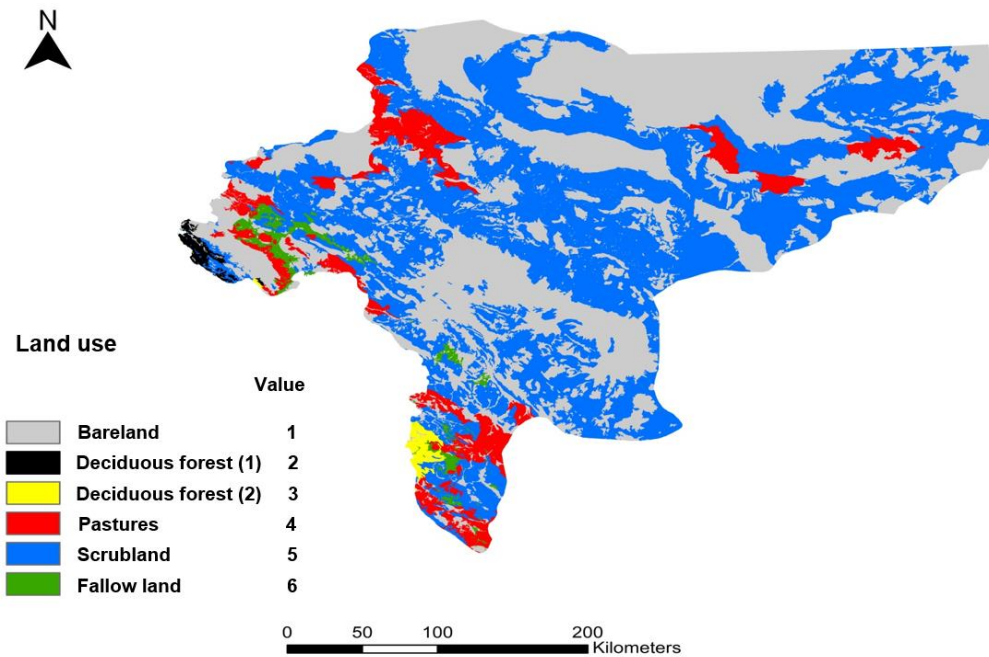


Figure 3: Land use map of the study area

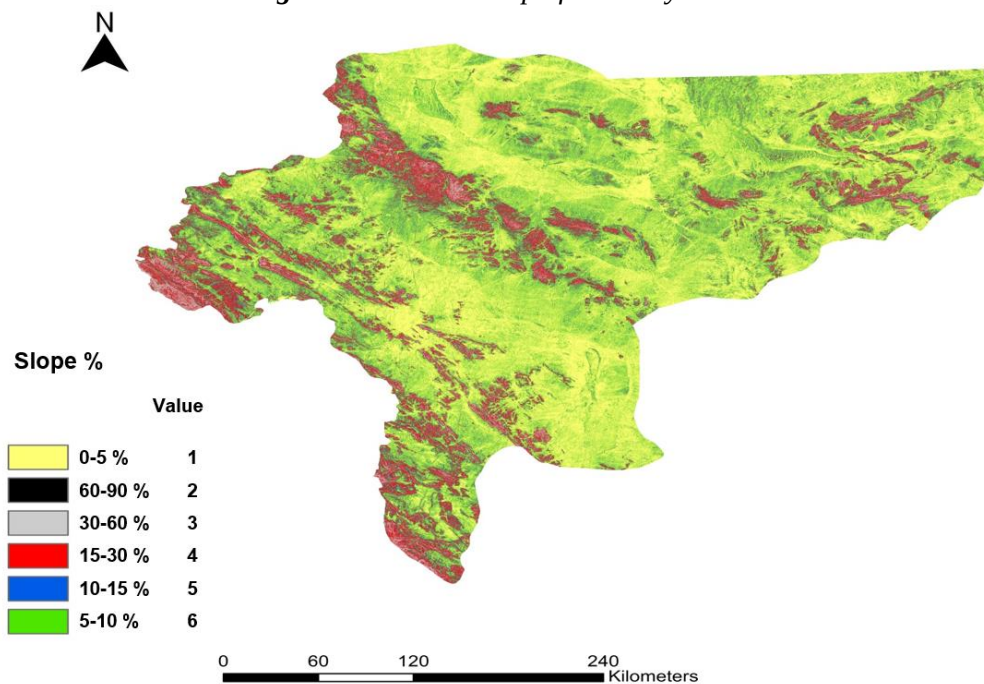


Figure 4: Slope map of the study area

The applied McDA method for this study is the weighted overlay, which derives the final suitability map by multiplying the suitability score by the assigned weight. The subsequent map illustrate the final suitability assessments resulting from the multi-criteria analysis for farm pond RWH in the study area (Isfahan province). The final map for suitable pond RWH site installations is categorized into five classes, including highly suitable (2.3%), moderately suitable (31.5%), medium (46.4%), less suitable (13.6%), and unsuitable (6.2%). The areas in the black color in Fig. 5 are densely populated and do not fit the classification for farm pond RWH locations, where a moderate infiltration capacity is required

to meet local crop needs. The optimal sites for farm pond RWH are primarily limited to the foothills of the Zagros Mountain range in the western part of the study area. The second-best sites are found in less densely populated scrubland, with the third-best category covering the largest area (46.4%) in the central and western parts of the study area. These medium suitability areas sometimes receive low rainfall (100-200 mm per year) in scrublands or higher rainfall (> 300 mm) in deciduous forests. Unsuitable locations are situated in desert areas where there is neither sufficient rainfall to support an RWH system nor suitable land characteristics for collecting and storing fast rainwater runoff.

According to a review by Börjesson (2020) of studies and papers examining site selection for urban pond RWH systems, the most commonly applied criteria (as a percentage of the reviewed studies) include rainfall (18.18%), slope (16.67%), soil type (18.18%), and land use/cover (18.18%), while drainage and river characteristics accounted for 12.12%. Notably, this study lacks information about the drainage and river features in the study area, which may have implications for the results and should be considered. Additionally, the order of criteria in the AHP method should be reevaluated and reclassified to ensure that the Consistency Ratio (CR) remains within an acceptable range. In summary, ensuring the validity of the results poses a challenge for this study, as the applied methodology relies on both qualitative and quantitative aspects such as accuracy, truthfulness, and statement strength. Therefore, it is crucial to emphasize that the quality of this study relies on the interpretation of the collected data and addresses two types of validity: external and internal. External validity must be evaluated through a robustness analysis to determine the extent to which the decision maker's subjective preferences impact the suitability results. Internal validity, on the other hand, should be addressed by providing sufficient evidence to justify the interpretations made throughout the study. Finally, it is important to note that throughout this study, pond RWH systems are considered as open spatial facilities for non-potable uses, distinguishing them from tanks or other closed RWH systems. The results presented in this study provide insights into key factors that may influence the successful implementation of pond RWH to accommodate expected future rainfall patterns and potential changes in drainage system design.

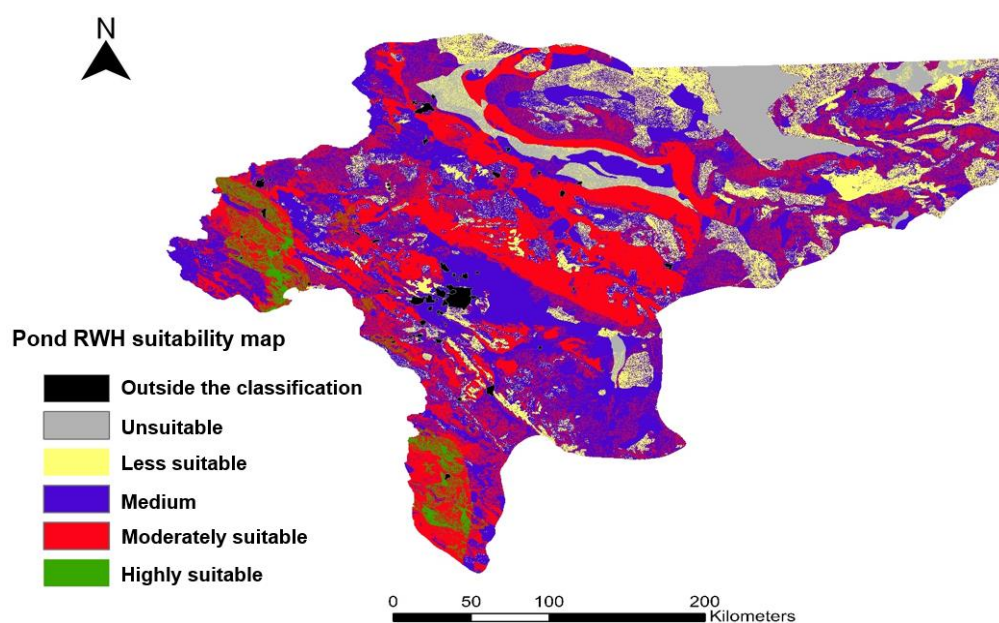


Figure 5: RWH suitability map for farm ponds in Isfahan province

5 Conclusions

This study underscores that the RWH is a pathway to a sustainable future with investing in rain, particularly in arid and semi-arid regions. This approach aligns with the SDGs 11 and 13, emphasizing urban water self-sufficiency.

The study leveraged McDA within a GIS framework to identify optimal farm pond RWH locations in Isfahan province. Notably, the research addresses the scarcity of literature in drought-prone regions. The methodology involved the integration of thematic maps encompassing rainfall, soil characteristics, land use, and slope. Weights for these factors were determined through literature review and expert judgments, tailored to the study area. Employing the AHP method in conjunction with GIS, the study generated a comprehensive map delineating potential farm pond RWH sites.

These results facilitated the categorization of areas into four suitability levels for farm pond RWH: highly suitable, moderately suitable, medium, less suitable, and unsuitable. This research highlights the integrated application of geospatial and McDA methodologies for large-scale RWH planning, providing a stepping stone for future investigations. Subsequent studies may focus on developing an optimal site map for RWH in the Isfahan metropolitan area, emphasizing complex city-scale mapping with high resolutions. Ultimately, this research contributes to the development of a sustainable approach to water resource management, particularly in regions facing water stress.

6 Acknowledgement

I thank my colleagues Dr. Saeid Eslamian and Mr. Meysam Malekian Jabali at Isfahan University of Technology (IUT) for their support in data collection and analysis.

7 References

- Adham, A., Sayl, K. N., Abed, R., Abdeladhim, M. A., Wesseling, J. G., Riksen, M., ... and Ritsema, C. J. 2018: *A GIS-based approach for identifying potential sites for harvesting rainwater in the Western Desert of Iraq*. International Soil and Water Conservation Research, 6(4), 297-304.
- Al-Adamat, R., Diabat, A. and Shatnawi, G. 2010: *Combining GIS with multicriteria decision making for siting water harvesting ponds in Northern Jordan*. Journal of Arid Environments, 74(11), 1471-1477.
- Alene, A., Yibeltal, M., Abera, A., Andualem, T. G. and Lee, S. S. 2022: *Identifying rainwater harvesting sites using integrated GIS and a multi-criteria evaluation approach in semi-arid areas of Ethiopia*. Applied Water Science, 12(10), 238.
- Bagheri, D., Tizro, A. T., Okhravi, S., Fryar, A., Kazakis, N. and Voudouris, K. 2022: *Delineation of groundwater potential areas using RS/GIS and geophysical methods: a case study from the western part of Iran*. Arabian Journal of Geosciences, 15(21), 1633.
- Bera, A. and Mukhopadhyay, B. P. 2023: *Identification of suitable sites for surface rainwater harvesting in the drought prone Kumari River basin, India in the context of irrigation water management*. Journal of Hydrology, 621, 129655.
- Börjesson, S. 2020: *Exploring urban rainwater harvesting in the city of Madrid applying GIS based MCDA expert tools*. Master's Project in Environmental Engineering and Sustainable Infrastructure. KTH Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- Campisano, A., Butler, D., Ward, S., Burns, M. J., Friedler, E., DeBusk, K., ... and Han, M. 2017: *Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives*. Water research, 115, 195-209.
- Critchley, W., Siegert, K., Chapman, C. 1991. *Water harvesting: A manual for the design and construction of water harvesting schemes for plant production*. FAO, Rome. www.fao.org/docrep/u3160e/u3160e07.htm.
- Eckart, K., McPhee, Z. and Bolisetti, T. 2017: *Performance and implementation of low impact development-A review*. Science of the Total Environment, 607, 413-432.
- Eslamian, S., Okhravi, S. and Reyhani, M. N. 2016: *Urban Water Reuse: Future Policies and Outlooks*. In Urban Water Reuse Handbook. Taylor and Francis Group, CRC Press, 1107-1114.
- Eslamian, S., Okhravi, S., Fazlollahi, H. and Eslamian, F. 2012: *Sustainable management of water resources with techniques of rainwater harvesting in ancient and present*, IWA Specialized Conference on Water and Wastewater, Istanbul, Turkey.

- Fawad, M., Ullah, F., Irshad, M., Shah, W., Mahmood, Q. and Ahmad, I. 2022: *Marble waste site suitability assessment using the GIS-based AHP model*. Environmental Science and Pollution Research, 29(19), 28386-28401.
- Haile, G. and Suryabagavan, K. V. 2019: *GIS-based approach for identification of potential rainwater harvesting sites in Arsi Zone, Central Ethiopia*. Modeling Earth Systems and Environment, 5, 353-367.
- Hamel, P. and Fletcher, T. D. 2014: *The impact of stormwater source-control strategies on the (low) flow regime of urban catchments*. Water Science and Technology, 69(4), 739-745.
- Hamel, P., Fletcher, T. D., Daly, E. and Beringer, J. 2012: *Water retention by raingardens: implications for local-scale soil moisture and water fluxes*. In International Conference on Water Sensitive Urban Design (7th: 2012: Melbourne, Vic.) (pp. 137-144). Barton, ACT: Engineers Australia.
- Kotteck, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. and Rubel, F. 2006: *World map of the Köppen-Geiger climate classification updated*. Meteorologische Zeitschrift, 15(3), 259-263.
- Mahdavi Estalkhsari, B., Mohammad, P. and Karimi, A. 2023: *Land Use and Land Cover Change Dynamics and Modeling Future Urban Growth Using Cellular Automata Model Over Isfahan Metropolitan Area of Iran*. In Ecological Footprints of Climate Change: Adaptive Approaches and Sustainability (pp. 495-516). Cham: Springer International Publishing.
- Malekian Jabali, M., Okhravi, S., Eslamian, S. and Gohari, S. 2017: *Water Conservation Techniques*. In Handbook of Drought and Water Scarcity Taylor and Francis Group, CRC Press, 501-520.
- Matomela, N., Li, T. and Ikhumhen, H. O. (2020). *Siting of rainwater harvesting potential sites in arid or semi-arid watersheds using GIS-based techniques*. Environmental Processes, 7, 631-652.
- Mbilinyi, B. P., Tumbo, S. D., Mahoo, H. and Mkiramwinyi, F. O. 2007: *GIS-based decision support system for identifying potential sites for rainwater harvesting*. Physics and Chemistry of the Earth, Parts a/b/c, 32(15-18), 1074-1081.
- Nasri, M. and Modarres, R. 2009: *Dry spell trend analysis of Isfahan Province, Iran*. International Journal of Climatology. A Journal of the Royal Meteorological Society, 29(10), 1430-1438.
- Nusret, D. and Dug, S. 2012: *Applying the inverse distance weighting and kriging methods of the spatial interpolation on the mapping the annual precipitation in Bosnia and Herzegovina*. 6th International Congress on Environmental Modelling and Software, Leipzig, Germany.
- Okhravi, S., Eslamian, S. and Adamowski, J. 2016: *Water Reuse in Rainwater Harvesting*. In Urban Water Reuse Handbook. Taylor and Francis Group, CRC Press, USA, 787-804
- Okhravi, S., Eslamian, S. and Dalezios, N. R. 2019: *Reducing water shortage crisis through rainwater reuse: lessons learned from ancient toward integrated technology*. International Journal of Hydrology Science and Technology, 9(6), 587-602.
- Radwan, F. and Alazba, A. A. 2023: *Suitable sites identification for potential rainwater harvesting (PRWH) using a multi-criteria decision support system (MCDSS)*. Acta Geophysica, 71(1), 449-468.
- Ramezankhani, R., Sajjadi, N., Nezakati esmaeilzadeh, R., Jozi, S. A. and Shirzadi, M. R. 2018: *Climate and environmental factors affecting the incidence of cutaneous leishmaniasis in Isfahan, Iran*. Environmental Science and Pollution Research, 25, 11516-11526.
- Saaty, T. L. 1977: *A scaling method for priorities in hierarchical structures*. Journal of mathematical psychology, 15(3), 234-281.
- Sabrin, S., Karimi, M., Nazari, R., Pratt, J. and Bryk, J. 2021: *Effects of different urban-vegetation morphology on the canopy-level thermal comfort and the cooling benefits of shade trees: case-study in Philadelphia*. Sustainable Cities and Society, 66, 102684.
- Singhai, A., Das, S., Kadam, A. K., Shukla, J. P., Bundela, D. S. and Kalashetty, M. 2019: *GIS-based multi-criteria approach for identification of rainwater harvesting zones in upper Betwa sub-basin of Madhya Pradesh, India*. Environment, Development and Sustainability, 21, 777-797.
- Steffen, J., Jensen, M., Pomeroy, C. A. and Burian, S. J. 2013: *Water supply and stormwater management benefits of residential rainwater harvesting in US cities*. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 49(4), 810-824.
- Suleimany, M. 2023: *Urban climate justice in hot-arid regions: Vulnerability assessment and spatial analysis of socio-economic and housing inequality in Isfahan, Iran*. Urban Climate, 51, 101612.

- Zabidi, H. A., Goh, H. W., Chang, C. K., Chan, N. W. and Zakaria, N. A. 2020: *A review of roof and pond rainwater harvesting systems for water security: The design, performance and way forward*. Water, 12(11), 3163.
- Zarepour Moshizi, M., Yousefi, A., Amini, A. M. and Shojaei, P. 2023: *Correction: Rural vulnerability to water scarcity in Iran: an integrative methodology for evaluating exposure, sensitivity and adaptive capacity*. GeoJournal, 88(2), 2137-2137.

Analýza metodiky určenia a hodnotenia kritických bodov z hľadiska tvorby sústredeného povrchového odtoku

Ema Pavlíková

Abstrakt

Povodie toku Rajčanka je z veľkej časti využívané na poľnohospodárske účely. Orná pôda a nachádza sa aj v oblasti s nepriaznivými sklonovými pomermi, čo môže viesť k podpore tvorby sústredeného povrchového odtoku a k degradácii pôdy. Metódu kritických bodov je možné použiť pre identifikáciu urbanizovaných území, ktoré sú potenciálne ohrozené sústredeným povrchovým odtokom v dôsledku intenzívnych zrážok. Metóda nie je založená na analýze konkrétnej udalosti, ale na základe charakteristík krajiny, pričom ide o multikriteriálnu analýzu, ktorú vyvinul český Výzkumný ústav vodohospodársky T. G. Masaryka. V rámci tohto príspevku sú prezentované výsledky na pilotnom povodí rieky Rajčanka. Po základnej analýze územia sa získali potrebné vstupné údaje pre potrebu lokalizovať, vybrať a hodnotiť kritické body a ich prislúchajúce územia. Úlohou bolo posúdiť a overiť rizikovosť zvolených kritických bodov a určiť tie, ktoré predstavujú najväčšie nebezpečenstvo vzhľadom na vznik povodní z prívalových zrážok. Pre zraniteľné územie sme na poľnohospodárskej pôde vypočítali a hodnotili potenciálnu stratu pôdy a vytypovali svahy, na ktorých je potreba upraviť manažment hospodárenia, aby sa predišlo k nežiaducej tvorbe sústredeného povrchového odtoku.

Kľúčové slová: sústredený povrchový odtok, vodná erózia, kritické body, strata pôdy, GIS

Abstrakt

The catchment area of the Rajčanka stream is used primarily for agricultural purposes. Since the location of the arable land is in an area with unfavourable slope conditions, it can lead to concentrated surface runoff, and soil degradation. The method of critical points can be used to identify the urbanized areas which are potentially threatened by the concentrated surface runoff due to the intense rainfalls. However, this method is not based on a single analysis of a specific, but on the typical characteristics of the examined country. The mentioned multi-criteria analysis was developed by the T. G. Masaryk Czech Water Management Research Institute. The results of the examined catchment of the Rajčanka river are presented in this paper. After a basic analysis of the territory, the necessary input data were obtained to find the location of critical points and associated territories, followed by their selection and evaluation. The task was to verify the potential threats of the selected critical points, and to determine those that represent the greatest danger due to the occurrence of floods from torrential rainfall. For the vulnerable territory, we calculated and evaluated the potential loss of soil on the agricultural land, and identified the slopes, where it is necessary to adjust the management in order to avoid the unwanted formation of concentrated surface runoff.

Key words: concentrated surface runoff, water erosion, critical points, soil loss, GIS

9 Úvod

V poslednej dobe sa zvyšuje výskyt extrémnych zrážok a preto sa ľudia začínajú viac zaujímať o ochranu urbanizovaných území. Či už sa jedná o bleskové povodne, bahenné povodne alebo klasické povodne – vo všetkých prípadoch vieme odvrátiť ich nebezpečný dôsledok a ochrániť občanov. Aby sme vedeli navrhovať protipovodňové a protierózne opatrenia, musíme poznať územie a identifikovať kritické miesta, kde môže vzniknúť potenciálne ohrozenie.

Tento článok sa zameriava na aplikovanie českej metodiky na lokalizovanie a posúdenie kritických bodov, ktorá bola zostavená českým Výzkumným ústavom vodohospodárskym T. G. Masaryka v projekte Povodňový informačný systém v novembri 2009 (v roku 2015 bola aktualizovaná Výzkumným ústavom meliorací a ochrany půdy, v. v. i.). Konkrétne sa zaoberá určením miery povodňového nebezpečenstva a systému voľby správnych vstupov, parametrov a postupov. Metóda nie je založená na analýze konkrétnej udalosti, ale na základe charakteristík krajiny. Ide o multikriteriálnu analýzu, ktorej spracovanie je v prostredí GIS so zameraním na viac parametrov.

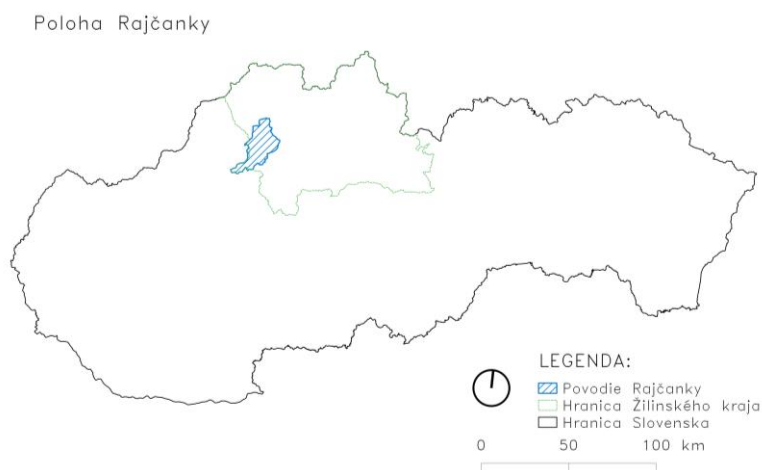
Hlavným krokom je určenie kritických bodov, ktoré sa nachádzajú v mieste, kde sa prelína dráha sústreďeného povrchového odtoku s hranicou intravilánu. V tomto mieste odhadujeme zvýšené nebezpečenstvo povodní a označujeme ho skratkou KB.

Cieľom práce je otestovať českú metodiku výberu a hodnotenia kritických bodov tvorby sústreďeného povrchového odtoku vo vybranom území. Budeme analyzovať dané územie, aby sme získali potrebné vstupné údaje a vedeli lokalizovať, vybrať a hodnotiť kritické body. Chceme posúdiť a overiť rizikovosť zvolených kritických bodov a určiť tie, ktoré predstavujú najväčšie nebezpečenstvo povodní z extrémnych zrážok. Taktiež budú prehodnocované parcely v záujmovom území, ktoré sa využívajú na poľnohospodárske účely s potenciálnym rizikom neprípustnej formy vodnej erózie vzhľadom na tvorbu a sústreďenosť povrchového odtoku.

10 Opis územia

Posudzovaný región Rajec (Rajecká dolina, povodie Rajčanky) je lokalizovaný v severozápadnej časti Slovenska v západnej časti Žilinského kraja v okrese Žilina, ako vidíme aj na Obr. 1. Územie sa rozprestiera v miernom klimatickom pásme, kde sa pravidelne striedajú ročné obdobia. Riešené povodie rieky Rajčanka (356 km²) je centrom regiónu a pozdĺž hlavného toku sú sústreďené aj najvýznamnejšie osídlenia v území.

Tok zaraďujeme do povodia (horného) Váhu a úmoria Čierneho mora. Z hydrologického pohľadu má Rajčanka najväčšie prietoky v apríli, čo je spôsobené topením snehu, a potom na začiatku leta (jún, júl), kedy zvýšenie prietoku ovplyvňujú intenzívnejšie zrážky. Rajčanku teda zaraďujeme do strednohorskej odtokovej oblasti s dažďovo-snehovým odtokovým režimom (Miškovič a kol.; s. a.).



Obr. 1: Poloha povodia Rajčanka

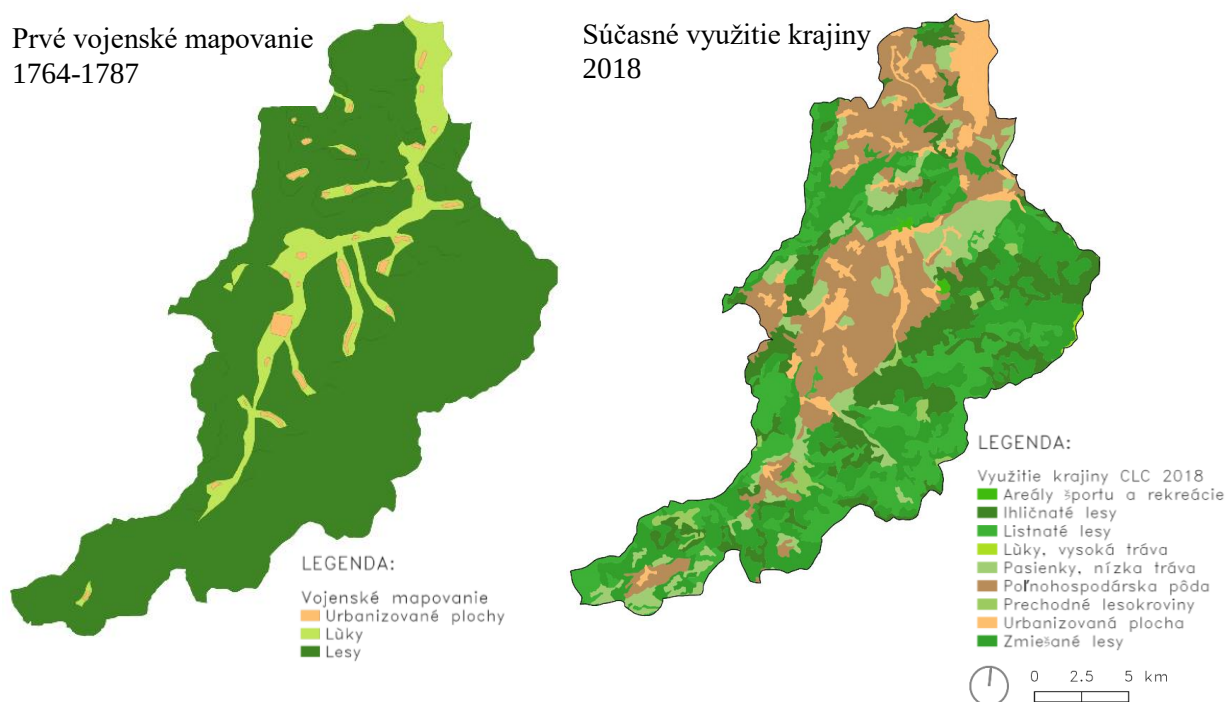
Zmena využitia krajiny

Vývoj a zmena využitia krajiny je spojená s pôsobením viacerých faktorov, ako napríklad s antropogénnou činnosťou, zmenou klímy či prírodnými javmi. Z dôvodu historického vývoja územia sa porovnávalo 5 období využitia krajiny – prvé vojenské mapovanie (1764-1787), druhé vojenské mapovanie (1819-1858), tretie vojenské mapovanie (1875-1884), základné mapovanie (1950) a súčasné využitie krajiny Corine Land Cover (2018). Výsledky a zmeny využitia krajiny na základe mapových podkladov vidíme v Tab. 1, kde je zrejмый pokles lesných porastov a nárast urbanizovaných plôch a ornej pôdy.

Tab. 3: Zmena krajiny od vojenských mapovaní po súčasnosť

Kategória	Plocha [km ²]				
	1 VM 1764-1787	2 VM 1819-1858	3 VM 1875-1884	ZM 50 1950	CLC 2018
Urbanizované plochy	5,01	5,01	14,33	10,01	21,94
Lesné porasty	317,0	315,8	248,4	205,32	209,79
Lúky a pasienky	42,69	43,89	101,97	149,37	51,57
Orná pôda	-	-	-	-	81,4
Spolu	364,7	364,7	364,7	364,7	364,7

Súčasné využitie krajiny podľa Corine Land Cover (2018) je zobrazené na Obr. 2. V porovnaní s prvým vojenským mapovaním (Zeman, 2012) tu môžeme vidieť väčšie množstvo kategórií využitia územia. Historické mapy zobrazujú len delenie na lesy, lúky a urbanizované plochy. Najväčšie zastúpenie majú dnes zmiešané lesy (25 %) a hneď potom nasledujú poľnohospodárske pôdy (22 %).



Obr. 2: Porovnanie historického a súčasného využitia krajiny v povodí Rajčanka

11Metodika

Pre identifikáciu kritických bodov sme ako základ zvolili metodiku, ktorú vytvoril český Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka v projekte Povodňový informačný systém v novembri 2009. Ešte novšia verzia je z roku 2015, ktorú napísal Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. Zaoberá sa v nej určovaním miery povodňového nebezpečia a systému voľby správnych vstupov, parametrov a postupov. Analýza bude prebiehať v prostredí GIS a budeme sa zameriavať na viac parametrov.

Vstupné údaje

Aby sme mohli začať s analýzou, musíme si najskôr zosumarizovať potrebné podklady a to:

- Digitálny model reliéfu (ďalej DMR)
- Využitie krajiny Corine Land Cover (ďalej CLC) z roku 2018
- Digitalizované mapy historických vojenských mapovaní
- Hranice katastrálnych území v povodí Rajčanka
- Mapa hodnôt čísel CN

Analýza sklonitosti

Výber konkrétnych katastrov obcí, ktoré budeme následne analyzovať bude prebiehať s ohľadom na dve kritériá a to sklonitosť územia a jeho využitie (územia určené ako poľnohospodárska pôda).

Podľa [§ 81 ods. 4 zákona č. 364/2004 Z. z.](#) o vodách a o zmene zákona SR rady č. 372/1990 Zb. o priestupkoch v znení neskorších predpisov nariaďuje Ministerstvo poľnohospodárstva SR niekoľko obmedzení pre svahy poľnohospodárskych pôd:

- sklon svahov do 7° – nie sú potrebné žiadne protierózne opatrenia
- sklon svahov 7° – 10° – pôda sa môže využívať ako poľnohospodárska, ale musí byť vytvorená protierózna ochrana
- sklon svahov nad 10° - nesmie sa využívať na poľnohospodárske účely

Kritické územia vznikajú v oblastiach, kde sa prekrýva kritická sklonitosť od 7° do 10° s poľnohospodárskym využitím pôdy.

Výpočet kritického ukazovateľa F

Pre stanovenie ukazovateľa kritických podmienok F, musíme najskôr nájsť polohu kritických bodov. Tieto sa volia v miestach, kde sa dráha sústredného odtoku pretína s hranicou zastavaného územia. Na výpočet použijeme vzorec (Ministerstvo pro místní rozvoj ČR, 2015):

$$F = P_{p,r} \cdot H_{m,r} \cdot (a_1 \cdot I_p + a_2 \cdot ORP + a_3 \cdot CNII) \quad (1)$$

Kde F – ukazovateľ kritických podmienok [-]

a – vektor váh [1,48876, 3,09204, 0,467171]

$P_{p,r}$ – relatívna hodnota veľkosti prispievajúcej plochy [-]

I_p – hodnota priemerného sklonu prispievajúcej plochy [%]

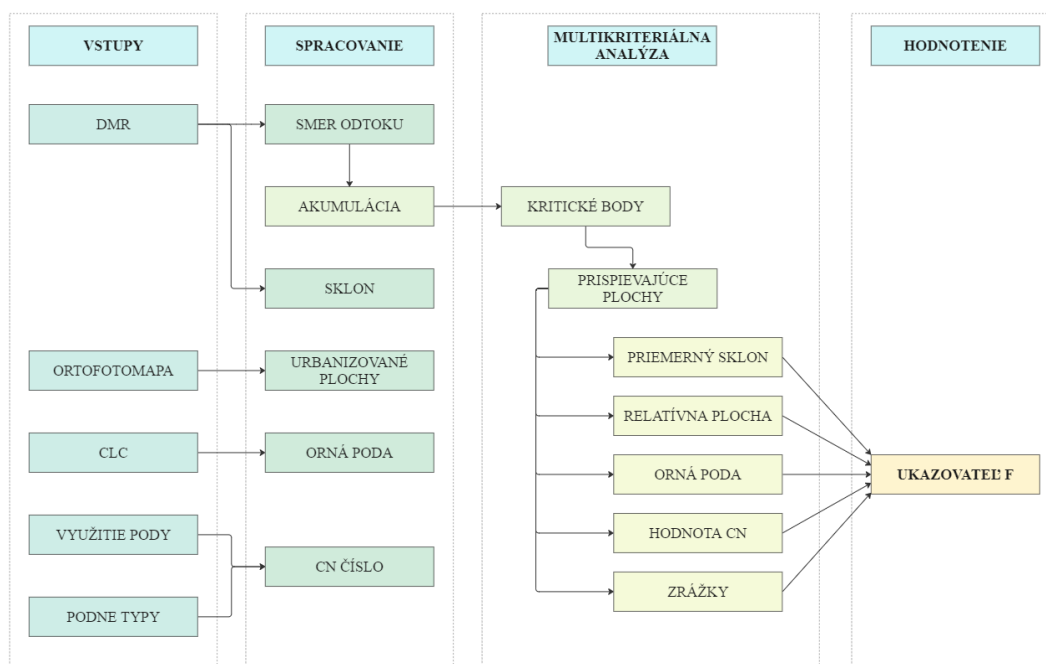
ORP – podiel plochy ornej pôdy [%]

CNII – hodnota CN čísla

$H_{m,r}$ – relatívna hodnota úhrnu jednodennej zrážky s dobou opakovania 100 rokov

Postup získania hodnoty kritického ukazovateľa F vidíme aj na schéme Obr. 3, kde sú znázornené vstupné údaje, ktoré potrebujeme získať alebo vytvoriť a ich následné spracovanie.

Podobnou problematikou a testovaním metodiky na území Slovenska sa už v minulosti zaoberali Mária Leitmanová a Zlatica Muchová vo svojom článku (2012). V príspevku sa zamerali na územie mesta Zlaté Moravce.



Obr. 3: Schéma výpočtu kritického ukazovateľa F

Výpočet ohrozenia pôdy pred vodnou eróziou

Univerzálnu rovnicu zaoberajúcu sa stratou pôdy, ktorá posudzuje ohrozenosť územia vodnou eróziou, poznáme pod názvom USLE – Universal Soil Loss Equation. Touto všeobecnou rovnicou sa zaoberali Wischmeier-Smith (1978) a je určená predovšetkým na výpočet priemernej ročnej straty pôdy.

Pomocou rovnice určujeme aj vhodný spôsob obhospodarovania územia, podľa prípustnej vodnej erózie vieme posúdiť eróziu ohrozenosť územia, ako aj navrhnúť kritickú dĺžku svahu. Rovnicu poznáme v nasledovnom tvare:

$$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (2)$$

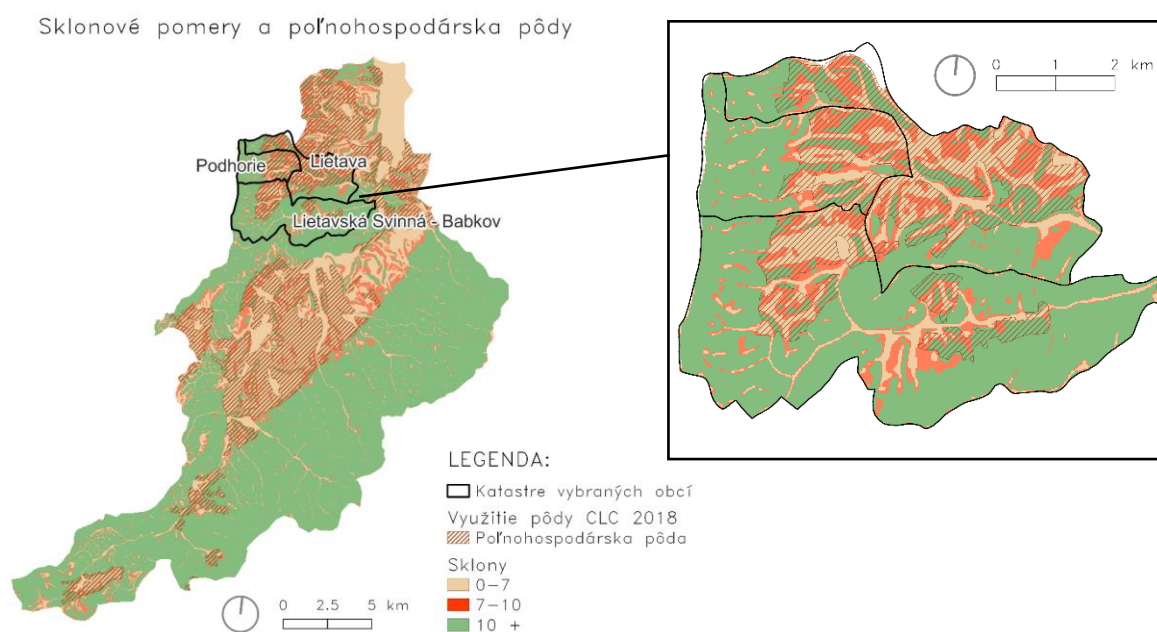
Kde G – priemerná ročná strata pôdy [$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$]
 R – faktor eróznej účinnosti dažďa [$\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$]
 K – faktor náchylnosti pôdy na eróziu [$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$]
 L – faktor neprerušenej dĺžky svahu
 S – faktor sklonu svahu [%]
 C – faktor ochranného vplyvu vegetácie (podľa druhu plodiny)
 P – faktor vplyvu protieróznych opatrení $< 0 \sim 1 >$

12Výsledky

Určenie kritických území

Z digitálneho modelu reliéfu sme si vytvorili mapu sklonov a sklony sme zatriedili podľa hraníc určených zákonom o vodách [č. 364/2004 Z. z.](#). Následne sme túto vrstvu prekryli s vrstvou poľnohospodárskej pôdy, čo vidíme aj na obrázku Obr. 4, a tak sme vedeli identifikovať kritické územia na vznik sústredného odtoku na poľnohospodárskej pôde.

Ako kritické územia sme určili oblasti na severozápade povodia a to konkrétne 3 obce – Podhorie, Lietava, Lietavská Svinná-Babkov. Práve na týchto miestach dochádza ku kombinácii nepriaznivých sklonov, ktoré sú využívané ako poľnohospodárska pôda a preto budeme ďalej analyzovať tieto územia. Posudzovanou lokalitou pretekajú dva vodné toky a to Svinianka a Lietavský potok.



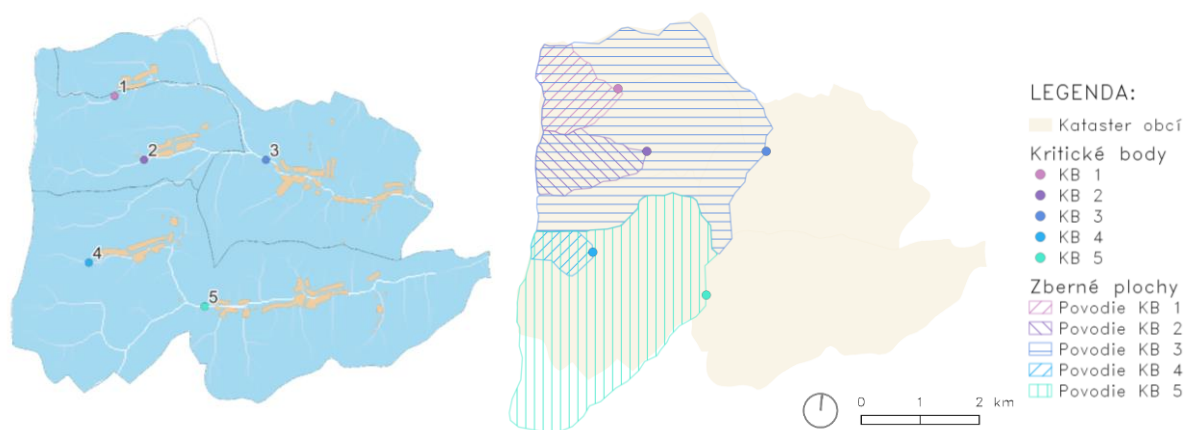
Obr. 4: Výber kritického územia

Identifikácia kritických bodov

Naším vstupným údajom pre určenie kritických bodov bola mapa akumulácie odtoku vytvorená z digitálneho modelu reliéfu. Pomocou nej sme vedeli určiť dráhy sústreďovania odtoku. Tento sa sústreďuje buď do toku (v miestach, kde sa nachádza), alebo do údolnice (v miestach, kde sa vodný tok nenachádza). V úsekoch, kde dráhy vstupovali do zastavaných území, sme označili kritické body. Ako vidíme na Obr. 5, v našom prípade sme zvolili 5 bodov, v ktorých sa sústredil najväčší odtok, a teda predpokladáme, že hrozí potenciálne riziko.

Pre každý zvolený kritický bod sme zistili zberné plochy, z ktorých sa voda sústreďuje do tohto bodu. Podmienkou bolo, aby plocha prispievajúca k odtoku v daných bodoch bola väčšia ako 0.3 km^2 .

Voľba kritických bodov



Obr. 5: Vybrané kritické body a ich zberné plochy

Výpočet ukazovateľa kritických podmienok

Použitá metóda je multikriteriálna analýza, a keďže sme do úvahy brali viac kritérií pre stanovenie ukazovateľa F. Dôležitým krokom bola príprava parametrov, na základe ktorých budeme vedieť hodnotu ukazovateľa vypočítať.

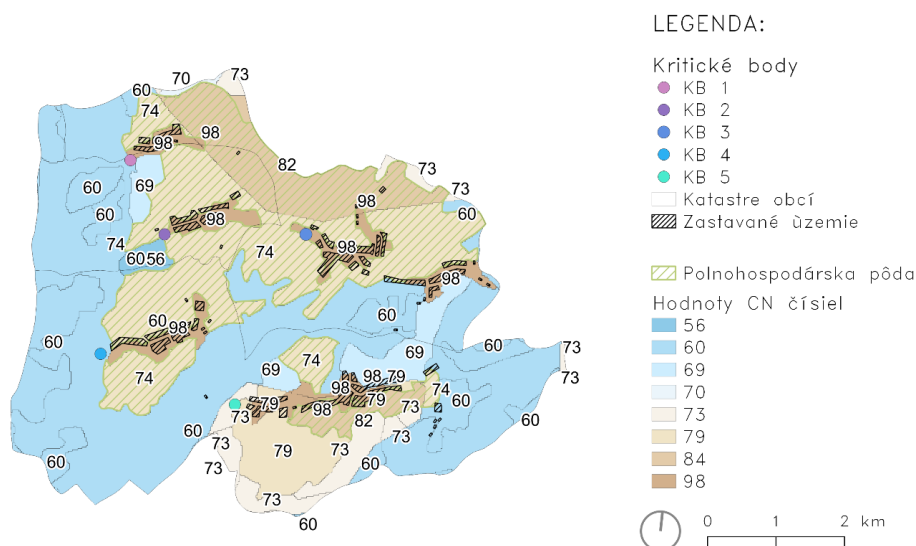
Prvým parametrom je veľkosť zbernej plochy v km². Pre už vygenerované prispievajúce plochy sme získali pomocou funkcie geometrie do atribútovej tabuľky ich rozlohu, ktorú sme prepočítali, aby sme mali výsledok v požadovanej jednotke.

Druhým krokom je zistenie priemerného sklonu zbernej plochy. Na začiatku sme si vytvorili mapu sklonov a zadefinovali sme si, že sklony budú počítané v stupňoch. Následne sme plochu každého povodia vyrezali z celkovej mapy povodia a v informáciách o vrstve sme zistili priemerný sklon konkrétnej zbernej plochy. Sklony sa pohybovali v intervale od 11,75° do 17,26°.

V ďalšom kroku sme analyzovali podiel ornej pôdy vo zvolených plochách. Informácie sme brali z využitia krajiny CLC 2018. Zistili sme, že poľnohospodárska pôda sa nachádza len v dvoch zberných územiach (územie ku KB 3 a KB 5). Z toho nám vyplýva, že odtok v ostatných plochách vzniká v lesnom prostredí. Napriek tomu, že sa zaujímame najmä o plochy s pokrývkou poľnohospodárskej pôdy, budeme v analýze pokračovať so všetkými kritickými bodmi.

Pokračujeme so zisťovaním priemernej hodnoty čísla CN. Do výpočtového vzorca vstupuje hodnota CN II, čo znamená, že osevný postup zohľadňuje pestovanie obilnín. Hodnoty CN čísiel sme brali z mapy, ktorú sme konkrétne vytvorili pre celý Žilinský kraj. Ich hodnotu sme vyberali z USCA-SCS 1989, kedy sme počítali s nevhodnými alebo priemernými hydrologickými podmienkami. Pomocou kombinácie využitia krajiny a pôdných druhov sme každej ploche priradili konkrétnu hodnotu CN. Tieto môžete vidieť na Obr. 6.

Hodnoty CN kriviek



Obr. 6: Vybrané kritické body a ich zberné plochy

Posledným kritériom je priemerná hodnota úhrnu zrážky s dobou opakovania 100 rokov. Údaje o návrhovej zrážke sme brali z hydrologickej stanice Dolný Hričov – 26040, pričom boli pri spracovaní použité merania z rokov 1995–2009. Túto zrážkomernú stanicu sme zvolili, keďže je najbližšie k nášmu povodiu. Všetky získané hodnoty sme vyjadrili vo forme Tab. 2.

Tab. 2: Vstupné údaje zistené z analýzy povodia

KB	Zberná plocha	Priemerný sklon	Orná pôda	CN II	Zrážky
	[km ²]	[°]	[km ²]	[-]	[mm]
KB 1	1,47	17,26	0,00	60,0	70,6
KB 2	1,53	16,12	0,00	60,6	70,6
KB 3	9,98	11,75	5,27	70,1	70,6
KB 4	0,59	15,10	0,00	60,0	70,6
KB 5	9,30	14,18	1,65	64,4	70,6

Pomocou parametrov v Tab. 3 sme vypočítali bezrozmernú hodnotu ukazovateľa F, čo je ukazovateľ kritických podmienok vzniku negatívnych prejavov povodní z prívalových zrážok.

Tab. 3: Vstupné údaje pre výpočet kritického ukazovateľa F

KB	Pp,r [-]	Ip [%]	ORP [%]	CN II [-]	Hm,r [-]	F [-]
KB 1	0,15	31,07	0,00	60,00	0,25	1,04
KB 2	0,15	28,90	0,00	60,59	0,25	1,09
KB 3	1,00	20,80	44,85	70,05	0,25	8,49
KB 4	0,06	26,98	0,00	60,00	0,25	0,41
KB 5	0,93	25,27	11,64	64,36	0,25	7,08

Zaradenie kritických bodov do kategórie nebezpečia

Pre konečný výber kritických bodov musíme zohľadniť kritériá K1 – K4 alebo doplnujúce kritériá K1A – K2A. Toto triedenie pochádza z metodiky Ministerstva pro místní rozvoj ČR – Tab. 4. Podľa tejto analýzy budeme vedieť vyhodnotiť do akej miery sú zvolené body nebezpečné.

Tab. 4: Zatriedenie kritických bodov podľa metodiky

ID kritéria	Popis kritéria	Medzné hodnoty	Vyhovujúce KB
K1	veľkosť prispievajúcej plochy	0,3 – 10,0 km ²	1, 2, 3, 4, 5
K1A	veľkosť prispievajúcej plochy	1,0 – 10,0 km ²	1, 2, 3, 5
K2	priemerný sklon prispievajúcej plochy	≥ 3,5%	1, 2, 3, 4, 5
K2A	priemerný sklon prispievajúcej plochy	≥ 5,0%	1, 2, 3, 4, 5
K3	podiel plochy ornej pôdy v povodí	≥ 40%	3
K4	ukazovateľ kritických podmienok	≥ 1,85	3, 5

Z Tab. 5 (podľa metodiky Ministerstva pro místní rozvoj ČR, 2015) môžeme vidieť, že všetky kritériá spĺňa len kritický bod 3. Podľa ukazovateľa kritických podmienok by to mohol byť aj KB 5, avšak nemá dostatočnú rozlohu poľnohospodárskej pôdy. V našom prípade sú kritické body KB1, KB2 a KB4 v kategórii nízkeho nebezpečia a KB3 a KB5 sú stredne nebezpečné.

Tab. 5: Miera nebezpečenstva kritických bodov

Kategória nebezpečia	Popis kategórie	Hodnota ukazovateľa F	Zaradenie KB
A	vysoké nebezpečie	> 20	-
B	stredné nebezpečie	7 - 20	3, 5
C	nízke nebezpečie	< 7	1, 2, 4

Ako najviac ohrozené územie sme vybrali kritický bod 3, keďže hodnota kritického ukazovateľa F bola z vybraných bodov najvyššia.

Výpočet straty pôdy

Priemernú ročnú stratu pôdy sme vypočítali podľa rovnice USLE. Ide o empirickú metódu, ktorá kvôli svojej jednoduchosti patrí celosvetovo medzi najpoužívanjšie spôsoby určenia straty pôdy. Problematiku riešime na konkrétnych 26 poľnohospodársky využívaných parcelách v zbernej ploche kritického bodu 3, ktorý sme identifikovali ako najnebezpečnejší.

Faktor erózneho účinnosti dažďa R sme prebrali zo štúdie od Onderka a Pecho (2019), ktorí vypočítali ročnú priemernú hodnotu R pre 95 staníc v rámci Slovenska. V našom prípade sme po interpolácii najbližších staníc uvažovali s jeho hodnotou 62,5 MJ/ha.cm/h.

Náchylnosť pôdy na eróziu K sme prebrali z mapovej vrstvy BPEJ v GIS pre každú parcelu zvlášť. Hodnoty sa pohybujú od 0,25 do 0,40 t/ha.rok.

Najväčší vplyv má topografický faktor LS. Skladá sa z dvoch faktorov – sklonitosť a dĺžka svahu. Vieme ho vypočítať aj spolu, ale my sme zvolili oddelený výpočet pre každý faktor zvlášť. Pre výpočet faktora neprerušenej dĺžky svahu sme v každej parcele určili najdlhšiu neprerušenu dĺžku svahu L_D a z nej sme prepočítali hodnotu L. Hodnotu faktora sklonu sme vypočítali na základe priemerného sklonu svahu parcely a použili sme na to vzorec.

Faktor ochranného vplyvu vegetácie zohľadňuje druh plodiny, ktorá sa na parcele pestuje. Úzkoriadkové plodiny pôsobia protierózne a tak sa ich hodnota blíži ku 0. Na druhej strane širokoriadkové plodiny podporujú tvorbu sústredeného povrchového odtoku, a teda vznik erózie, preto sa ich hodnota blíži k 1,0. V našom prípade sme si zvolili dva možné scenáre pestovania plodiny, a to:

- pšenica ozimná, po okopanine/obilnine, pri ľubovoľnej agrotechnike; $C = 0,12$;
- repka ozimná, po obilnine, do zoranej pôdy; $C = 0,22$.

Posledný faktor zohľadňuje protierózne opatrenia a jeho hodnota sa pohybuje od 0 do 1, pričom, čím je hodnota vyššia, tým menej opatrení sa na území nachádza. My sme si zvolili hodnotu 0,9, lebo predpokladáme, že je dodržaná iba orba po vrstevnici a iné opatrenia nie sú.

Všetky vstupy sme si prehľadne dali do tabuľky. Priemernú ročnú stratu pôdy G sme vypočítali v Exceli a môžeme ju vidieť v Tab. 6. V tabuľke vidíme, koľko ton pôdy eroduje z jedného hektára územia za jeden rok pre nami zvolené dva scenáre. Ako sme spomínali, výsledok ovplyvňujú najmä topografické faktory – dĺžka a sklon svahu.

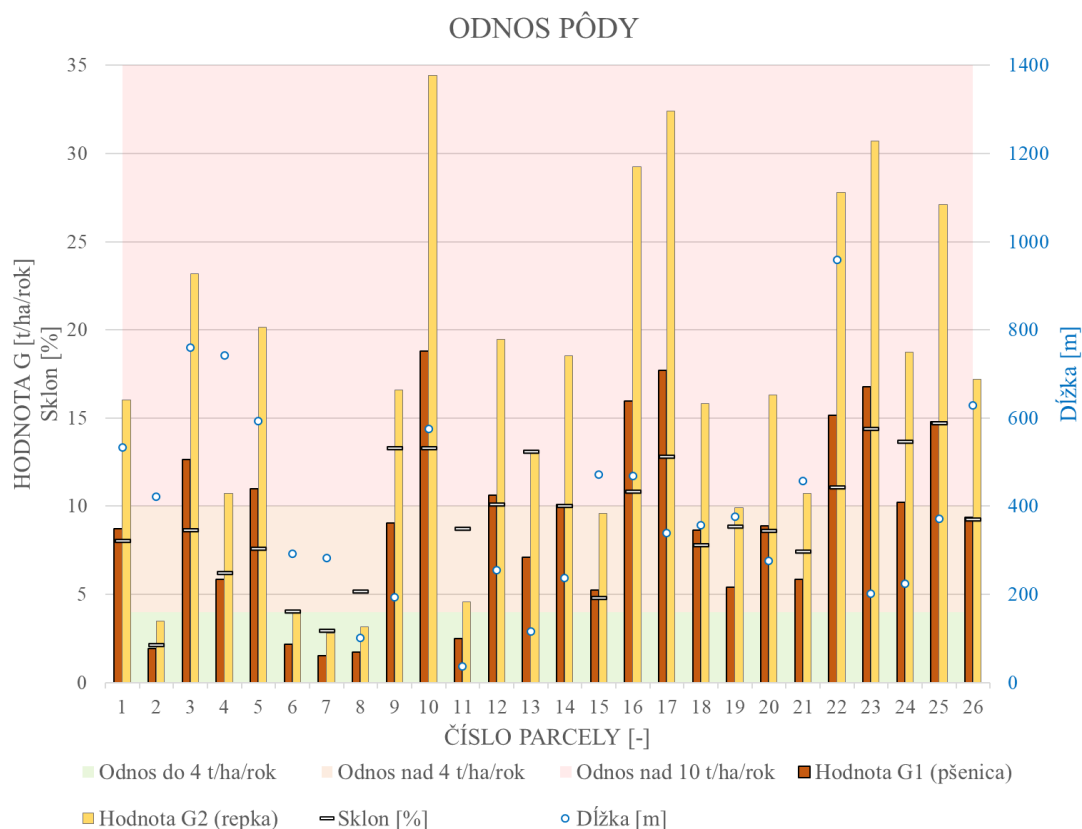
Tab. 6: Výpočet straty pôdy

ČP	VSTUPY			FAKTORY							VÝSLEDKY	
	A	L_D	s	R	K	L	S	C_1 pšenica	C_2 repka	P	G_1 pšenica	G_2 repka
	[ha]	[m]	[%]	[MJ.ha ⁻¹ . cm.h ⁻¹]	[t. ha ⁻¹ . rok ⁻¹]	[-]	[%]	[-]	[-]	[-]	[t.ha ⁻¹ . rok ⁻¹]	[t.ha ⁻¹ . rok ⁻¹]
1	17,23	533,62	8,04	62,5	0,31	4,91	0,85	0,12	0,22	0,9	8,74	16,02
2	4,12	421,74	2,12	62,5	0,34	4,37	0,19	0,12	0,22	0,9	1,91	3,50
3	16,64	759,86	8,63	62,5	0,34	5,86	0,94	0,12	0,22	0,9	12,65	23,20
4	16,99	741,32	6,22	62,5	0,25	5,79	0,60	0,12	0,22	0,9	5,85	10,73
5	18,91	593,63	7,61	62,5	0,40	5,18	0,79	0,12	0,22	0,9	11,00	20,16
6	14,86	292,35	4,02	62,5	0,25	3,63	0,35	0,12	0,22	0,9	2,16	3,97
7	4,98	282,59	2,94	62,5	0,25	3,57	0,25	0,12	0,22	0,9	1,54	2,81
8	2,77	101,69	5,18	62,5	0,25	2,14	0,47	0,12	0,22	0,9	1,72	3,15
9	2,31	192,83	13,30	62,5	0,25	2,95	1,82	0,12	0,22	0,9	9,06	16,61
10	21,77	575,80	13,30	62,5	0,30	5,10	1,82	0,12	0,22	0,9	18,78	34,43
11	0,61	36,70	8,72	62,5	0,30	1,29	0,96	0,12	0,22	0,9	2,49	4,57
12	13,45	254,92	10,10	62,5	0,39	3,39	1,19	0,12	0,22	0,9	10,61	19,44
13	2,63	115,16	13,09	62,5	0,26	2,28	1,77	0,12	0,22	0,9	7,10	13,02
14	7,67	236,84	10,03	62,5	0,39	3,27	1,17	0,12	0,22	0,9	10,12	18,55
15	6,31	471,45	4,79	62,5	0,39	4,62	0,43	0,12	0,22	0,9	5,24	9,61
16	20,86	469,31	10,82	62,5	0,39	4,61	1,32	0,12	0,22	0,9	15,96	29,26
17	11,35	339,22	12,82	62,5	0,39	3,92	1,72	0,12	0,22	0,9	17,68	32,42
18	9,58	357,31	7,81	62,5	0,39	4,02	0,82	0,12	0,22	0,9	8,63	15,82
19	14,34	375,98	8,83	62,5	0,20	4,12	0,97	0,12	0,22	0,9	5,42	9,93
20	11,36	275,69	8,58	62,5	0,40	3,53	0,93	0,12	0,22	0,9	8,89	16,30
22	50,56	958,81	11,07	62,5	0,25	6,58	1,36	0,12	0,22	0,9	15,15	27,78
23	2,95	201,16	14,37	62,5	0,40	3,01	2,06	0,12	0,22	0,9	16,76	30,72

ČP	A	L _D	s	R	K	L	S	C ₁ pšenica	C ₂ repka	P	G ₁ pšenica	G ₂ repka
	[ha]	[m]	[%]	[MJ.ha ⁻¹ . cm.h ⁻¹]	[t.ha ⁻¹ . rok ⁻¹]	[-]	[%]	[-]	[-]	[-]	[t.ha ⁻¹ . rok ⁻¹]	[t.ha ⁻¹ . rok ⁻¹]
24	3,24	225,01	13,66	62,5	0,25	3,19	1,90	0,12	0,22	0,9	10,22	18,73
25	10,26	372,25	14,70	62,5	0,25	4,10	2,14	0,12	0,22	0,9	14,79	27,11
26	13,55	628,73	9,26	62,5	0,25	5,33	1,04	0,12	0,22	0,9	9,38	17,20

Sumarizáciu výsledkov vidíme na Obr. 7, pričom je zrejmé, že odnos pôdy je omnoho väčší pri pestovaní repky ako pri pestovaní pšenice. V grafe sú vyznačené aj neprerušené dĺžky svahov a ich priemerný sklon. Vidíme teda, ktorý faktor viac ovplyvnil konkrétnu parcelu.

V pozadí grafu vidíme aj začlenenie do kategórií podľa množstva odnesenej pôdy. Zelená farba je pre profily, v ktorých je odnos pôdy do 4 ton/ha/rok. Toto je maximálna povolená strata pôdy a parcelám, ktoré túto hodnotu presahujú, by sa mala venovať väčšia pozornosť, keďže sú náchylnejšie na vznik erózie. Oranžová farba je pre interval od 4 do 10 ton/ha/rok a najhoršie dopadli parcely v červenom poli nad 10 ton/ha/rok.



Obr. 7: Porovnanie priemernej ročnej straty (odnosu) pôdy na 26 parcelách a to pre 2 plodiny (pšenica – červená farba a repka – žltá farba)

Podľa tejto analýzy vyšli naše parcely ako pomerne významne rizikové. Z 26 parciel je len 5 parciel ohrozených prípustnou formou erózie. Čím sa potvrdil aj náš výsledok hodnotenia kritického územia pre tvorbu sústredeného odtoku a následného vzniku eróznej činnosti a extrémneho povrchového odtoku.

13Závery

Cieľom tohto príspevku bolo otestovať metódu kritických bodov, ako možnosť identifikácie urbanizovaných území, ktoré sú potenciálne ohrozené sústredným povrchovým odtokom v dôsledku intenzívnych zrážok. Ide o multikriteriálnu analýzu, ktorú vyvinul český Výzkumný ústav vodohospodársky T. G. Masaryka. Metóda nie je založená na analýze konkrétnej udalosti, ale na základe charakteristík krajiny.

Ako pilotné územie boli vybrané tri obce v povodí rieky Rajčanka, kde zo základnej analýzy boli vybrané a posúdené zvolené kritické body. Tieto body (s prislúchajúcimi územiami) boli kategorizované vzhľadom na vznik povodní z prívalových zrážok. Následne sa pre zraniteľné územie na poľnohospodárskej pôde vypočítala a hodnotila potenciálna strata pôdy a vytýpovali svahy, kde je potreba upraviť manažment hospodárenia, aby sa predišlo k nežiaducej tvorbe sústredeného povrchového odtoku.

14Referencie

Metodický návod pro identifikaci KB. [online, prístupné dňa 25. 10. 2023]. Ministerstvo životního prostředí ČR. 2009. Dostupné na: https://www.povis.cz/mzp/KB_metodicky_navod_identifikace.pdf

Prevence a zmírňování následku přívalových povodní ve vztahu k působnosti obcí. [online prístupné dňa 03. 05. 2023]. Ministerstvo pro místní rozvoj ČR. 2015. Dostupné na: https://www.mmr.cz/getmedia/e32acf20-7f24-40ef-a114-869f5311a14d/Metodika_Prevence-a-zmirnovani-nasledku-privalovych-povodni-ve-vztahu-k-pusobnosti-obci_3.pdf

Lokalizácia kritických bodov v systéme protipovodňovej ochrany v pozemkových úpravách [elektronický zdroj] = Localization of critical points in the system of flood protection in land consolidation / Mária Leitmanová, Zlatica Muchová. -- mapy., tab.In: Krajinné inžinierstvo-trendy a perspektívy. -- 1 CD-ROM ([220] s.) . -- 978-80-552-0961-6 Krajinné inžinierstvo - trendy a perspektívy. -- Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2012. -- [5] s

WISCHMEIER, W. H., SMITH D. D. Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning. U. S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook. 1978.

MIŠKOVIČ, R. a kol.: Plán hospodárskeho a sociálneho rozvoja Združenia Rajecká dolina. [online, prístupné dňa 25. 10. 2023]. Združenia Rajecká dolina. Dostupné na: <https://www.zilinskazupa.sk/files/odbory/doprava/2015/databaza-phsr/horne-povazie/zilina/strategia-rozvoja-zdruzenia-rajecka-dolina-turie.pdf>

ONDERKA, M., PECHO, J. 2019. Update of the erosive rain factor in Slovakia using data from the period 1961–2009. In Contributions to Geophysics and Geodesy, vol. 49, no.3, pp. 355-371. DOI: <https://doi.org/10.2478/congeo-2019-0018>

ZEMAN, M.: Staré mapové diela na Slovensku a ich publikovanie na internete. [online], Banská Bystrica, Slovenská agentúra životného prostredia, „Kartografické listy“, 2012, s. 55-61.

Dezinfekcia odpadových vôd UV žiarením so zreteľom na opätovné využitie v poľnohospodárstve

Filip Takács, Dóra Varjúová

1 Anotácia

Opätovné využívanie komunálnych odpadových vôd nadobúda čoraz väčší význam aj kvôli meniacej sa klíme v európskom regióne. Aj preto sa zaviedla legislatíva EÚ týkajúca sa opätovného využitia odpadovej vody v poľnohospodárstve. Potrebne kvalitatívne parametre takejto vody sa musia zabezpečiť dostatočným dočistením odpadovej vody. V práci sa rozoberá najmä problematika prítomnosti mikroorganizmov v odpadovej vode.

Kľúčové slová: dezinfekcia, UV žiarenie, EÚ legislatíva, opätovné využitie odpadovej vody.

2 Annotation

The reuse of municipal wastewater is gaining increasing importance, especially due to the changing climate in the European region. This is why EU legislation regarding wastewater reuse in agriculture has been introduced. The necessary quality parameters of such water must be ensured through adequate wastewater treatment. The paper primarily discusses the issue of the presence of microorganisms in wastewater.

Keywords: disinfection, UV radiation, EU legislation, wastewater reuse.

3 Abstrakt

V súčasnosti sa mnoho krajín a oblastí na celom svete stretáva s nedostatkom pitnej a poľnohospodárskej vody. Tento nedostatok je výsledkom nerovnomerného rozloženia atmosférických zrážok počas roka a dlhotrvajúceho sucha. V prípade Slovenska, vďaka jeho geografickej polohe a dostatku vodných zdrojov, nie je akútny nedostatok pitnej vody problémom. Avšak v posledných rokoch, najmä v roku 2022, sme zažili nadpriemerne suché a teplé obdobia. Problém nedostatku poľnohospodárskej vody sa však teraz rieši v rámci Európskej únie na základe nariadenia Európskeho parlamentu a Rady z roku 2020. Toto nariadenie stanovuje minimálne požiadavky na opätovné využitie vody a obsahuje klasifikáciu kategórií regenerovanej vody, ich potenciálne využitie, normy kvality a frekvenciu monitorovania kvality. Pred prijatím tohto právneho predpisu existovali len miestne legislatívne požiadavky týkajúce sa kvality opätovne využívaných odpadových vôd v jednotlivých krajinách EÚ. Jednotné normy kvality na úrovni EÚ priniesli potrebnú jednoznačnosť v legislatíve týkajúcej sa opätovného využívania odpadových vôd. Opätovné využitie odpadových vôd sa teda javí ako možná alternatíva k tradičným metódam zavlažovania. Avšak komunálne odpadové vody môžu obsahovať patogénne mikroorganizmy, ktoré by mohli v prípade zavlažovania poľnohospodárskych plôch spôsobiť zdravotné problémy u spotrebiteľov.

Najrozšírenejšou metódou dezinfekcie vo svete je chlorácia, ale dezinfekcia UV žiarením sa javí ako prijateľná alternatíva. Dezinfekcia UV žiarením má výhodu v tom, že nevytvára nežiaduce vedľajšie produkty a nepotrebuje žiadne chemikálie.

Množstvo baktérií *E. coli* spĺňajú limitné hodnoty nariadenia po dostatočnej dezinfekcii. Poľnohospodárske využitie regenerovanej odpadovej vody sa javí ako efektívne najmä v období nedostatku závlahovej vody.

4 Abstract

Currently, many countries and regions around the world are facing a shortage of drinking and agricultural water. This shortage is the result of uneven distribution of rainfall throughout the year and prolonged droughts. In the case of Slovakia, thanks to its geographical location and abundant water resources, the shortage of drinking water is not a problem. However, in recent years, especially in 2022, we have experienced above-average dry and warm periods. The issue of agricultural water shortage is now being addressed within the European Union based on the 2020 regulation of the European Parliament and the Council.

This regulation establishes minimum requirements for water reuse and includes the classification of categories of reclaimed water, their potential uses, quality standards, and monitoring frequency. Before the adoption of this legal framework, only local legislative requirements regarding the quality of reused wastewater existed in individual EU countries. Unified quality standards at the EU level have brought the necessary clarity to legislation concerning wastewater reuse. Reusing wastewater appears as a potential alternative to traditional irrigation methods. However, municipal wastewater may contain pathogenic microorganisms, which could pose health problems for consumers when used for agricultural irrigation.

The most common method of disinfection worldwide is chlorination, but UV disinfection appears as an acceptable alternative. UV disinfection has the advantage of not producing undesirable by-products and does not require any chemicals. The amount of *E. coli* bacteria complies with the regulation's limit values after adequate disinfection. The agricultural use of reclaimed wastewater appears to be particularly effective during periods of water scarcity.

5 Úvod

Voda je základným predpokladom pre život na Zemi, taký, ako ho poznáme dnes. Je neodmysliteľnou súčasťou biosféry a tvorí približne 70 % hmotnosti ľudského tela. V prírode sa voda vyskytuje v troch rôznych skupenstvách: kvapalnom, plynnom a tuhom. Voda je zároveň nevyhnutná pre výživu fauny a flóry, aj preto lebo obsahuje v malých koncentráciách nutrienty - mikronutrienty a makronutrienty (Horáková a kol., 2003; Pitter, 2015).

Odpadová voda je taká voda, ktorá svojím využitím zmenila svoju kvalitu. Takúto vodu je preto potrebné často čistiť pred vypustením do životného prostredia respektíve do recipientu. Procesy použité na čistenie odpadovej vody sa líšia podľa chemického, biologického zloženia vody a fyzikálnych vlastností vody.

Komunálne odpadové vody predstavujú odpadové vody, ktoré sú odvádzané zo sídiel verejnou kanalizáciou. Tieto odpadové vody zahŕňajú kombináciu splaškových odpadových vôd, prípadne priemyselných odpadových vôd, dažďových vôd a ďalších odpadových vôd, ktoré sú produkované v rámci daného sídla. V mestách prevládajú zväčša splaškové odpadové vody v zložení komunálnych odpadových vôd. V prípade väčších priemyselných závodov v obci môžu výnimočne zohrávať významnú úlohu aj priemyselné odpadové vody (Drtíl, 2013).

Kvalita odpadových vôd vypúšťaných z čistiarní odpadových vôd podlieha regulácii zo strany štátu a predpisov Európskej únie. Súčasne platí legislatíva, ktorá obmedzuje použitie recyklovaných odpadových vôd na zavlažovanie, a vymedzuje maximálne povolené hodnoty kvalitatívnych parametrov pre rôzne formy využitia.

Na Slovensku platí pre vypúšťanie vyčistených odpadových vôd z čistiarní odpadových vôd platí imisno-emisný princíp. To znamená, že vypustená voda z ČOV musí spĺňať emisné limity, a zároveň musí imisná koncentrácia parametrov vody v recipiente po zmiešaní s vodou z ČOV spĺňať imisné limity z nariadenia vlády SR 269/2010 (Drtíl, 2013).

V prípade opätovného využitia vyčistených odpadových vôd na poľnohospodárske účely sa krajiny v Európskej únii riadia nariadením Európskeho parlamentu a Rady (EÚ) č. 2020/741 z 25. mája 2020 o minimálnych požiadavkách na opätovné využívanie vody. Toto nariadenie stanovuje požiadavky na kvalitu vyčistenej vody, frekvenciu monitorovania recyklovaných vôd a klasifikuje recyklovanú vodu podľa kvality do jednotlivých tried označených od A po D. Jeho cieľom je harmonizovať normy kvality recyklovaných vôd v celej EÚ, v reakcii na intenzívne suchá a

nedostatok vody v niektorých oblastiach únie. Tabuľka 1 uvádza triedy kvality recyklovaných vôd, kategórie plodín a metódy zavlažovania.

Jednotlivým triedam kvality recyklovaných vôd sú predpísané kvalitatívne požiadavky, ktoré boli zlúčené do tabuľky 2.

Najprísnejšie limity pre množstvo baktérií *E. coli* sa aplikujú na plodiny zavlažované vodou triedy kvality A, z dôvodu charakteru ich konzumácie. Zákal vody, nazývaný aj turbidita, je sledovaný iba pre plodiny, ktoré sú zavlažované vodou triedy kvality A. Jednotlivé sledované parametre podľa tabuľky 2 sa musia monitorovať. Najprísnejšie monitorovanie je dané pre regenerovanú vodu triedy kvality A vzhľadom na charakter jej využitia (Úradný vestník L 177/32, 2020).

Tabuľka 1: Kategorizácia plodín a ich metódy zavlažovania.

Minimálna trieda kvality regenerovanej vody	Kategória plodiny	Metóda zavlažovania
A	Všetky potravinové plodiny, ktoré sa konzumujú surové, ktorých jedlá časť je v priamom kontakte s regenerovanou vodou, a koreňové plodiny, ktoré sa konzumujú surové	Všetky metódy zavlažovania
B	Potravinové plodiny, ktoré sa konzumujú surové, pričom jedlá časť sa pestuje nad zemou a nie je v priamom kontakte s regenerovanou vodou, spracované potravinové plodiny a nepotravinové plodiny vrátane plodín používaných na kŕmenie zvierat na produkciu mlieka alebo mäsa	Všetky metódy zavlažovania
C	Potravinové plodiny, ktoré sa konzumujú surové, pričom jedlá časť sa pestuje nad zemou a nie je v priamom kontakte s regenerovanou vodou, spracované potravinové plodiny a nepotravinové plodiny vrátane plodín používaných na kŕmenie zvierat na produkciu mlieka alebo mäsa	Kvapkové zavlažovanie alebo iná metóda zavlažovania, pri ktorej nedochádza k priamemu kontaktu s jedlou časťou plodiny
D	Priemyselné, energetické a siate plodiny	Všetky metódy zavlažovania

Zdroj: Úradný vestník Európskej únie L177/51

Tabuľka 2: Požadované kvalitatívne parametre na jednotlivé triedy kvality regenerovanej vody.

Trieda kvality regenerovanej vody	Orientačný technologický cieľ	Požiadavky na kvalitu				
		<i>E. coli</i> [·/100 ml]	BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	TSS [mg·l ⁻¹]	Turbidita [NTU]	Iné
A	Sekundárne čistenie, filtrácia a dezinfekcia	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	<i>Legionella</i> spp.: < 1 000 JTK/l, ak hrozí riziko aerosolizácie Črevné nematódy (vajíčka helmintov): ≤ 1 vajíčko/l pri zavlážovaní pastvín alebo krmovín
B	Sekundárne čistenie a dezinfekcia	≤ 100	Podľa smernice	Podľa smernice	-	
C	Sekundárne čistenie a dezinfekcia	≤ 1 000	91/271/EHS (príloha I, tabuľka 1)	91/271/EHS (príloha I, tabuľka 1)	-	
D	Sekundárne čistenie a dezinfekcia	≤ 10 000			-	

Zdroj: Úradný vestník Európskej únie L177/51

Najprísnejšie limity pre množstvo baktérií *E. coli* sa aplikujú na plodiny zavlažované vodou triedy kvality A, z dôvodu charakteru ich konzumácie. Zákal vody, nazývaný aj turbidita, je sledovaný iba pre plodiny, ktoré sú zavlažované vodou triedy kvality A. Jednotlivé sledované parametre podľa tabuľky 2 sa musia monitorovať. Najprísnejšie monitorovanie je dané pre regenerovanú vodu triedy kvality A vzhľadom na charakter jej využitia.

V Izraeli sa až 90 % odpadových vôd opätovne využíva. Zaujímavosťou je, že všetka voda v Izraeli, či už ide o povrchovú, podzemnú, alebo dokonca odpadovú vodu, patrí štátu. Toto vlastníctvo umožňuje efektívne riadiť a kontrolovať využitie vody. Recyklovaná odpadová voda sa hlavne využíva na poľnohospodárske účely, a to v objeme približne 473 miliónov kubických metrov. Možnosť takéhoto využitia je podporená tým, že Izrael nie je príliš veľkou krajinou, a preto je možné pomerne jednoducho transportovať vyčistenú odpadovú vodu na poľnohospodárske pozemky. Rozloha Izraela je 21 000 km², čo predstavuje menej než polovicu rozlohy Slovenska (Simpson, 2018).

Zem má veľké množstvo vody, ale len malý podiel je vhodný na pitie. Mikrobiálne znečistenie vody je globálnym problémom, najmä v oblastiach, kde nie je dostatok investícií do úpravy vody na pitie. To má negatívny vplyv na obyvateľstvo, najmä na rizikové skupiny, ako sú deti a starší ľudia. Dôraz by mal byť kladený na dezinfekciu vody, čo zahŕňa odstraňovanie mikrobiálneho znečistenia. Tento problém sa týka aj komunálnej odpadovej vody, ktorá môže ovplyvniť ekosystém, a opätovné využitie tejto vody by malo byť dôkladne kontrolované, aby sa predišlo kontaminácii potravinového reťazca. Existuje niekoľko metód dezinfekcie, vrátane chlorácie, ozonizácie, dezinfekcie UV žiarením a tepelnej dezinfekcie, pričom každá z nich má svoje výhody a obmedzenia (Liberti, 2002; Pandit, 2017).

Fyzikálne metódy dezinfekcie majú výhodu oproti chemickým metódam, pretože neprodujú potenciálne toxické vedľajšie produkty a neovplyvňujú chuť a pach upravovanej vody. Tým, že nepotrebujú chemické činidlá a nie je potrebné ich skladovať, sa fyzikálna dezinfekcia považuje za čistejšiu a ekologickejšiu alternatívu. Fyzikálne metódy zahŕňajú dezinfekciu UV žiarením, slnečné žiarenie, teplo, filtráciu, destiláciu a iné (Pandit, 2017; Puškáčová, 2021).

Na dezinfekciu vyčistených odpadových vôd z komunálnych čistiarní odpadových vôd sa niekedy využíva UV svetlo. Dva hlavné faktory, ktoré ovplyvňujú dezinfekciu UV žiarením, sú transmitancia UV žiarenia a prítomnosť nerozpustených látok. Transmitancia vyjadruje stratu energie absorpciou prostredia a pri vyčistených odpadových vodách obvykle dosahuje hodnoty približne 60 až 70 percent. Prítomnosť nerozpustených látok má tiež vplyv na účinnosť dezinfekcie UV žiarením, najmä kvôli rozptylu žiarenia, štiteniu mikroorganizmov a oklúzii mikroorganizmov do nerozpustených látok (Masschelein, 2002; Nguyen, 2019).

Rozlíšenie rastu preživších baktérií po dezinfekcii a fotoreaktiváciu mikroorganizmov v dezinfikovanej vode predstavuje výzvu. Avšak vieme, že určité baktérie, ako napríklad fekálne koliformné baktérie, *Streptococcus faecalis*, *Streptomyces*, *Aerobacter*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Penicillium* a *Neurospora*, sú schopné fotoreaktivácie. Na druhej strane, niektoré mikroorganizmy, ako *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringens*, *Bacillus subtilis* a *Micrococcus radiodurans*, nie sú schopné fotoreaktivácie (Liberti, 2002; Masschelein, 2002).

Najlepší germicídny účinok sa dosahuje s UVC žiarením v rozsahu vlnových dĺžok od 245 do 285 nm. UV žiarenie je vytvorené pomocou UV žiarivcov, ktoré fungujú na báze elektrónových prúdov prechádzajúcich cez ionizované výpary ortuti. Mechanizmus inaktivácie baktérií UV žiarením spočíva v poškodení ich nukleových kyselín. DNA a RNA sú nositeľmi genetických informácií, a ich poškodenie bráni reprodukcii mikroorganizmov a môže ovplyvniť aj ich iné funkcie, ako je syntéza bielkovín. UV žiarenie spôsobuje dimerizáciu pyrimidínových molekúl v DNA, čím sa naruší jej štruktúra. Väčšina baktérií a vírusov je inaktivovaná už pri nízkej dávke UV žiarenia, približne 2 až 6 $\text{mW}\cdot\text{s}\cdot\text{cm}^{-2}$, ale protické oocysty *Giardia* a *Cryptosporidium* sú odolnejšie voči UV žiareniu. Na redukciu koncentrácie *Giardia muris* na desatinu je potrebná dávka žiarenia 82 $\text{mW}\cdot\text{s}\cdot\text{cm}^{-2}$, a na sto až tisíc násobné zníženie populácie *Cryptosporidium* sú potrebné tisíce $\text{mW}\cdot\text{s}\cdot\text{cm}^{-2}$ (Masschelein, 2002; Pandit, 2017).

V praxi sa pri dezinfekcii odpadových vôd UV žiarením často používajú nízko a stredne tlakové žiarivce. Všeobecne je odporúčané vytvoriť laboratórny model na stanovenie potrebnej dávky žiarenia na dezinfekciu pred inštaláciou UV dezinfekcie v konkrétnom systéme. Zvyčajne sa očakáva potreba 1000 až 1700 $\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$ pre odtok zo sekundárneho stupňa čistenia a približne 3000 $\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$ pre nitrifikovaný odtok (Masschelein, 2002; Pandit, 2017).

6 Metodika práce

Testované vzorky odpadovej vody pochádzali z odtoku ČOV Devínska Nová Ves. Odoberaná voda bola spracovaná a analyzovaná v deň odberu.

6.1 CHSK_{Cr}

CHSK sa stanovovala pomocou Hach LCK 1414 setov. Rozsah setov je 5-60 $\text{mg}_{\text{CHSK}}\cdot\text{l}^{-1}$ a fungujú na báze spektrofotometrickej analýzy poklesu žltého sfarbenia Cr^{6+} iónov.

6.2 N-NH_4

Amoniakálny dusík sme stanovili pomocou Hach setu LCK 304. Princíp stanovenia je vznik indofenolovej modrej reakciou iónov chlórnanu a salicylátu za prítomnosti nitroprusidu sodného ako katalyzátora pri pH 12,6. Interferujúce látky sú najmä chloridy, sírany a kationy alkalických kovov a kovov alkalických zemín. Rozsah stanovenia je 0,015 až 2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ amoniakálneho dusíku.

6.3 N-NO_3

Dusičnanový dusík sme stanovili pomocou Hach setu LCK 339. Princíp stanovenia je reakcia dusičnanových iónov v roztoku obsahujúcom kyselinu sírovú a fosforečnú s 2,6-dimetylphenolom za vzniku 4-nitro-2,6-dimetylphenolu. Rozsah merania je 0,23 až 13,5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ dusičnanového dusíku.

6.4 N_{celk}

Celkový dusík sme stanovili Hach setmi LCK 138. Princíp stanovenia je oxidácia anorganického aj organického dusíku na dusičnany a následná reakcia dusičnanových iónov s 2,6-dimetylphenolom v roztoku kyseliny sírovej a fosforečnej pri tvorbe nitrophenolu. Rozsah merania je 1 až 16 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ celkového dusíku.

6.5 Ortofosforečnany

Na stanovenie ortofosforečnanového fosforu, teda P-PO_4 , sme použili Hach set LCK 349. Princíp stanovenia je reakcia fosforečnanových iónov s molybdénanom a antimónom v kyslom

roztoku za vzniku komplexu, ktorý je následne redukovaný kyselinou askorbovou na molybdénovú modrú. Rozsah merania je 0,05 až 1,5 mg·l⁻¹ fosforečnanového fosforu.

6.6 pH

Meranie pH sme uskutočňovali pH sondou Hach PHC 101 pripojenou na Hach HQ40D multimeter.

6.7 NL

Stanovenie nerozpustených látok vo vzorke sa realizovalo gravimetricky. Filtráciou sa na filtračnom papieri (Synpor, veľkosť pórov 0,45 µm) zachytia nerozpustené látky z definovaného objemu vzorky a kvapalný zvyšok prejde cez filter. Suchý filtračný papier sa odváži pred filtráciou a po filtrácii a sušení pri 105°C. Rozdiel hmotnosti predstavujú na filtri zachytené nerozpustené látky.

6.8 Zákal

Zákal sme merali dvoma spôsobmi, a to turbidimetricky a aj nefelometricky. Turbidimetrické meranie je založené na porovnaní zákalu vzorky a štandardnej formazínovej suspenzie spektrofotometrom pri vlnovej dĺžke 860 nm. Nefelometrické meranie spočíva v meraní turbidimetrom.

6.9 Mikrobiológia

Mikrobiálny charakter odpadovej vody pred a po dezinfekcii UV lampou pri rôznych trvaniach dezinfekcie sme stanovili kultivačnou metódou. Baktérie boli kultivované pomocou selektívnych a neselektívnych živných médií. Začiatočná vzorka odpadovej vody pred koaguláciou a dezinfekciou bola asepticky dávkovaná v objeme 0,1 ml na povrch stuhnutých kultivačných médií (CCA, SBA, GTK). Dezinfikovaná odpadová voda bola filtrovaná v objemoch 10 až 30 ml, pomocou vákuovo/tlakovej pumpy cez membránu GN-6 Metriceľ s veľkosťou pórov 0,45 µm. Koncentrát zachytený na filtračnej membráne bol za aseptických podmienok aplikovaný na stuhnuté kultivačné médiá (CCA, SBA). V prípade detekcie celkových aeróbných baktérií vo vzorke dezinfikovanej vody bol asepticky dávkovaný objem 0,1 ml na povrch stuhnutého kultivačného média a objem 1 ml zaliaty ochladeným kultivačným médiom GTK. Stanovenie koliformných baktérií bolo uskutočnené pomocou selektívneho agaru *Chromocult Coliform*, ktorý zabezpečil farebné odlíšenie bakteriálnych kolónií *Escherichia coli* (modro-fialové sfarbenie) od ostatných koliformných baktérií (ružové sfarbenie). Koliformné baktérie a *E. coli* boli kultivované v termostate pri 37°C, počas 24 hodín, za aeróbných podmienok. Celkové aeróbne baktérie boli stanovené na neselektívnom glukóza-tryptón-kvasničnom extrakt agare. Celkové aeróbne baktérie boli kultivované v termostate pri teplote 30°C, 72 hodín, za aeróbných podmienok.

6.10 Koagulácia

Odtokovú vodu z ČOV sme vždy pred dezinfekciou ešte koagulovali. Koagulačné činidlo bol 42 % síran železitý. Dávka koagulačného činidla bola 0,1 ml na 300 ml vzorky. Koagulácia prebiehala v dvoch fázach. V prvej - perikinetickej fáze sme 900 ml vzorky v kadičke miešali pri rýchlych otáčkach 200 rpm. Počas rýchleho miešania sme pridali 0,3 ml koagulačného činidla a počkali jednu minútu. Následne sme prešli do ortokinetickej fázy a znížili sme otáčky miešania na 15 rpm. Ortokinetická fáza trvala 15 minút. Na záver sme skoagulovanú vodu nechali sedimentovať približne 10 minút a odobrali sme z hladiny vyčírenú vodu ochudobnenú o kal. Takto koagulovaná voda šla následne do reaktora dezinfekcie.

6.11 Dezinfekcia

Dezinfekcia prebiehala v našom laboratórnom reaktore. Reaktor bol dutý kváder so základňou s rozmermi 55x28 centimetrov. V strede reaktora bola prepážka na usmernenie toku v reaktore. UV lampa bola situovaná nad hladinou bez kontaktu s vodou. Spínačom sa zapínala a vypínala UV lampa. Vsádzkové merania prebiehali tak, že sme naliali požadovaný objem koagulovanej vzorky do reaktora a zakryli sme reaktor vekom. Naraz sme spustili stopky a UV lampu. Po žiadanej dobe UV dezinfekcie

sme súčasne zastavili stopky a UV lampu. Vzorku z reaktora sme rozliali do jednotlivých skúmaviek na ďalšie stanovenia. Pri prietokovom systéme sme najprv spustili čerpadlo s nastaveným prietokom, ktoré prehŕňalo koagulovanú vzorku cez reaktor. Po ustálení prietoku sme spustili UV žiarenie. Po ukončení dezinfekcie sme odobrali vzorku z odtoku reaktora na ďalšie analýzy.

7 Výsledky

Dezinfekciu sme robili v laboratórnom reaktore s UV žiaričom. UV lampy sme použili dve, najprv 36 wattovú a následne 18 wattovú. Kinetické modely sme robili pre 36 W lampu.

Pre merania s 36 W a aj 18 W lampou sme menili výšku hladiny a dobu dezinfekcie (ožiarenia). Následne sme regresiou zistili parametre nášho predpokladaného modelu opisujúceho kinetiku UV dezinfekcie v laboratórnom zariadení. Ako model je navrhovaná exponenciálna rovnica:

$$S = e^{-k \cdot t}$$

Pričom frakcia živých organizmov je definovaná ako podiel preživších mikroorganizmov v čase t (N_t) a množstva mikroorganizmov práve pred začiatkom dezinfekcie N_0 a je označená ako premenná S :

$$k = f(I_R)$$

$$S = \frac{N_t}{N_0} = 1 - \mu$$

Pričom μ je účinnosť dezinfekcie, S je frakcia živých mikroorganizmov (*survival rate*), t je čas ožiarovania a k je koeficient, ktorý je funkciou intenzity ožiarovania (*irradiance*). Intenzita ožiarovania I_R je hodnota s jednotkou $W \cdot m^{-2}$ závislá od výkonu UV lampy a povrchu dezinfikovanej vzorky.

Pre jednotlivé hladiny a lampu 36 W sme dostali predpis funkcie vid' tabuľka 1.

Tabuľka 1: Predpis kinetických rovníc pre jednotlivé hladiny v dezinfekčnom reaktore.

Hladina	MO	Predpis	Bodový odhad k	R^2_{adj} [%]
1 cm	EC	$e^{-0,231995 \cdot t}$	0,231995	99,9289
	KFB	$e^{-0,262678 \cdot t}$	0,262678	99,6527
	EC	$e^{-0,333551 \cdot t}$	0,333551	99,9941
	KFB	$e^{-0,382009 \cdot t}$	0,382009	99,9982
2 cm	EC	$e^{-0,146015 \cdot t}$	0,146015	99,9232
	KFB	$e^{-0,160897 \cdot t}$	0,160897	99,8792
3 cm	EC	$e^{-0,0860704 \cdot t}$	0,0860704	99,4479
	KFB	$e^{-0,105118 \cdot t}$	0,105118	98,4678
5 cm	EC	$e^{-0,110374 \cdot t}$	0,110374	89,2143
	KFB	$e^{-0,0593573 \cdot t}$	0,0593573	79,8505

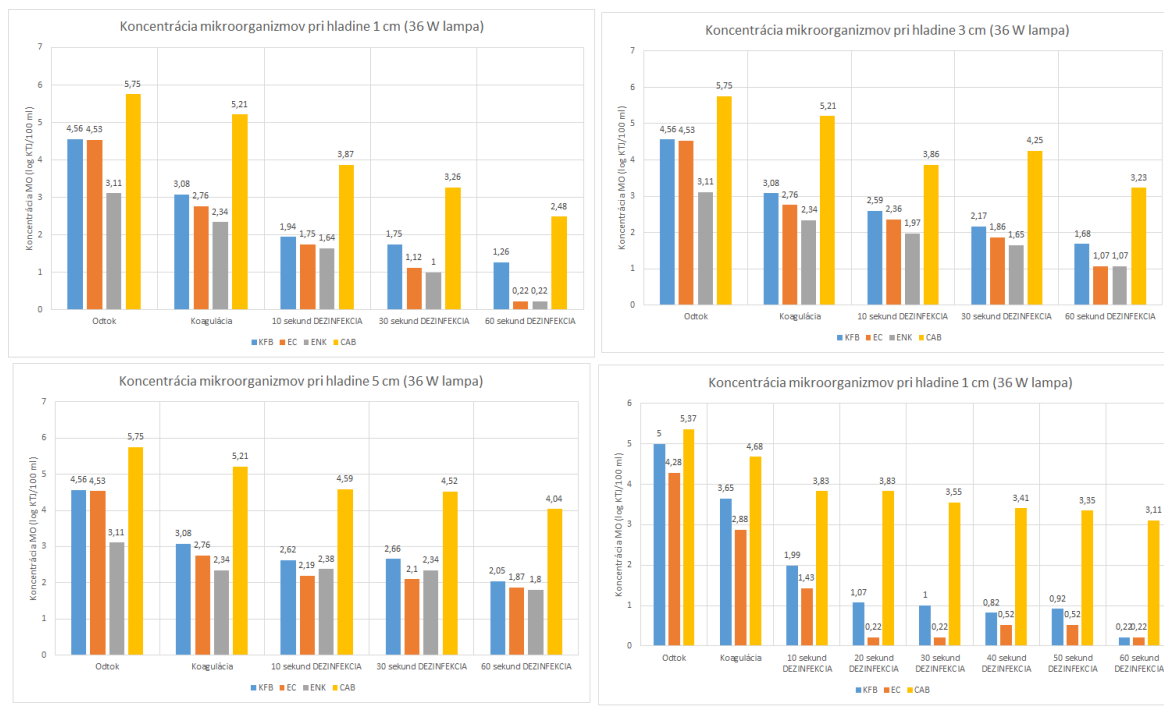
Následne sme z kinetických rovníc vypočítali potrebnú dobu dezinfekcie a dávku UV žiarenia na dosiahnutie jednotlivých limitov stanovených v nariadení EU 2020/741. Vypočítané doby dezinfekcie a dávky UV žiarenia sú uvedené v tabuľke 2:

Tabuľka 2: Požadovaná trieda kvality regenerovanej vody a potrebná doba dezinfekcie.

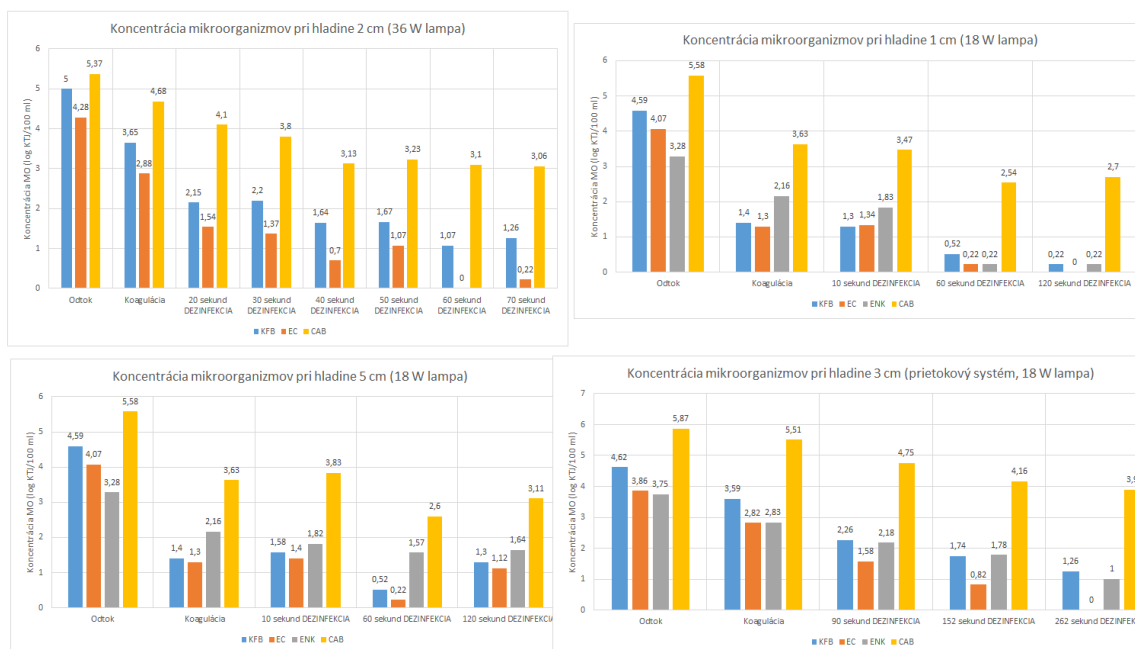
Trieda kvality	Hladina [cm]	Čas dezinfekcie [s]	Dávka UV [mJ/cm ²]
A	1	17,5	409
		12,9	302
	2	29,6	692
	3	47,2	1103
	5	36,8	860
B	1	7,6	178
		6,0	140
	2	13,8	323
	3	20,4	477
	5	15,9	372
C	1	0	0
	2	0	0
	3	0	0
	5	0	0
D	1	0	0
	2	0	0
	3	0	0
	5	0	0

Na dosiahnutie kvality regenerovanej vody triedy A je potrebné aby dezinfekcia UV žiarením 36 W lampou trvala pri výške hladiny 1 cm aspoň 17,5 sekúnd, teda aby dávka UV žiarenia bola aspoň 409 mJ/cm². Pre hladinu 5 cm bola potrebná doba dezinfekcie aspoň 36,8 sekúnd čo zodpovedá dávke UV žiarenia 860 mJ/cm². Menej prísne požiadavky na triedu kvality B sú splnené pri hladine 1 cm za 7,6 sekúnd, teda dávka UV žiarenia 178 mJ/cm². Pre hladinu 5 cm bola potrebná dávka UV žiarenia 372 mJ/cm², čo zodpovedá 15,9 sekundám dezinfekcie. Triedy kvality C a D boli splnené už po koagulácii, takže nebol potrebný krok následnej UV dezinfekcie.

Na obrázkoch 1 a 2 pozorujeme zmenu koncentrácie baktérií *E. coli*, koliformných baktérií, enterokokov a celkových aeróbných baktérií v procese koagulácie a po dezinfekcii v rôznych časoch.



Obrázok 1: Zmena koncentrácie mikroorganizmov v priebehu dezinfekcie pre rôzne výšky hladiny.



Obrázok 2: Zmena koncentrácie mikroorganizmov v priebehu dezinfekcie pre rôzne výšky hladiny.

8 Záver

Hlavným cieľom bolo určenie, či koaguláciou a dezinfekciou dočistená odpadová voda spĺňa mikrobiologické limitné kvalitatívne požiadavky nariadenia EÚ 2020/741. Kinetické rovnice pre dezinfekciu sme odvodili regresiou na exponenciálny matematický model. Z týchto rovníc sme následne vypočítali potrebnú dobu dezinfekcie. Ukázalo sa, že voda spĺňa mikrobiologické limity triedy kvality A pre UV lampu s výkonom 36 W po približne 47 sekundách pre všetky výšky hladiny, čo zodpovedá dávke UV žiarenia 1100 mJ/cm². Limity triedy kvality B boli splnené pre všetky hladiny po približne 20 sekundách čo zodpovedá dávke UV žiarenia 470 mJ/cm². Limity triedy kvality C a D spĺňala odpadová voda aj bez aplikácie UV dezinfekcie, teda len po koagulácii.

Opätovné využitie regenerovanej odpadovej vody sa javí ako vhodná alternatíva pre roľníkov najmä v čase sucha alebo inak spôsobeného nedostatku závlahovej vody. Vzhľadom na aktualitu problematiky nedostatku vody by sa mohla zrealizovať aj plnohodnotná prevádzka dezinfekčnej stanice na dočistenie odpadovej vody z čistiarne odpadových vôd v regióne s rozvinutým poľnohospodárstvom.

9 Referencie

- DRTIL, M. – HUTŇAN, M. 2013. Technologický projekt. 1. vyd. Bratislava: Slovenská chemická knižnica FCHPT STU v Bratislave, 2013. ISBN 978-80-89597-11-6.
- HORÁKOVÁ, M. a kol. 2003. Analytika vody. VŠCHT Praha, 2003, 2. vyd. ISBN 978-80-7080-520-6.
- LIBERTI, L. – NOTARNICOLA, M. – PETRUZZELLI, D. 2002. Advanced treatment and disinfection for municipal wastewater reuse in agriculture.-UV disinfection: parasite removal and by-product formation. Polytechnic University of Bari, Desination, 2002. vol. 152, p. 315-324. ISSN 0011-9164
- MASSCHELEIN, W.J. – RICE, R.G. 2002. Ultraviolet Light in Water and Wastewater Sanitation. CRC press, Taylor & Francis Group, 2002. ISBN 978-1-138-56288-2.
- NARIADENIE VLÁDY SR 269/2010. Nariadenie Vlády Slovenskej republiky z 25. mája 2010 ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd. Zbierka zákonov č. 269/2010, s. 2186 – 2288.
- NGUYEN, T.M.H. – SUWAN, P. – KOOTTATEP, T. a i. 2019. Application of a novel, continuous-feeding ultraviolet light emitting diode (UV-LED) system to disinfect domestic wastewater for discharge or agricultural reuse. Water Research, 2019. vol. 153, p. 53-62. ISSN 0043-1354
- PANDIT, A.B. – JYOTI, K.K. 2017. Drinking water disinfection techniques. CRC press, Taylor & Francis Group, 2017. ISBN 978-1-138-07387-6.
- PITTER, P. 2015. Hydrochemie. 5. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2015. ISBN 978-80-7080-928-0.

PUŠKÁČOVÁ, A. a i. 2021. Disinfection of effluents from municipal WWTPs for their reuse. Vodní Hospodářství, 9/2021. roč. 71, s. 2-6. ISSN 1211-0760

SIMPSON, K. 2018. What the world can learn from Israel's water reuse programs, internetový článok, Northwestern Medill, [online]. 2018, [cit. 2023-04-28]. Dostupné na internete: <https://news.medill.northwestern.edu/chicago/what-the-world-can-learn-from-israels-water-reuse-programs/>

ÚRADNÝ VESTNÍK L 177/32. Nariadenie Európskeho Parlamentu a Rady (EÚ) 2020/741 z 25. mája 2020 o minimálnych požiadavkách na opätovné využívanie vody. ISSN 1977-0790

Analýza odtoku dvou vybraných povodí na ostrově Jamese Rosse, Antarktický poloostrov

Kateřina Vacková

Anotace

Příspěvek vychází z bakalářské práce s názvem Charakter odtoku v polárních oblastech a analýza odtoku dvou vybraných povodí na ostrově Jamese Rosse, Antarktický poloostrov. Tato práce si klade za cíl vytvořit analýzu odtoku ze dvou vybraných povodí na ostrově Jamese Rosse, na kterém se nachází Mendelova polární stanice. Analýza odtoku byla zaměřena na rozdíly mezi částečně zaledněným povodím Triangular a již odledněným povodím Bohemian v období polárního léta roku 2018.

Klíčová slova: Polární oblasti, Antarktický poloostrov, ostrov Jamese Rosse, odtok, ledovec, sněhová pokrývka

Annotation

The paper is based on a bachelor's thesis entitled Runoff formation in polar areas and runoff analysis in two selected catchments in the James Ross Island, Antarctic Peninsula. This thesis aims to provide an analysis of runoff from two selected catchments on James Ross Island, where the Czech polar station is located. The runoff analysis focuses on the differences between the glaciated Triangular catchment and the already glacier-free Bohemian catchment during the 2018 austral summer.

Key words: Polar areas, Antarctic Peninsula, James Ross Island, runoff, glacier, snow cover

Abstract

Polar regions are highly sensitive to current air temperature changes. In comparison to other areas around the world, they experience the most significant changes in measured air temperature. The global average increase in air temperature between 2000 and 2020 was 0.48 °C. However, in high latitude areas, the temperature increase during this period was significantly larger. For instance, in Antarctica, where the most substantial increase in air temperature occurred between these years, the temperature increased by 2.88 °C. These air temperature changes have a significant impact on runoff due to alterations in the quantity and extent of snow cover, glaciers, and permafrost, which are the primary components of runoff in high latitude regions. Concurrently, warming is causing a shift from solid (snow) to liquid (rain) precipitation and changing its annual total and spatial distribution. The reduction in snow and ice coverage significantly influences the Earth's surface energy balance, as it diminishes albedo, resulting in further warming of the Earth's surface. Consequently, changes in the extent of snow and ice coverage lead to major positive feedback in the climate cycle. These alterations are also evident in changes in runoff from these areas, which undergo substantial modifications, particularly in areas no longer covered by ice. Moreover, the mechanism of runoff generation in polar regions differs significantly from what we are familiar with in temperate climate zones. These differences must also be considered in the structure of hydrological models, which can be used to simulate individual runoff components and predict future changes. In this study, meteorological and hydrological data measured during the polar summer of 2018 on James Ross Island were analysed. Meteorological data were obtained from eight automatic weather stations on James Ross Island, and

hydrological data were measured at seven catchments. In this paper, the analysis focused on two selected catchments, the partially glaciated Triangular catchment, and the Bohemian catchment, which is no longer influence by glaciers. Through correlation and regression analyses, the influence of various meteorological elements on discharge values was analysed. The analyses conducted revealed the highest dependency of discharge on air temperature in the Bohemian basin, with a Spearman correlation coefficient value of 0.77. An attempt was made to determine the delayed response of discharge increase to temperature rise through cross-correlation analysis. Unfortunately, it was not possible to determine the delay between maximum discharge and maximum temperature from this dataset.

1 Úvod

Vzhledem k probíhajícím klimatickým změnám patří polární oblasti mezi nejcitlivější oblasti na Zemi. Jedním z nejvýznamnějších důsledků současných klimatických změn jsou velmi rychlé změny v kryosféře. Na mnoha místech na Zemi dochází k úbytku sněhové pokrývky a ke zmenšení jejího prostorového rozložení, zároveň dochází k tání ledovců, redukcím mořského ledu nebo k tání permafrostu (Kavan et al., 2017). Díky oteplování dochází také k přeměně srážek z tuhých (sněhových) na kapalné (dešťové). V polárních oblastech se zvyšuje jejich roční úhrn a mění se jejich prostorové rozložení (MacDonald et al., 2012). Narůstající teplota vzduchu a přeměna na dešťové srážky vede ke zmenšování rozlohy se sněhovou pokrývkou. Díky těmto faktorům dochází ke zkrácení sněhové sezóny a snížení zásobní kapacity ledovců, což vede ke změnám sezónního odtoku. Očekává se, že zkrácení sněhové sezóny povede k rychlému odtoku z území a k nedostatečnému množství zásob podzemní vody (Huntington and Niswonger, 2012). Přestože se přesné dopady na délku sněhové sezóny liší, lze odhadnout, že při průměrném zvýšení teploty vzduchu o 3 °C se sněhová sezóna může zkrátit přibližně o měsíc (Seibert et al., 2021).

Předpokládá se, že zaledněné oblasti budou nadále ubývat a je pravděpodobné, že se v důsledku změny klimatu oblasti bez ledu rozšíří po celé Antarktidě (Sroková and Nývlt, 2021). Průměrná roční teplota vzduchu se na Antarktickém poloostrově od 50. let 20. století zvýšila o 1,5 °C (Kavan et al., 2017) a očekává se, že letní teploty vzduchu ve vysokých zeměpisných šířkách vzrostou do roku 2100 až o 5 °C (Koenigk et al., 2013). Přestože se tyto výrazné změny odehrávají pro nás ve velmi vzdálených oblastech, silně ovlivňují klima celé planety. Bílý povrch ledovců a zasněžených oblastí má albedo až 90 %, čímž odráží přicházející krátkovlnné záření a snižuje množství energie dostupné pro Zemi (Ambrožová et al., 2020).

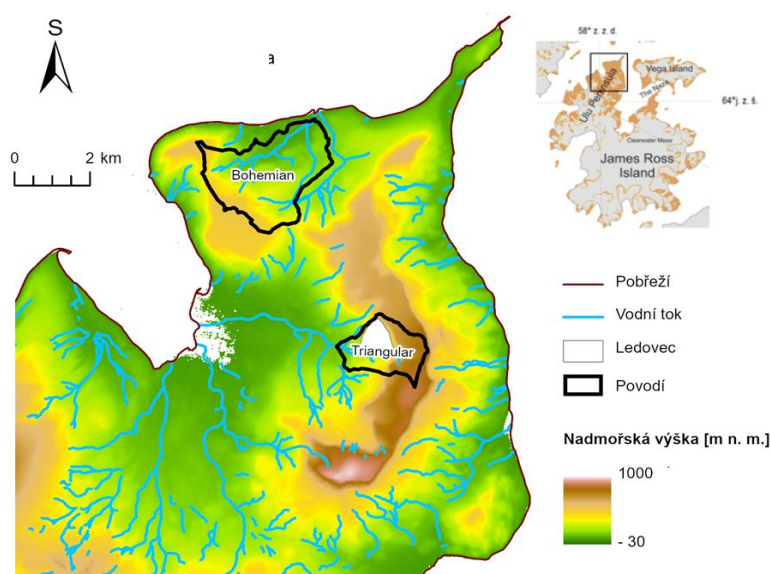
I když je role ledovců a jejich energetická bilance v polárních oblastech klíčová, existuje stále pouze malé množství výzkumů zabývajících se touto problematikou. Avšak pro správné modelování budoucího odtoku a následné hospodaření s vodními zdroji je velmi důležité mít dostatečné znalosti o ledu a ledovcích (Seibert et al., 2021). Zároveň je pro nás výzkum zkoumající odledňující se území velmi užitečný, protože se zjištěné poznatky dají přenést i na jiné ledovcové oblasti, které nám jsou blíže a bezprostředně nás ovlivňují.

2 Zájmové území

Ostrov Jamese Rosse se nachází východně od poloostrova Trinity, který je výběžkem severní části Antarktického poloostrova. Jeho rozloha činí 2 400 km², přičemž 75 % rozlohy ostrova je pokryto ledovci (Davies et al., 2012). Díky umístění ostrova Jamese Rosse na východní straně Antarktického poloostrova a převládajícímu proudění z jihozápadu, je zde klima silně ovlivněné orografickou bariérou poloostrova Trinity. Tato bariéra brání v pronikání vlhkého a relativně teplého vzduchu ze západní části Antarktického poloostrova, a proto je na ostrově Jamese Rosse klima poměrně chladné, kontinentální a suché (Kavan et al., 2017). Průměrné roční teploty vzduchu v blízkosti Mendelovy polární výzkumné stanice (10 m n. m.) se pohybují v rozmezí od – 4,5 °C do – 9 °C

(Ambrožová et al., 2020). Nejteplejším měsícem je leden s maximálními teplotami vzduchu překračující 8 °C a nejchladnějšími měsíci jsou červenec a srpen, kdy teploty často klesají pod -30 °C. Roční úhrn srážek se pohybuje v rozmezí od 300 mm do 700 mm (van Wessem et al., 2016). Největší nezáledněnou oblastí (57 % celkové rozlohy) tohoto ostrova je poloostrov Ulu nacházející se v severní části ostrova Jamese Rosse.

Obě zkoumaná povodí, jak povodí Bohemian, které je již bez vlivu ledovce, tak částečně zaledněné povodí Triangular, se nacházejí na poloostrově Ulu (Obr. 1). Bohemian ústí nedaleko výzkumné polární stanice J. G. Mendela a má významný pravostranný přítok zvaný Dirty (Kavan et al., 2017). Největším rozdílem mezi povodími Bohemian a Triangular je jejich míra zalednění. V povodí Triangular zaujímá ledovec 21 % rozlohy celého povodí, naopak v povodí Bohemian je vliv ledovce zanedbatelný. Dalšími odlišnostmi jsou například rozloha nebo nadmořská výška. Povodí Triangular zaujímá menší plochu (2,81 km²) než povodí Bohemian (4,55 km²) a povodí Bohemian se rozprostírá v nižších nadmořských výškách (26 – 375 m n. m.) než povodí Triangular (69 – 587 m n. m.).



Obr. 1: Poloha povodí Bohemian a Triangular v severní části poloostrova Ulu

3 Použitá data a metodiky

K analýze dvou vybraných povodí byla použita hydrologická i meteorologická data naměřená výzkumným týmem na ostrově Jamese Rosse. Z důvodu extrémních podmínek na ostrově Jamese Rosse a také v důsledku celosvětové pandemie Covid-19, jsou pro tuto práci k dispozici naměřená data pouze z roku 2018. V této studii byla použita data naměřená pro povodí Bohemian a Triangular, avšak měření na ostrově Jamese Rosse probíhá celkem u sedmi povodí.

Meteorologická data jsou zpracovávána ve formě meteogramů. V meteogramech jsou znázorněna především data naměřená z hlavní meteorologické stanice Mendel Tower. Avšak jsou doplněná o globální solární radiaci ze stanice Mendel Base a teplota vzduchu je znázorněna jak pro Mendel Tower, tak pro Triangular Glacier. Pro podrobnější analýzu směru a rychlosti větru byla pomocí balíčku Openair (Carslaw and Ropkins, 2012) v programu R vytvořena větrná růžice. Podle velikosti a směru paprsku je možné z větrné růžice určit převládající směr větru a zároveň díky barevné škále paprsků můžeme zjistit převládající sílu větru.

Pro znázornění hydrogramu byly dostupné hodinové průtoky přepočteny podle následujícího vzorce na odtokovou výšku v milimetrech za hodinu, která lépe srovnává dvě nestejně velká povodí. Data

průtoků pro Bohemian jsou k dispozici pro období 24.01.2018 – 04.03.2018 a pro Triangular pro období 07.02.2018 – 16.03.2018, s tím, že první a poslední den neobsahuje kompletní měření.

$$H_o = \frac{Q_h \cdot 3600 \cdot 10^{-9}}{P} \cdot 10^6$$

H_o značí odtokovou výšku (mm), Q_h průměrný hodinový průtok ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), číslo 3600 vyjadřuje počet sekund za hodinu a P značí plochu povodí (km^2). Takto přepočtená odtoková výška pro obě povodí byla následně použita i při konstrukci ostatních grafů.

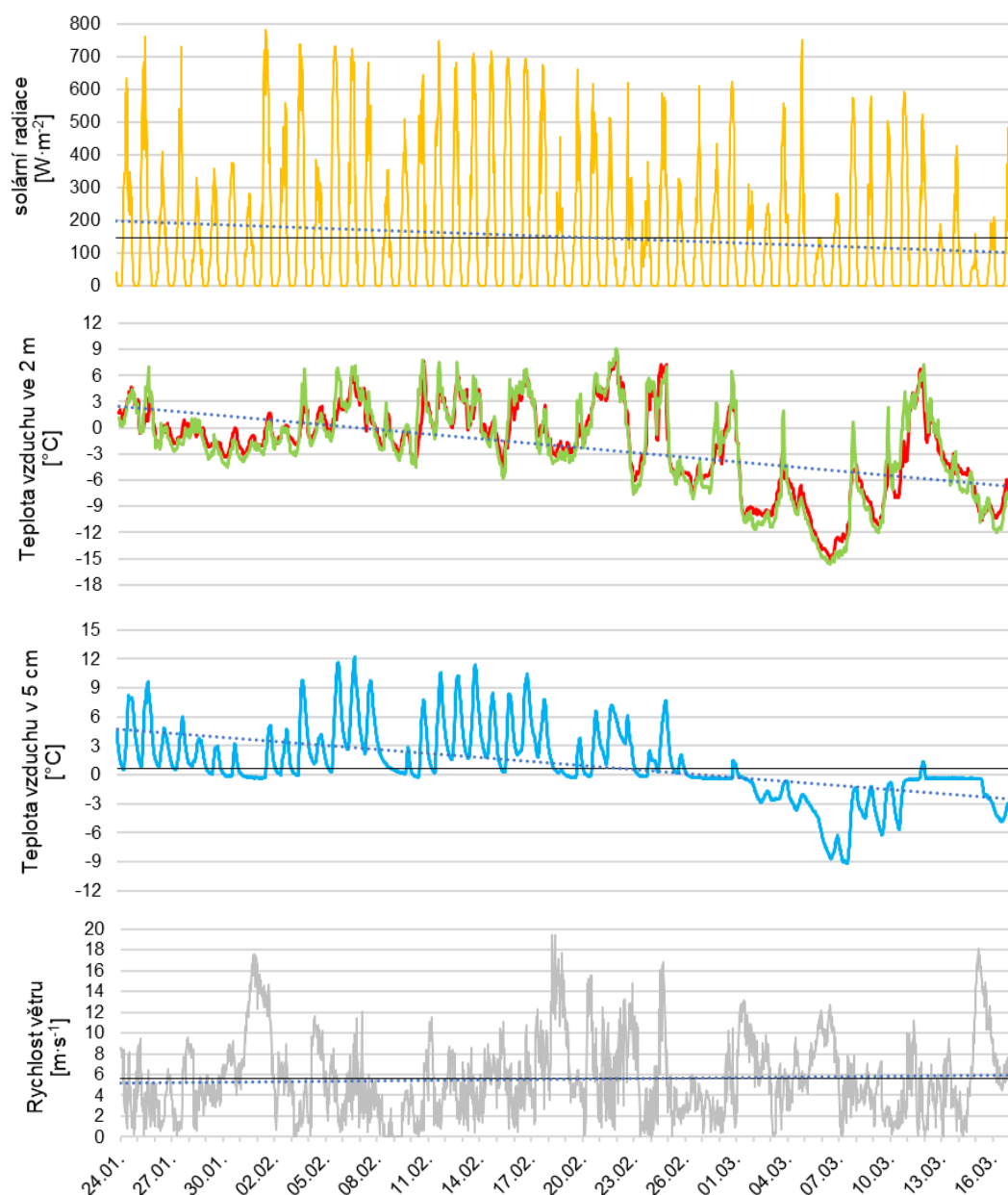
Pro zhodnocení, ve kterých dnech a v jaké denní době dochází k největším průtokům (resp. je nejvyšší odtoková výška), byly zkonstruovány polární grafy. Tyto grafy nepoužívají souřadnice x a y , ale jsou definovány velikostí hodnot a úhlem. V polárním grafu znázorňující odtokové výšky v jednotlivých dnech, byla použita vypočítaná odtoková výška v milimetrech za den. Naopak v grafech znázorňujících hodnoty odtokové výšky pro každou hodinu, byly použity průměrné odtokové výšky pro každou hodinu.

Poslední analýzou základní charakteristiky povodí jsou heatmapy, které vyjadřují velikost odtokové výšky v milimetrech za hodinu v jednotlivých dnech a hodinách. Díky barevné škále, která udává velikost odtokové výšky, můžeme určit, v jakou denní dobu byla odtoková výška v povodí nejvyšší.

Pro analýzu průtoků v závislostech na meteorologických podmínkách byla použita korelační a regresní analýza. Pomocí korelačních matic bylo zkoumáno, jaká je závislost mezi jednotlivými proměnnými. Z důvodu nenormálního rozdělení byl namísto běžněji používaného Pearsonova korelačního koeficientu, použit Spearmanův korelační koeficient, který je robustnější oproti odlehlým hodnotám (Verner, 2011). Do korelačních matic vstupují průměrné denní hodnoty: průtoků, maximálního průtoků, teploty vzduchu, maximální teploty vzduchu, přízemní teploty vzduchu a solární radiace. Průměrné denní hodnoty byly vypočteny z hodinových hodnot naměřených na ostrově Jamese Rosse. Dále byla provedena lineární regrese, ve které byly použity data maximálního denního průtoků a maximální denní teploty vzduchu. Do lineární regrese vstupují pouze maximální průtoky a maximální teploty za dny, které splňují podmínku, že maximální průtok daného dne musí být alespoň 2 x větší než minimální průtok daného dne a maximální teplota vzduchu je větší než 0°C . Tato podmínka byla určena, abychom uvažovali pouze maximální průtoky, které mají konkrétní příčinu v nárůstu teploty vzduchu.

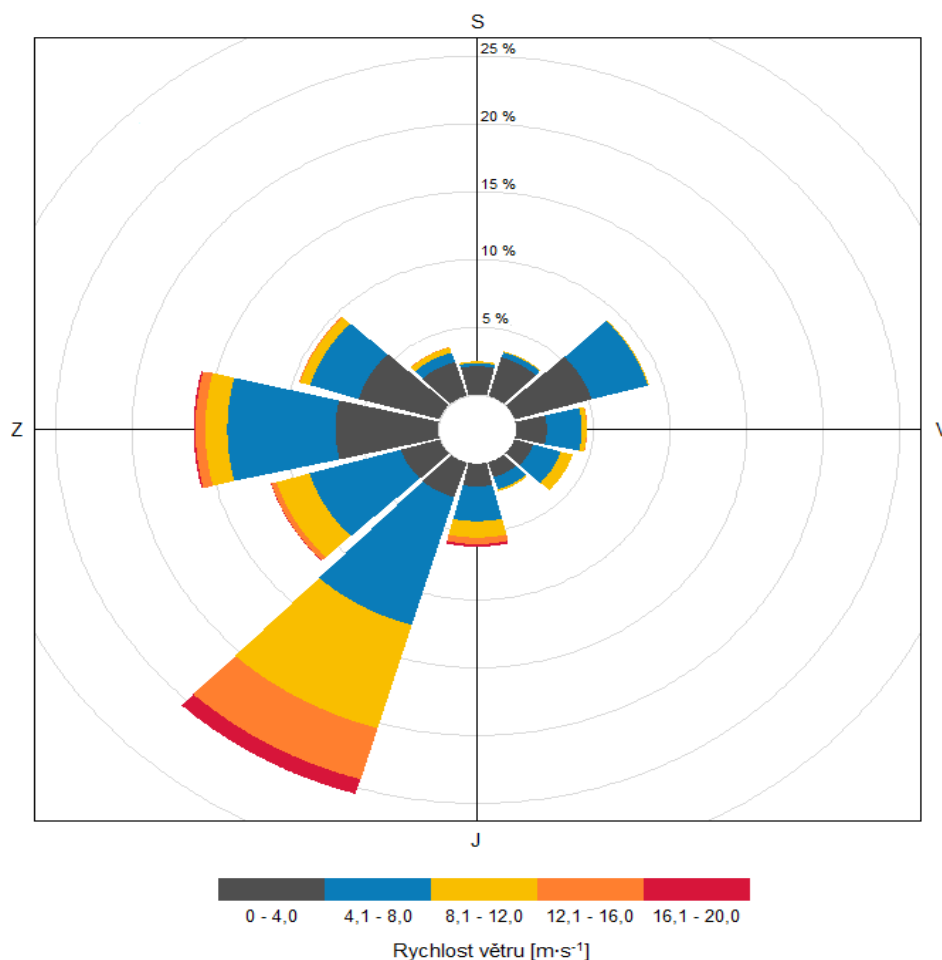
4 Výsledky

Pro zobrazení meteorologických charakteristik na ostrově Jamese Rosse byly sestrojeny meteogramy (Obr. 2). U solární radiace můžeme pozorovat pravidelný cyklus, který je způsoben polohou ostrova Jamese Rosse, který se nachází v blízkosti polárního kruhu, ale ne za ním. Tudiž dochází alespoň na určitou dobu k západu Slunce. Teplota vzduchu je měřena jak na stanici Mendel Tower (červená křivka), tak na stanici Triangular Glacier (zelená křivka). Průběh teploty vzduchu je na obou místech velmi podobný, avšak průměrná teplota vzduchu (v meteogramu zobrazená černou linií) je na stanici Triangular Glacier o $0,13^\circ\text{C}$ nižší. To může být způsobené polohou meteorologické stanice, kdy meteorologická stanice Triangular Glacier se nachází v nadmořské výšce 179 m n. m. a meteorologická stanice Mendel Tower jen ve výšce 10 m n. m. Od počátku měření (24. 1. 2018) do 1. 3. 2018 se přízemní teploty pohybovaly převážně nad bodem mrazu. 1. 3. 2018 v průběhu dne klesla přízemní teplota vzduchu pod 0°C a pod bodem mrazu zůstala s výjimkou 11. 3. až do konce měřeného období (16. 3. 2018). Jak můžeme vidět podle lineární spojnice trendu (modrá tečkovaná linie) na obrázku 2, tak k podobnému poklesu došlo i u teploty vzduchu ve 2 m, avšak pokles přízemní teploty je výraznější.



Obr.2: Meteogramy vybraných meteorologických charakteristik na ostrově Jamese Rosse
pro období 24. 1. 2018 – 16. 3. 2018
(černá linie = průměrná hodnota, modrá tečkovaná linie = spojnice trendu)

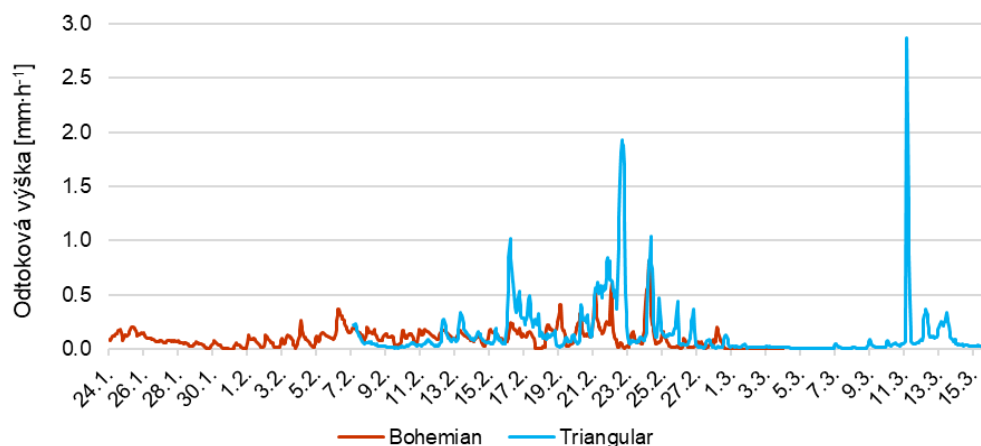
Na obrázku 3 je ilustrována větrná růžice znázorňující převládající směr a rychlost větru. Na stanici Mendel Tower převládá jihozápadní vítr (celkem 356 hodin – téměř 15 dní), naopak nejméně zde vanul vítr severní (23 hodin). Nejvyšší naměřená rychlost větru byla zaznamenána dne 18. 2. 2018 v 9:30, a to $19,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, což podle Beaufortovy stupnice síly větru odpovídá stupni 8, tedy čerstvému vichru. Větrná růžice ukazuje, že převládající rychlost větru se nachází v intervalu od $4,1$ do $8,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, čemuž odpovídá i průměrná hodnota rychlosti větru, která činí $5,57 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.



Obr.3: Větrná růžice vyjadřující převládající směr a rychlost proudění na ostrově Jamese Rosse v období 24.1.2018 – 16.3.2018

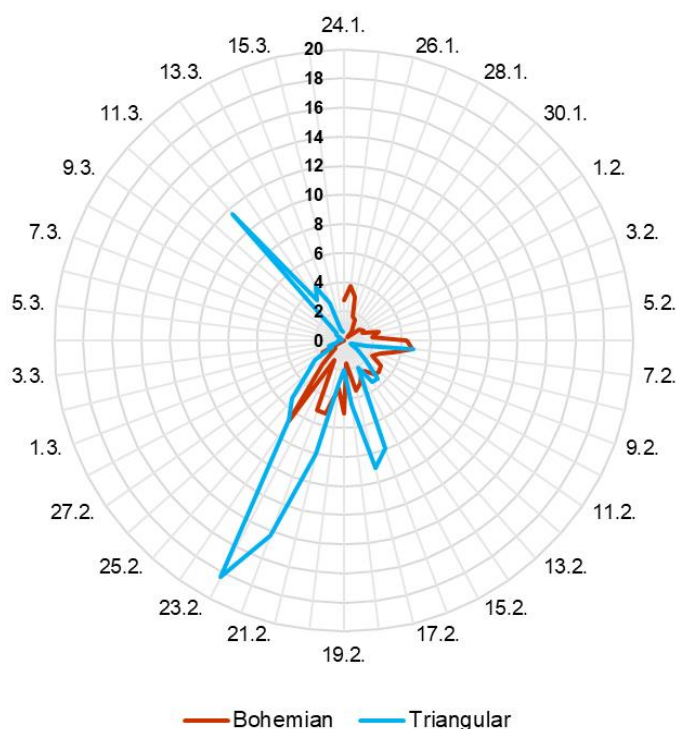
U obou toků dochází k pravidelnému kolísání odtokových výšek, které je způsobené denním cyklem (Obr. 4). Ostrov Jamese Rosse se nachází v blízkosti polárního kruhu, ale není za ním, tudíž dochází k částečnému dennímu cyklu, kdy alespoň na krátkou dobu Slunce zapadá. V období od 1. 3. 2018 do 7. 3. 2018 dochází k poklesu odtokových výšek, a to jak u Triangularu, tak i u Bohemianu. Data pro Bohemian jsou dostupná pouze do 4. 3. 2018, tudíž nelze posoudit, jestli by odtokové výšky stejně jako u Triangularu od 7. 3. začaly postupně stoupat. Tyto malé, případně až nulové odtokové výšky byly pravděpodobně způsobené výrazným ochlazením v období od 1. 3. do 10. 3. Průměrná teplota vzduchu v těchto dnech byla $-8,9\text{ }^{\circ}\text{C}$. Dne 11. 3. můžeme vidět u Triangularu výrazný nárůst odtokových výšek, který je pravděpodobně způsoben nárůstem teploty vzduchu, která se od půlnoci 11. 3. 2018 dostala nad bod mrazu a způsobila výrazné tání. Průměrná teplota vzduchu se 11. 3. vyšplhala na $3,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, což mohlo způsobit, že se odtoková výška v odpoledních hodinách zvýšila.

Pomocí odtokových výšek můžeme porovnat variabilitu obou povodí, kde je patrné, že povodí Triangular reaguje na změny dynamičtěji. To je pravděpodobně dáno jeho ledovcovým odtokem. Povodí Bohemian na konci měřeného období již na zvýšení teploty nemusí reagovat, protože se zde v tomto období už nemusí nacházet mnoho sněhu. V povodí Triangular se rozkládá ledovec Triangular Glacier, který zaujímá 21 % z jeho celkové rozlohy. To znamená, že i když se zde nenachází sněhová pokrývka, povodí Triangularu reaguje na zvýšení teploty vzduchu táním ledovce.



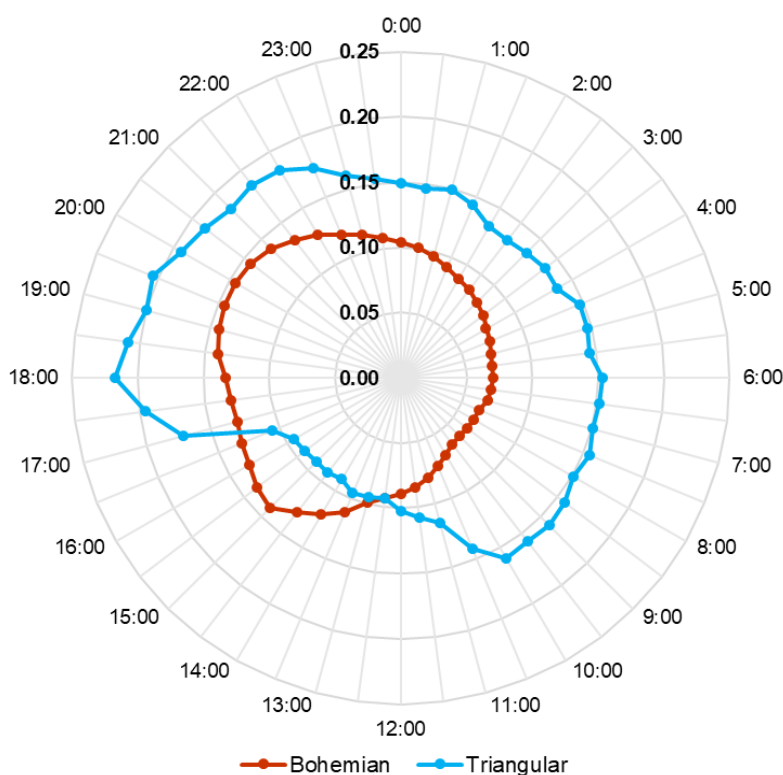
Obr. 4: Průměrná hodinová odtoková výška pro Bohemian a Triangular v období 24.01.2018 – 16.03.2018

Po vypočtení průměrné denní odtokové výšky byly zjištěny nejvyšší hodnoty odtokové výšky pro povodí Triangular dne 23. 2. 2018, kdy její hodnota byla 18,38 mm za den (Obr. 5). Naopak u Bohemianu je nejvyšší hodnota jen 6,71 mm ze dne 24. 2. 2018. Tyto nejvyšší naměřené hodnoty nejspíše reagují na nejvyšší zaznamenanou teplotu vzduchu. Ta byla v povodí Bohemian naměřena dne 22. 2. v 0:00 a dosáhla hodnoty 8,55 °C. V povodí Triangular byla naměřena dne 21. 2. ve 23:00 a dosáhla hodnoty 9,04 °C. K nejmenším hodnotám odtokové výšky pak u Bohemianu dochází 4. 3. a u Triangularu 6. 3., přičemž nejmenší odtoková výška nepřekročila ani u jednoho z povodí 0,2 mm za den. To je naopak pravděpodobně způsobené ochlazením v období 1. 3. – 10. 3. 2018, kdy nedocházelo téměř k žádnému odtoku.



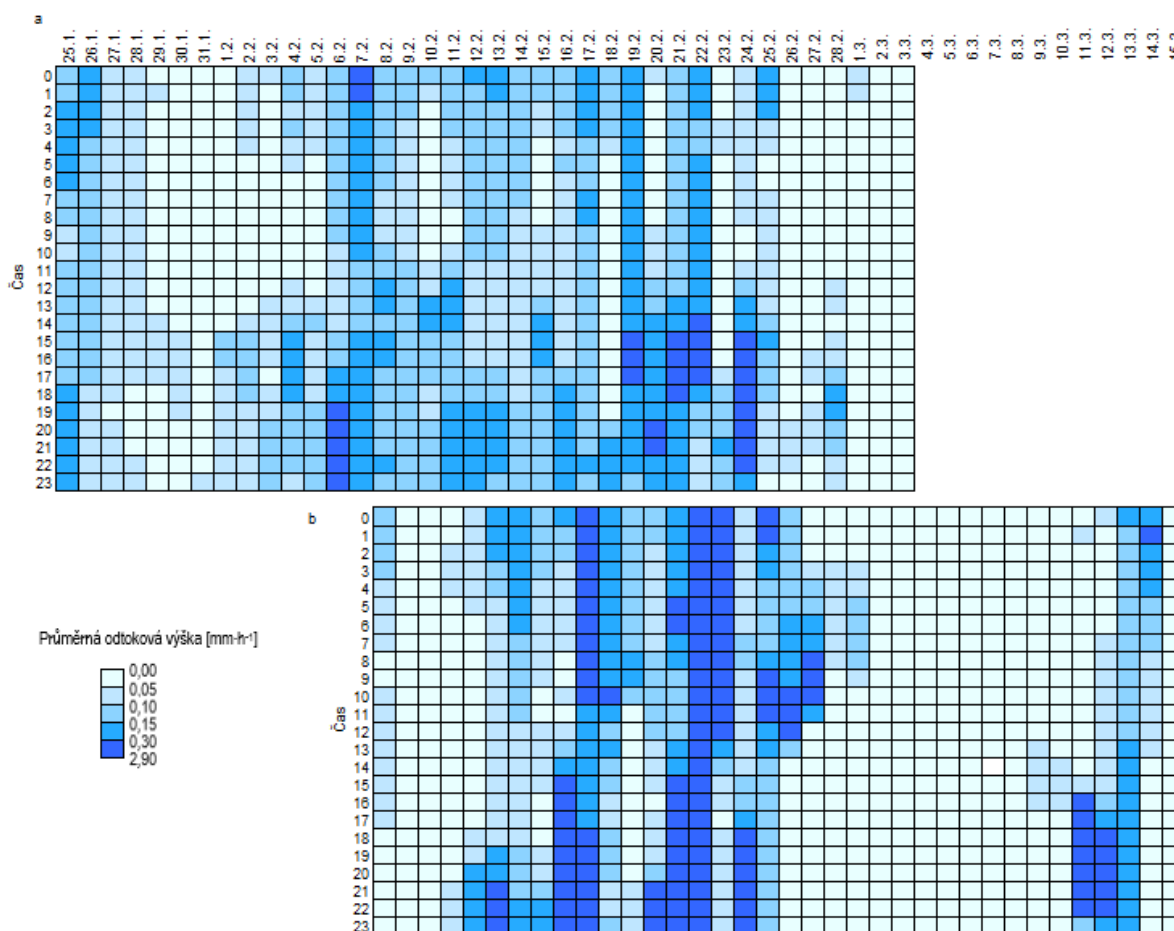
Obr. 5: Průměrná odtoková výška pro jednotlivé dny v mm za den

Obrázek 6 znázorňuje, v jaké denní době nastává nejvyšší odtoková výška. K nejvyšším odtokovým výškám dochází u Triangularu ve večerních hodinách, přičemž maxima nastávají kolem 18 hodiny. To potvrzuje tvrzení (Seibert et al., 2021), že u ledovcem pokrytých povodí dochází k maximálním hodnotám odtoku v pozdních odpoledních hodinách. Od 10:00 do 16:30 dochází k výraznému poklesu odtokové výšky, kdy od 16:30 následuje prudký nárůst k maximu. Naopak u Bohemianu můžeme pozorovat výraznější denní cyklus, kdy v dopoledních hodinách jsou hodnoty odtokové výšky nejmenší a nejvyšších hodnot dosahují v odpoledních a večerních hodinách. Vyšší odtokové výšky mohou být pozorovány od 13:00, kdy jejich hodnota přesáhne $0,1 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ a drží se nad touto hladinou až do 0:30. K prvotnímu maximu dochází kolem 15 hodiny, kdy hodnoty odtokové výšky začínají od 11:00 stoupat až do maxima a poté o něco klesnou. Úplného maxima dosahují mezi 19:00 a 20:30. Rozdíly mezi oběma povodími mohou být způsobeny odlišnou reakcí průtoku na teplotu vzduchu, kdy Triangular koreluje s teplotou méně než Bohemian. Zároveň je povodí Triangular z 21 % pokryto ledovcem a odtok z ledovce je komplikovanější než odtok z tajícího sněhu, protože je ledovec často pokryt sněhovou pokrývkou (Singh, 2011).



Obr. 6: Průměrná odtoková výška v mm za hodinu

Denní cyklus vyjadřuje i následující obrázek s heatmapami, který znázorňuje průměrné hodinové odtokové výšky (Obr. 7). Výsledky z heatmap dobře korespondují s polárním grafem na obrázku 6. U Bohemianu pozorujeme výraznější denní cyklus, kdy k největším odtokovým výškám dochází v odpoledních až večerních hodinách. Naopak u Triangularu není denní cyklus tak výrazný. Od odpoledne dne 21. 2. 2018 až do poledne 23. 2. 2018 nabývala odtoková výška vyšších hodnot. 23. 2. začala v odpoledních hodinách klesat. Tyto vyšší hodnoty odtokové výšky jsou nejspíše důsledkem oteplení, ke kterému došlo od odpoledních hodin dne 20. 2. až do ranních hodin dne 22. 2., kdy následně teploty vzduchu opět začaly klesat.

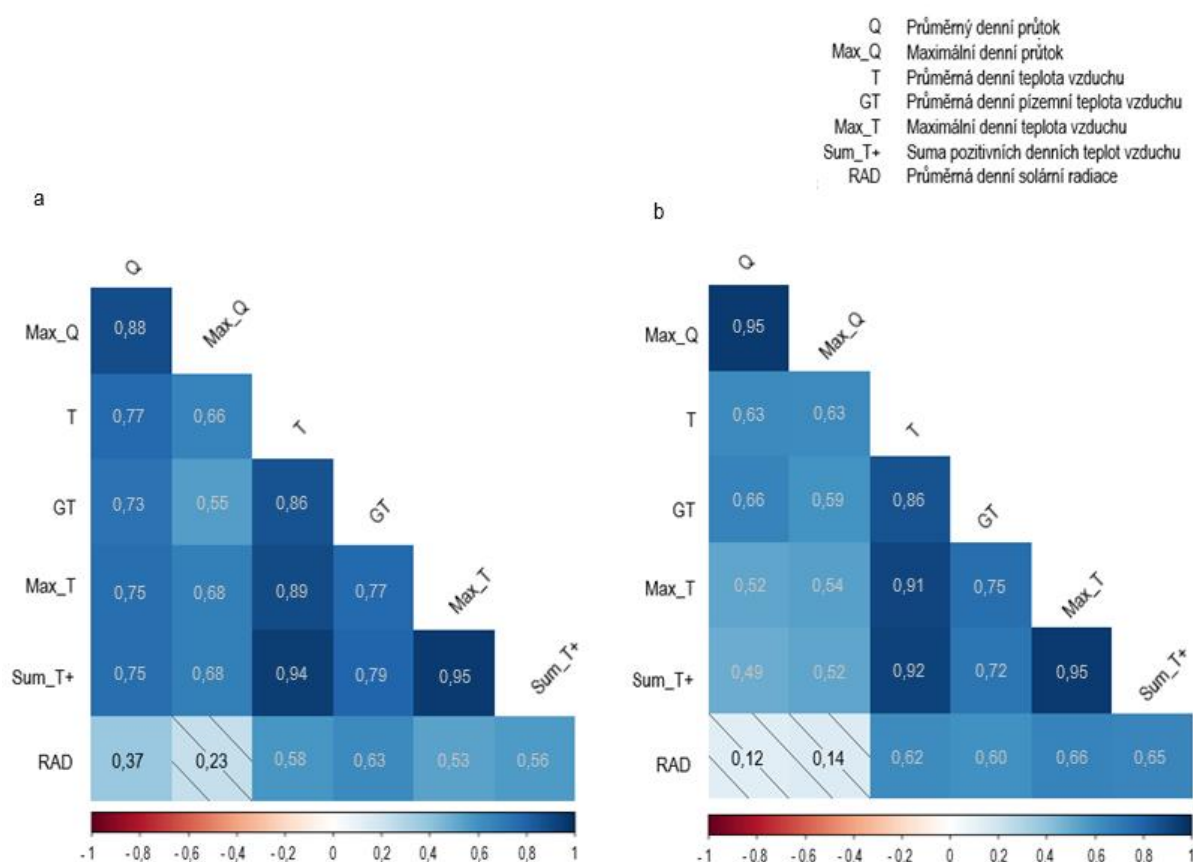


Obr. 7: Heatmapy průměrných hodinových průtoků v období 25. 1. 2018 – 15. 3. 2018 pro povodí a) Bohemian, b) Triangular

Pro určení závislosti průtoku na meteorologických podmínkách byla nejprve vytvořena korelační matice pomocí Spearmanova koeficientu (r_s), který je více robustní vůči odlehlým hodnotám (Verner, 2011). Výsledné matice ilustruje obrázek 8, na kterém vidíme vztahy mezi jednotlivými veličinami v obou povodích.

Z vytvořených korelačních matic je patrné, že průměrný denní průtok nejvíce koreluje s průměrnou denní teplotou vzduchu, případně s průměrnou denní přízemní teplotou vzduchu. Větší závislost denního průtoku na denní teplotě vzduchu byla zjištěna u povodí Bohemian, kdy Spearmanův korelační koeficient je roven 0,77. U povodí Triangular nabývá korelační koeficient o něco menších hodnot, a to 0,63. Menší korelační koeficient zaledněného povodí Triangular může být daný samotnou tavnou vodou ze sněhu a ledovce, protože rychlost tání se pro určitou teplotu liší. Dále mohou být určité části ledovce částečně pokryté sutí, což také vede k odlišné rychlosti tání. V důsledku toho dochází za určitých teplotních podmínek k nerovnoměrnému tání po celém povrchu ledovce, což částečně přispívá ke snížení korelace mezi průtokem a teplotou (Singh et al., 2000). Případně může být menší korelace způsobena odlišnými meteorologickými podmínkami, protože povodí Triangular se nachází ve vyšších nadmořských výškách. Dále bylo zjištěno, že maximální denní průtok koreluje s maximální denní teplotou vzduchu a sumou pozitivních denních teplot vzduchu více v povodí Bohemian. Naopak v povodí Triangular koreluje maximální denní průtok lépe s průměrnou denní teplotou. Dále je patrné, že teplota vzduchu, ať už průměrná denní, maximální denní nebo suma pozitivních teplot, dobře koreluje s naměřenou solární radiací. Naopak maximální denní průtok není statisticky závislý na solární radiaci ani v jednom povodí. Takto malé hodnoty jsou statisticky nevýznamné, a proto jsou v obrázku znázorněné šrafovou. V povodí Triangular není závislý na solární

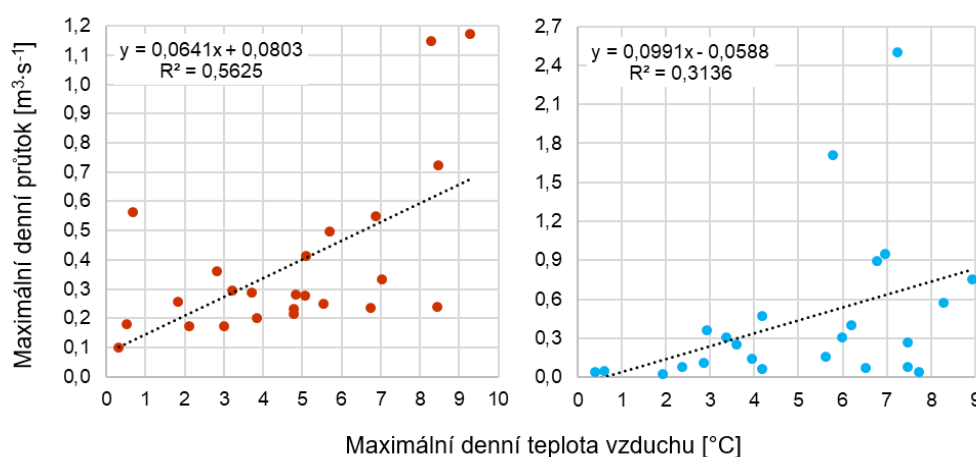
radiaci ani průměrný denní průtok, naopak v povodí Bohemian určitá závislost průměrného denního průtoku na solární radiaci je ($r_s = 0,37$).



Obr. 8: Korelační matice pro povodí a) Bohemian, b) Triangular
Šrafované hodnoty nejsou statisticky významné

Na základě zjištění, že průtok reaguje na teplotu vzduchu, byla zkoumána závislost maximálního průtoku na maximální teplotě. Pro tvorbu grafů byla stanovena podmínka, že pro každý den musí být maximální průtok alespoň 2x větší než minimální průtok a maximální teplota vzduchu musí být větší než 0 °C. Díky této podmínce byly vyselektovány dny, kdy průtok reaguje na zvýšení teploty vzduchu.

Pro obě povodí byla vytvořena lineární regrese, která dokazuje vyšší závislost maximálního průtoku na maximální teplotě vzduchu u povodí Bohemian (Obr. 9). Při korelaci maximálního denního průtoku a maximální denní teploty je Spearmanův korelační koeficient vyšší u povodí Bohemian, kde dosahuje hodnoty 0,75. U povodí Triangular je Spearmanův korelační koeficient roven 0,56. Koeficient determinace (R^2) úzce souvisí s korelačním koeficientem, protože se jedná o jeho druhou mocninu. Nabývá hodnot od 0 do 1 a vyjadřuje množství variability, které dvě proměnné společně sdílejí, tedy jak velkou část variability jedné proměnné lze vysvětlit druhou proměnnou. U povodí Bohemian je koeficient determinace roven 0,5625. To znamená, že z 56 % můžeme maximální průtok vysvětlit hodnotami maximální teploty vzduchu. U povodí Triangular je hodnota koeficientu determinace menší, maximální průtoky můžeme vysvětlit hodnotami maximální teploty vzduchu z 31 %.



Obr. 9: Lineární regrese pro povodí a) Bohemian, b) Triangular

5 Diskuse

Měření v obtížných klimatických podmínkách, které panují na ostrově Jamese Rosse, nemusí být úplně přesné. Výsledky této práce mohou být ovlivněny chybami, které vznikly při samotném měření. Průtoky se na poloostrově Ulu měří pomocí dřevěné tyče, na které je připevněné čidlo (hladinoměr). Čidlo bohužel nelze upevnit do pevných bodů, jako se to běžně dělá v našich podmínkách. Proto je možné, že se při měření průtoků na poloostrově Ulu mohlo čidlo v průběhu měření pohnout. V některých případech může dokonce dojít ke stržení čidla, které je pak obtížné dohledat. Zároveň jsou na ostrově Jamese Rosse zpravidla divočí toky, které mají nestabilní břehy. Ty intenzivně erodují a tím pádem se mění koryto vodního toku, a proto je důležité vybrat správné lokality pro měření.

Do regresní analýzy vstupovala pouze data ze dnů, které splňovaly podmínku, že maximální teplota vzduchu musela být větší než 0 °C a zároveň maximální denní průtok musel být alespoň 2x větší než minimální denní průtok. Pomocí této podmínky byly vybrány pouze dny, u kterých zvýšení průtoků reaguje na zvýšení teploty vzduchu. Není zde však zvažován rozdíl mezi dny, kdy se teplota drží nad bodem mrazu celý den a způsobuje tak výrazné tání přispívající k vysokým průtokům, a mezi dny, kdy maximální teplota vzduchu přesáhne 0 °C pouze na jednu hodinu, díky čemuž může mít průtok jiný původ.

Singh et al. (2005) ve své práci zkoumali hydrologické charakteristiky Gantori Glaciér v centrálních Himalájích a dospěli k závěru, že průtok reaguje na teplotu vzduchu se zpožděním v rozmezí mezi 4 až 7,5 hodinami. V této práci byla snaha pomocí křížových korelací dospět k hodnotám zpoždění maximálního odtoku za maximální teplotou. Prokázalo se však, že jen několik málo dní splňuje předpoklad, že maximální průtok je oproti maximální teplotě opožděn. To mohlo být způsobené nevhodně zvoleným postupem nebo nevhodně naměřenými daty. Zároveň průtok není ovlivňován pouze teplotou. Na ostrově Jamese Rosse se nacházejí divočí toky, jejichž břehy jsou nestabilní. To znamená, že voda zadržená v tůňkách a jezírkách se může rychle uvolnit a kulminace průtoků tak není ovlivněna maximální teplotou.

Výsledky týkající se vztahu mezi teplotou a průtokem se výrazně neliší od ostatních studií, zabývajících se vztahem mezi teplotou a průtokem ve vysokohorských oblastech (Singh et al., 2000; Singh et al., 2005).

6 Závěr

Práce byla zaměřena na analýzu odtoku dvou povodí nacházejících se na ostrově Jamese Rosse. Ze sedmi povodí, u kterých dochází k měření hydrologických dat, byly vybrány dvě povodí. Jednalo se o povodí Bohemian, které je již bez vlivu ledovce, a částečně zaledněné povodí Triangular. Hlavním cílem této práce bylo charakterizovat a analyzovat obě povodí s důrazem na rozdíly mezi nimi. Na základě výsledků můžeme vyvodit následující závěry:

- Protože se ostrov Jamese Rosse nenachází za polárním kruhem, dochází u obou toků k pravidelnému kolísání průtoku, které je způsobené denním cyklem
- Povodí Triangular reaguje na teplotní změny dynamičtěji než povodí Bohemian
- K nejvyšším odtokovým výškám dochází u Triangularu ve večerních hodinách, přičemž maxima nastávají kolem 18 hodiny. U Bohemianu můžeme pozorovat výraznější denní cyklus s poklesem průměrných odtokových výšek v ranních a dopoledních hodinách a s nárůstem hodnot přibližně od 11:00
- Významným faktorem pro zvyšování průtoku je teplota vzduchu. Hodnota Spearmanova koeficientu pořadové korelace mezi průměrným denním průtokem a průměrnou denní teplotou byla zjištěna pro povodí Bohemian 0,77 a pro povodí Triangular 0,63
- Teplota vzduchu, ať už průměrná denní, maximální denní nebo suma pozitivních teplot, dobře koreluje s naměřenou solární radiací. Naopak maximální denní průtok není statisticky závislý na solární radiaci ani v jednom povodí
- Závislost průtoku na teplotě vzduchu potvrdila regresní analýza maximálního denního průtoku a maximální denní teploty vzduchu. Spearmanův korelační koeficient vyšel vyšší u povodí Bohemian, kde dosahuje hodnoty 0,75. U povodí Triangular dosahuje hodnoty 0,56
- U povodí Bohemian můžeme maximální průtok vysvětlit z 56 % hodnotami maximální teploty vzduchu. U povodí Triangular je hodnota koeficientu determinace menší, tudíž maximální průtoky můžeme vysvětlit hodnotami teploty vzduchu z 31 %

Z důvodu nehostinných klimatických podmínek a díky pandemii Covid-19 jsou zatím k dispozici pro tuto práci pouze data z období polárního léta roku 2018, což je poměrně krátké období. Proto by bylo vhodné do budoucna zhodnotit data z více sezón a mezi sebou je porovnat.

7 Literatura

- Ambrožová, K., Hrbáček, F., Láska, K., 2020. The Summer Surface Energy Budget of the Ice-Free Area of Northern James Ross Island and Its Impact on the Ground Thermal Regime. *Atmosphere* 11, 877. <https://doi.org/10.3390/atmos11080877>
- Carslaw, D.C., Ropkins, K., 2012. openair — An R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software* 27–28, 52–61. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>
- Davies, B.J., Carrivick, J.L., Glasser, N.F., Hambrey, M.J., Smellie, J.L., 2012. Variable glacier response to atmospheric warming, northern Antarctic Peninsula, 1988–2009. *The Cryosphere* 6, 1031–1048. <https://doi.org/10.5194/tc-6-1031-2012>
- Huntington, J.L., Niswonger, R.G., 2012. Role of surface-water and groundwater interactions on projected summertime streamflow in snow dominated regions: An integrated modeling approach: SW AND GW INTERACTIONS ON STREAMFLOW. *Water Resour. Res.* 48. <https://doi.org/10.1029/2012WR012319>
- Kavan, J., Ondruch, J., Nývlt, D., Hrbáček, F., Carrivick, J.L., Láska, K., 2017. Seasonal hydrological and suspended sediment transport dynamics in proglacial streams, James Ross Island, Antarctica. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* 99, 38–55. <https://doi.org/10.1080/04353676.2016.1257914>

- Koenigk, T., Brodeau, L., Graverson, R.G., Karlsson, J., Svensson, G., Tjernström, M., Willén, U., Wyser, K., 2013. Arctic climate change in 21st century CMIP5 simulations with EC-Earth. *Clim Dyn* 40, 2719–2743. <https://doi.org/10.1007/s00382-012-1505-y>
- MacDonald, R.J., Byrne, J.M., Boon, S., Kienzie, S.W., 2012. Modelling the Potential Impacts of Climate Change on Snowpack in the North Saskatchewan River Watershed, Alberta. *Water Resour Manage* 26, 3053–3076. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0016-2>
- Seibert, J., Jenicek, M., Huss, M., Ewen, T., Viviroli, D., 2021. Snow and ice in the hydrosphere, in: *Snow and Ice-Related Hazards, Risks, and Disasters*. Elsevier, pp. 93–135. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817129-5.00010-X>
- Singh, P., Haritashya, U.K., Kumar, N., Singh, Y., 2005. Hydrological characteristics of the Gangotri Glacier, central Himalayas, India. *Journal of Hydrology* 327, 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.11.060>
- Singh, P., Ramasastri, K.S., Kumar, N., Arora, M., 2000. Correlations between discharge and meteorological parameters and runoff forecasting from a highly glacierized Himalayan basin. *Hydrological Sciences Journal* 45, 637–652. <https://doi.org/10.1080/02626660009492368>
- Singh, V.P. (Ed.), 2011. *Encyclopedia of snow, ice and glaciers*, Encyclopedia of earth sciences series. Springer, Dordrecht.
- Sroková, S., Nývlt, D., 2021. Bedload geochemical and petrophysical signature of the Algal and Bohemian streams, James Ross Island, Antarctic Peninsula. *Czech Polar Rep.* 11, 203–214. <https://doi.org/10.5817/CPR2021-2-14>
- van Wessem, J.M., Ligtenberg, S.R.M., Reijmer, C.H., van de Berg, W.J., van den Broeke, M.R., Barrand, N.E., Thomas, E.R., Turner, J., Wuite, J., Scambos, T.A., van Meijgaard, E., 2016. The modelled surface mass balance of the Antarctic Peninsula at 5.5 km horizontal resolution. *The Cryosphere* 10, 271–285. <https://doi.org/10.5194/tc-10-271-2016>
- Verner, T., 2011. Economic growth, competitiveness and quality of life. *ER-CEREI* 157–166. <https://doi.org/10.7327/cerei.2011.09.01>

III. Sekcia mladých vodohospodárov

Tertiary treatment of wastewater from a real wastewater treatment plant for its further use

Jakub Jurík, Lívia Staňová, Ronald Zakhar

Abstract

Current climate change, caused mainly by erratic rainfall throughout the year, long periods without precipitation and above-average temperatures, is resulting in declining groundwater levels and surface water scarcity. Water stress is thus a globally debated topic, with the need to find additional sources of water. As a significant proportion of total drinking water consumption is used mainly for non-potable purposes, treated wastewater is offered as one possible source. Therefore, the paper focuses on the tertiary treatment of real wastewater by various coagulation, adsorption and disinfection processes. The experiments were performed using real wastewater runoff from the Devínska Nová Ves WWTP. The coagulation experiments were carried out with the help of a nested laboratory beaker device, the so-called "JAR test" (VELP Scientifica, Ltd.; Italy). Commercially available coagulation reagents were used for coagulation: FeCl_3 solution (PIX-111), $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ solution (PIX-113), mixed solution of $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ and $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (PIX-KL2) and polyaluminium chloride (PAX-18) (Kemifloc, a.s.; Slovakia). The resulting flakes after coagulation were separated from the aqueous phase using a polypropylene 10" filter (Aquafilter, Ltd.; Poland), in which the filter medium consisted of silica sand with a grain size of 0.8-1.4 mm (Eurowater, s.r.o.; Slovakia). Adsorption experiments were carried out using an RSLAB-7PRO orbital shaker (Kvant s.r.o.; Slovakia) using three different activated carbons: GAU Filtrasorb 300 (Chemviron Carbon), GAU Norit 1240 W (Cabot Corporation) and PAC Norit SAE (Cabot Corporation). Selected physicochemical and microbiological analyses were performed on the water samples using standard procedures. From the used coagulants the best one was FeCl_3 . It achieved high removal efficiency for COD reaching almost 30 %, while for TSS the removal peaked over 90 %. All of the other coagulants were either too costly to use or their effect was negligible. The best activated carbon was 0.5 g of F300 with 31 % COD removal efficiency. Purification effect on real sample showed significant removal of Namon, N-NO_3 which was reduced by a great margin from 8.36 to 0.42 mg/L. COD in real wastewater was lowered by almost more than 50 %, reaching number of 6.48 mg/L. Absolute sterility in wastewater was achieved with 3 mg/L solution of NaClO and Oxonium Active 150. Other effective methods, although not completely sterile was UV light. Worth mentioning is the fact that after coagulation and sand filtration, there was also noticeable drop in CFU of microorganisms.

Keywords: tertiary treatment, coagulation, sand filtration, adsorption, disinfection, water reuse

Abstrakt

Súčasnú klimatickú zmenu, ktorá sa prejavuje najmä nepravidelnými zrážkami počas roka, dlhými obdobiami bez zrážok a nadpriemernými teplotami, majú za následok pokles hladiny podzemnej vody a nedostatok povrchovej vody. Téma "nedostatku vody" je preto celosvetovo diskutovanou témou, pričom je potrebné nájsť ďalšie zdroje vody. Keďže značná časť celkovej spotreby pitnej vody sa využíva najmä na nepitné účely, ako jeden z možných zdrojov sa ponúka vyčistená odpadová voda. Článok sa preto zameriava na terciárne čistenie reálnych odpadových vôd rôznymi koagulačnými, adsorpčnými a dezinfekčnými procesmi. Experimenty sa uskutočnili s použitím reálnych odpadových vôd otekajúcich z ČOV Devínska Nová Ves. Koagulačné experimenty sa uskutočnili pomocou vnoreného laboratórneho kádinkového zariadenia, tzv. testu JAR (VELP Scientifica, Ltd.; Taliansko). Na koaguláciu sa použili komerčne dostupné koagulačné činidlá: FeCl_3 (PIX-111), roztok $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (PIX-113), zmesný roztok $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ a $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (PIX-KL2) a polyaluminiumchlorid (PAX-18) (Kemifloc, a.s.; Slovensko). Vzniknuté vločky sa po koagulácii oddelili od vodnej fázy pomocou polypropylénového 10" filtra (Aquafilter, s.r.o.; Poľsko), v ktorom filtračné médium tvoril kremičitý

piesok so zrnitosťou 0,8 - 1,4 mm (Eurowater, s.r.o.; Slovensko). Adsorpčné experimenty sa uskutočnili pomocou orbitálnej trepačky RSLAB-7PRO (Kvant s.r.o.; Slovensko) s použitím troch rôznych druhov aktívneho uhlia: GAU Filtrasorb 300 (Chemviron Carbon), GAU Norit 1240 W (Cabot Corporation) a PAC Norit SAE (Cabot Corporation). Na vzorkách vody sa vykonali vybrané fyzikálno-chemické a mikrobiologické analýzy s použitím štandardných postupov. Z použitých koagulantov bol najlepší FeCl_3 . Dosiahol vysokú účinnosť odstránenia CHSK_{Cr} , ktorá dosiahla takmer 30 %, zatiaľ čo v prípade TSS dosiahlo odstránenie maximum viac ako 90 %. Všetky ostatné koagulanty boli buď príliš nákladné na použitie, alebo bol ich účinok zanedbateľný. Najlepším aktívnym uhlím bolo 0,5 g F300 s 31 % účinnosťou odstraňovania CHSK_{Cr} . Čistiaci účinok na reálnej vzorke ukázal významné odstránenie Namonu, N-NO_3 , ktorý sa znížil s veľkou rezervou z 8,36 na 0,42 mg/l. CHSK_{Cr} v reálnej odpadovej vode sa znížila takmer o viac ako 50 % a dosiahla hodnotu 6,48 mg/l. Absolútna sterilita v odpadovej vode sa dosiahla s 3 mg/l roztokom NaClO a Oxónia Active 150. Ďalšou účinnou metódou, aj keď nie úplne sterilnou, bolo UV žiarenie. Za zmienku stojí skutočnosť, že po koagulácii a pieskovej filtrácii bol tiež badateľný pokles kolónio tvorných jednotiek mikroorganizmov.

Kľúčové slová: terciárne čistenie, koagulácia, piesková filtrácia, adsorpcia, dezinfekcia, opätovné použitie vody

1 Introduction

The topic of wastewater treatment and reuse has been known in scientific circles and in the eyes of the general public for several decades and its importance has grown significantly in the last decade. This is mainly due to the high consumption of drinking water in industrial production processes, population growth and the worsening climatic conditions on our planet. The negative climatic consequences include, in particular, long periods of drought throughout the world, even in areas that belong to countries with a temperate climate and have had sufficient rainfall throughout the year compared with the past. Central Europe, which includes the Slovak Republic, is a case in point. Lack of rainfall results in a shortage of sources of not only surface water, but also groundwater which after treatment, is used to produce drinking water. Therefore, questions are being addressed as to how to supplement the missing water sources and not to waste drinking water in such huge quantities for non-potable purposes (i.e., for example, in industrial production). This is why wastewater treatment and reuse is an important step in this issue. On the other hand, it should be mentioned that wastewater reuse has both advantages and disadvantages. The advantages are, for example, improving the economic efficiency of investments in wastewater disposal and irrigation (i.e. not discharging wastewater into the receiving water, but trying to use it efficiently and fully); production and replenishment of water resources; use of macronutrients. However, reuse also has some drawbacks and risks, which include restrictions on use; the presence of some pollutants in concentrations that can be toxic to soil, plants, humans and the environment; or public opinion, which is mostly negative and skeptical in this regard (Sauri, 2019 and Dawoud et al. 2012).

2 Material and methods

Measurement of pH

The water reaction was recorded using the laboratory equipment HQ40d multi from the manufacturer HACH LANGE (Germany). A matching probe on the same instrument was used to measure the conductivity.

Determination of ammoniacal nitrogen

Preparation of Nessler's reagent

The NaOH solution was prepared in advance by dissolving 16 g of NaOH in 50 ml of distilled water. Subsequently, 10 g of HgI_2 and 7 g of KI were dissolved in distilled water, mixed with the prepared NaOH solution and made up to a volume of 100 ml with distilled water. The reagent was allowed to settle.

Preparation of Seignett salt

Dissolve 50 g of potassium tartrate (50 % solution) in distilled water, add 0.5 ml of Nessler's reagent, make up to 100 ml with distilled water, stir and allow to settle.

To 5 ml of sample, 0.1 ml of Seignett salt, 0.1 ml of Nessler's reagent were added, the solution was mixed and after 10 minutes the absorbance was measured in a spectrophotometer at 425 nm. Equation (1) gives the calibration curve for the determination of ammoniacal nitrogen concentration with coefficient of determination $R_1^2 = 0.9944$. The dependent variable y expresses the absorbance $A [-]$ and the independent variable x the concentration of ammoniacal nitrogen [mg/L].

$$y = 0,149x + 0,0038 \quad (1)$$

Determination of nitrate nitrogen*Preparation of amidosulphuric acid solution*

On an analytical balance, 2 g of amidosulphuric acid was weighed and dissolved in 100 ml of distilled water.

Preparation of sodium salicylate solution

1 g of sodium salicylate was weighed on an analytical balance and then dissolved in 100 ml of distilled water.

Preparation of sodium hydroxide solution

We weighed 75 g of sodium hydroxide on an analytical balance. The hydroxide was gradually dissolved in a beaker of distilled water. After homogenising the solution, the contents of the beaker were poured into a volumetric flask and made up to the mark with distilled water. The volume of the solution was 250 ml.

Distilled water of 10 ml volume was pipetted into the evaporation flasks, 0.2 ml NaOH, 1 ml sodium salicylate and 0.4 ml amidosulfuric acid were added. The mixture was stirred and allowed to evaporate to dryness. We then pipetted 1 ml sulphuric acid (98 % solution) to wet the evaporate completely and left it for 10 minutes. We then added 20 ml of distilled water, 7 ml of NaOH, stirred the mixture in a circular motion and then poured it into 50 ml volumetric flasks through a funnel. The calibration solutions were allowed to cool and made up to the mark with distilled water. The absorbance was measured on a spectrophotometer at 415 nm. Equation (2) shows the calibration dependence for the determination of nitrate nitrogen with a coefficient of determination of $R_2^2 = 0.9988$. The independent variable x represents the concentration of nitrate nitrogen [mg/L].

$$y = 0,0297x + 0,0195 \quad (2)$$

Determination of phosphate phosphorus

The determination of phosphate phosphorus was carried out according to the book WATER ANALYTICS (Horáková et al., 2003). Equation (3) gives the calibration curve for the determination of phosphate phosphorus concentration with the coefficient of determination $R_3^2 = 0.9952$. The independent variable x represents the phosphate phosphorus concentration [mg/L].

$$y = 0,154x + 0,0066 \quad (3)$$

Determination of turbidity

The determination of turbidity was carried out according to the book ANALYTICS OF WATER (Horáková et al., 2003). The equation of the calibration curve for the determination of turbidity is given below and achieves a coefficient of determination of $R_4^2 = 0.9996$. The independent variable x expresses the value of turbidity [ZF].

$$y = 0,0016x + 0,0749 \quad (4)$$

Determination of chemical oxygen demand, total nitrogen and total phosphorus, iron

These determinations were performed using LCK 314, LCK 338, LCK349 and LCK321 kits (HACH LANGE, Germany) respectively.

Coagulation

Using a Janettne syringe, we collected 300 mL of raw wastewater in each of 4 large beakers, then added a dose in units of mL (0.05; 0.1; 0.15; 0.2) of each of the coagulant reagents, and ran the JAR test - rapid mixing at 200 rpm for 1 minute; slow mixing at 15 rpm for 15 minutes. We stopped mixing and allowed the solid portion to settle gradually, and after settling, we collected the supernatant again into plastic tubes using a Janet syringe. We filtered the supernatant in the tubes through a Synpor membrane filter.

Sand filtration

We poured 300 mL of post-coagulated wastewater through the sand filter column, measuring the time it took for the considered volume of post-coagulated wastewater sample to flow. The filtrate flowed out into another beaker. We analyzed the filtrate as filtered and unfiltered samples (via Synpor). The residence time in the column was considered to be 7.5 min.

Adsorption

The wastewater purified after sand filtration has undergone another purification process, namely adsorption. We weighed 0.5 g of granular activated carbon F300 and ENVIPUR and 0.25 g of PAC into conical flasks on an analytical balance. We then added 100 ml of wastewater after coagulation and sand filtration and set the adsorption conditions to 180 rpm. The adsorption times were 5, 15 and 30 minutes. After adsorption with all three adsorbents, we again subjected the treated wastewater samples to appropriate analyses. Subsequently, we selected the most efficient adsorbent with which we performed adsorption in a polypropylene 25.4 cm filter with an adsorbent F300 with a volume of 500 ml.

Disinfection

Disinfection is the last step before wastewater reuse and subsequent treatment for specific purposes. Various methods of disinfection are known and in the following subsections we have listed the methods we have considered, namely chlorination, use of peracetic acid, UV irradiation and membrane filtration.

Sodium hypochlorite (NaClO)

To a volume of 200 ml of wastewater after the adsorption process, we added a disinfectant containing 1 and 3 mg/l NaClO. The product has a hypochlorite concentration of 47 g/kg, so it was a 4.7% solution (neglecting the change in density), but it is very concentrated, so we had to dilute it. We diluted it 100 times to a volume of 100 ml of distilled water. In a beaker we mixed 99.53 ml of distilled water and 0.47 (1.41 at 3%) ml of the product, and this was our stock solution, of which we then pipetted 1.3 ml into 200 ml of wastewater, purified after adsorption. We then stirred the beaker on a stirrer for 5 min and determined the physicochemical analyses after the time had elapsed.

Oxonium Active 150

It is a solution of a mixture consisting of hydrogen peroxide and organic acids - acetic and peracetic acids. The disinfectant contained 0.05-3 % by volume of this mixture, and we chose 0.1 % by volume, and then added 0.2 ml of this disinfectant to 200 ml of the wastewater sample after adsorption, stirred for 5 minutes, and then carried out physico-chemical analyses.

UV light

After adsorption, a volume of 1.54 l of the wastewater sample was subjected to UV disinfection using a UV lamp. The power of the UV lamp was 18 W and the disinfection time, i.e. the residence time of the wastewater in the device, was 60 seconds. After this time, we drained the water through the opening located at the bottom of the device.

Membrane filtration

A volume of 1200 ml of wastewater after adsorption was purified using membrane filtration. Purification was carried out by pipetting the wastewater into a plastic syringe which was connected to the membrane filter. We had to change the membrane filters every 200 ml, because they gradually became clogged when a larger volume of purified wastewater was passed through them.

3 Results and discussion

Coagulation

In Figure 1, we see the effect of coagulant dose on the removal of COD. At the lowest dose, all but ferrous sulfate achieved similar removal efficiencies. With increasing dose, only ferric chloride showed an increase in efficiency, and at the highest dose of ferrous sulfate there was a potential improvement. A similar trend of highest ferric chloride efficiency can be observed for the removal of insoluble substances, this fact is shown in Figure 2. The increase occurred again at higher doses, which cannot be said for the other coagulants, but the overall very good efficiencies should be emphasized. Large fluctuations in efficiency were noted for ferrous sulphate. The removal of ammoniacal nitrogen was in favour of the coagulant PAX, which achieved removal efficiencies of more than 70 % at the lowest and threefold doses, and even above 90 % in the second case (see Figure 3). The ferrous sulfate coagulant did not achieve any results with increasing dose. The high nitrate nitrogen removal efficiencies using the ferrous sulfate coagulant are shown in Figure 4. Unlike the other coagulants, it achieved surprisingly high efficiencies, which were surpassed only by PAX at triple doses. According to these results, the optimal dose for each coagulant was selected with a dose of 0.17 ml/L for mixed Al + Fe, PAX and ferric chloride, where for ferrous sulfate a dose of 0.33 ml/L was chosen (the reason for this is to increase the removal efficiency of COD and insoluble substances). Ferric chloride was the chosen coagulant for further measurements.

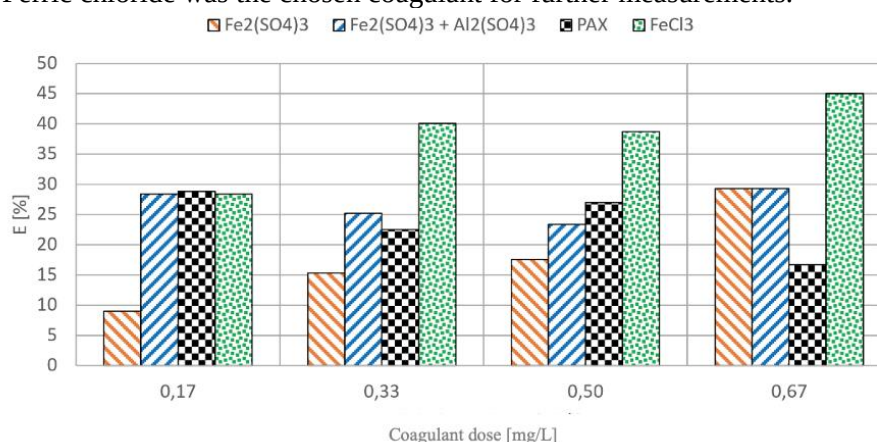


Figure 6: Effectiveness of removal COD.

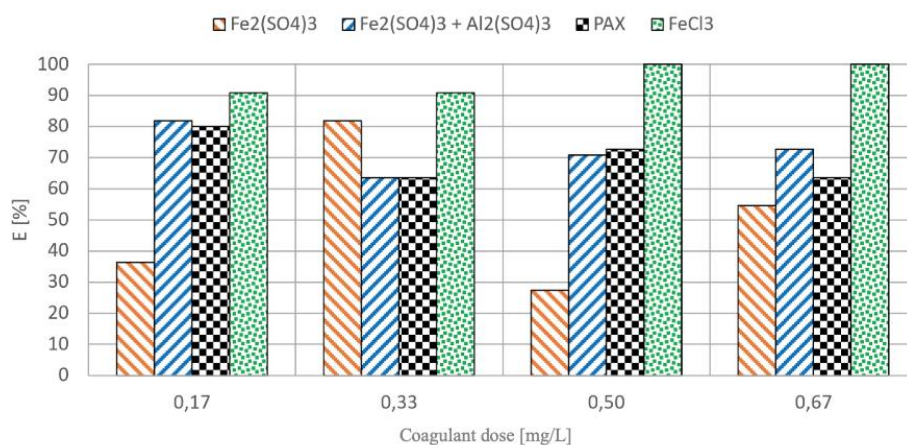


Figure 7: Effectiveness of removal TSS.

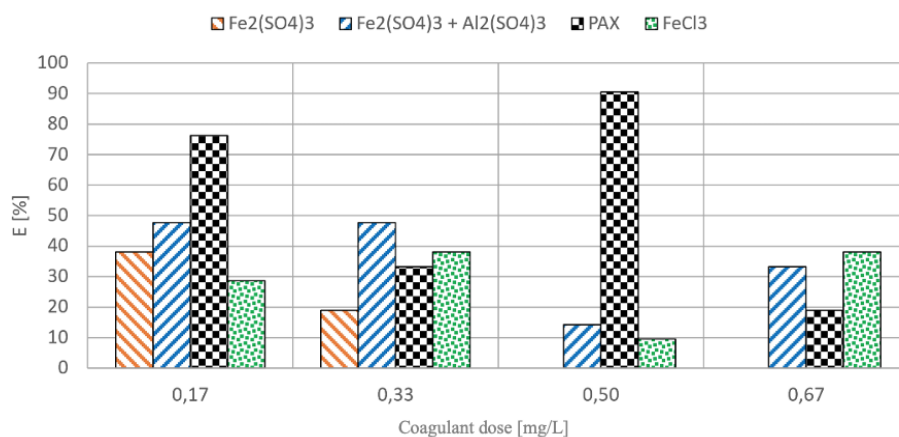


Figure 8: Effectiveness of removal N-NH₄.

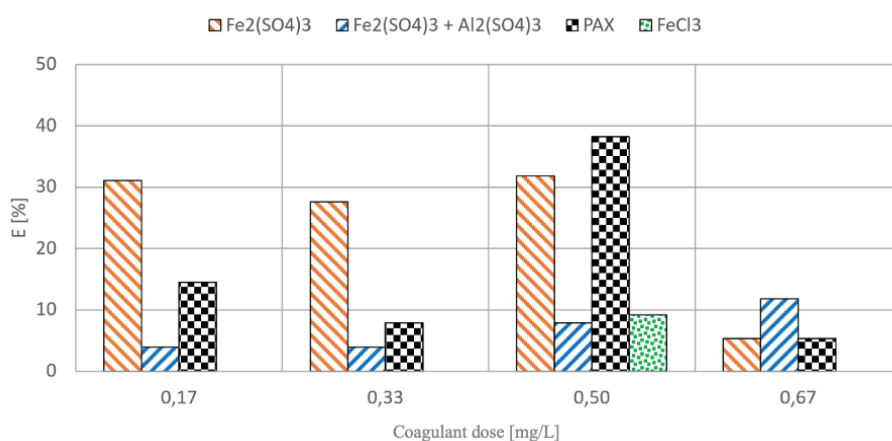


Figure 9: Effectiveness of removal N-NO₃.

The comparison of sedimentation and sand filtration after coagulation is described in Table 1. The advantage of sand filtration is the lower residence time compared to sedimentation, which achieves similar and even better results. The most striking but unsurprising fact is the achievement of iron removal efficiencies from 0 to 100 %. For TSS, almost twice the efficiency was achieved. There was

also a significant increase in the removal of N_c and COD. For the parameters that were lower after sedimentation, this difference is relatively negligible compared to sand filtration.

Table 4: Comparison of the removal efficiency of water quality indicators after sedimentation and sand filtration.

	Average WW	Sedimentation	Sand filtration	Effectiveness of removal sed./fil.	
	(mg/L) / pH (-) / turbidity (ZF)			(%)	
TSS	10,50	5.5	2	47.62	80.95
Turbidity	< 2	<2	-	-	-
pH (fil.)	7.45	7.05	6.75	-	-
Namon (fil.)	0.36	0.375	0.4925	0	0
P-PO ₄ (fil.)	0.79	0	0.032	100	95.96
N-NO ₃ (fil.)	9.24	8.9625	9.1025	2.98	1.47
N_c (fil.)	11.53	10.22	9.415	11.39	18.37
P_c (fil.)	1.17	0.1815	0.2075	84.49	82.26
CHSK (fil.)	38.46	25.7	23.15	33.18	39.81
Fe (nefil.)	0.022	0.488	-	0	100

Adsorption

The adsorption on different activated carbons was based on the same water sample after coagulation and sand filtration. There was an increase in pH for all types tested. After 5 and 15 min there was an increase in efficiency only for PAC, which is not surprising for powdered charcoal. After 30 min, GAU F300 achieved the highest COD removal efficiency, but it is worth noting the very good parameters of PAC, which despite the lower efficiency achieved the highest amount supersorbed (indicative of the highest specific surface area). However, we next worked with GAU F300. The annotated values are shown in Table 2.

Table 5: Comparison of the efficiency and performance of individual activated carbons in order to select one brand.

F300/ ENVIPUR/ PAU									
Time (min)	pH			E_{COD}			a_t		
	-			(%)			(mg/g)		
0	6.37	6.37	6.37	0	0	0	0	0	0
5	7.49	7.44	7.49	2	4	1	0.040	0.080	0.040
15	7.57	7.42	7.49	3	8	13	0.060	0.168	0.560
30	7.68	7.48	7.65	31	17	25	0.660	0.358	1.068

The adsorption process achieved a reduction in the pollution values for most of the indicators, but the most significant changes in Table 3 should be pointed out. The removal of N-NO₃ was achieved with almost 95% efficiency, this fact is very positive but not unprecedented. According to the studies, it is possible to remove N-NO₃ with a predicted performance of 1 mg/g of coal. This decrease can be indirectly observed with a reduction of conductivity of 13%. This is also followed by a high N-NH₄ removal efficiency with a value reaching 93.18%. This is followed by iron, COD and P_c removal with 69%, 52% and 48.4% removal efficiencies, respectively.

Table 6: Effect of ov aftertreatment by coagulation, sand filtration and adsorption processes.

	Average WW	Coag + sand. Fil.	Adsorption	Effectiveness of removal c.+sf./ads.	
	(mg/L) / pH (-) / turbidity (ZF) / cond. (µS/cm)			(%)	
TSS	8	6	4	25	33.33
Turbidity	< 2	< 2	< 2	-	-
pH (fil.)	7.79	7.6	7.86	-	-
Namon (fil.)	0.34	0.22	< 0.015	35.29	> 93.18
P-PO ₄ (fil.)	0.531	0.046	0.04	91.33	22.83
N-NO ₃ (fil.)	8.55	8.36	0.42	2.22	94.99
N _c (fil.)	9.58	8.56	0.91	10.65	89.34
P _c (fil.)	0.559	0.094	0.05	83.18	48.40
CHSK (fil.)	21.2	13.5	6.48	36.32	52.04
Fe (nefil.)	0.016	0.148	0.046	0	68.92
Conductivity	961	1014	882	-	13.02

Disinfection

Table 4 shows the effects of cleaning processes and disinfection methods on the microflora of the treated wastewater. The most abundant microorganisms present were coliforms, which significantly outnumbered the other microorganisms detected with 3700 CFU/100ml. Coagulation and sand filtration reduced the CFU value of coliforms by more than one order of magnitude. The intestinal enterococci content also decreased numerically. Only coliforms were positively affected by the adsorption process, decreasing from 230 CFU/100ml to 54 CFU/100ml. Looking at the disinfection methods themselves, only two showed absolute sterility, namely sodium hypochlorite with a concentration of 3 mg/L and Oxonium Active 150. Sodium hypochlorite with a lower concentration did not remove coliform bacteria and still contained *Enterobacter* sp. To determine the impact of the disinfection methods used, additional determinations of water quality indicators were carried out. The results are presented in Table 5, from which we can clearly see the influence of the methods used on the water parameters. When sodium hypochlorite and Oxonium Active 150 were used, there was a change in most of the parameters. For disinfection with UV and membrane filtration, there was a change in COD (only for MF), NC and iron. The most worrying changes are with Oxonium Active 150, where the values of P_c, COD changed significantly up to above or close to the permissible values. The reduction in pH to 5.3 is also not desirable. During UV and membrane filtration, either aerobic sporezoites, conditionally pathogenic microorganisms or *Enterobacter* sp..

Table 7: Influence of cleaning processes and disinfection methods on the microflora of WW.

	WW	Coag. + sand fil.	Adsorption	NaClO 1 mg/L	NaClO 3 mg/L	Oxonium Active 150	UV	Membrane filter
	CFU / 100 ml							
coliform bacteria	3700	230	54	4	0	0	0	5
<i>Escherichia coli</i>	15	6	30	0	0	0	0	0
thermotolerant bacteria	4	7	5	0	0	0	0	2
enterococci	39	2	5	0	0	0	0	0

Table 8: Effect of used disinfection methods on water quality indicators.

	Coag. + fil. + ads.	NaClO	Oxonium Active 150	UV	Membrane filtration
	(mg/L) / pH (-) / turbidity (ZF) / cond. (μS/cm)				
TSS	4	< 2	< 2	< 2	-
Turbidity	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
pH (fil.)	7,86	8.22	5.3	7.75	7.83
Namon (fil.)	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015
P-PO ₄ (fil.)	0.04	0.113	0.398	0.061	0.069
N-NO ₃ (fil.)	0.42	0.546	0.788	0.464	0.441
N _c (fil.)	0.91	0.784	0.69	0.68	0.549
P _c (fil.)	0.05	0.116	2	0.055	0.055
CHSK (fil.)	6.48	6.83	75.2	6.53	9.04
Fe (nefil.)	0.046	0.11	0.102	0.078	0.028
Conductivity	882	901	883	890	893

4 Conclusion

In the present work, we have considered a series of chemical or physical processes that would achieve the desired water purity. For the coagulation process, a set of different measurements were made, from which we selected the most suitable coagulant, ferric chloride. Sand filtration was chosen as the next step for the separation of the chemical sludge flakes, which was more suitable in terms of time but also in terms of the efficiency of removal of the monitored parameters. It achieved similar efficiencies to sedimentation in most of the parameters and in the case of iron, TSS, COD, N_c, the removal efficiencies were 100%, 89.95%, 39.81% and 18.37%, respectively. Among the laboratory adsorption tests, we selected GAU F300 as the most suitable (also from the point of view of the work) and the adsorption process itself showed interesting results. The most significant was the removal efficiency of N_c (of which N-NO₃ was significant with an efficiency of almost 95%). Other parameters such as iron, COD and P_c were significant in terms of removal. The last part of the work focused on disinfection, the results of which point to the use of sodium hypochlorite at a concentration of 3 mg/l and Oxonium Active 150 1 ml/l as the most effective disinfection method. However, the use of Oxonium Active 150 should be reconsidered and the use of UV disinfection and membrane filtration could be tested again in the laboratory with modified conditions to achieve more positive results. Overall, however, the water performs according to Annex 1 in Decree 91/2023 Coll. (MZSR, 2023), the values of the monitored chemical parameters are sufficient and in terms of content of microorganisms, the water is also safe or minimally safe after disinfection with the above-mentioned methods. The water would also be classified as class A according to EU legislation (Directorate-General, 2022). It is worth continuing the research and adding further knowledge to the topic.

5 Acknowledgement

The publication was created with the financial support of the Agency for Research and Development, under the contract number APVV-22-0292 and within the Grant Scheme for the support of excellent teams of young researchers in the conditions of the Slovak University of Technology in Bratislava.

6 References

- Dawoud, M.A., Sallam, O.M. and Abdelfattah, M.A. (2012). Treated wastewater management and reuse in arid regions: Abu Dhabi case study. Available at: https://www.researchgate.net/publication/259182543_Treated_Wastewater_Management_and_Reuse_in_Arid_Regions_Abu_Dhabi_Case_Study.
- Directorate-General for Environment (2022). Minimum requirements for water reuse - guidelines. [online] Available at: <https://environment.ec.europa.eu/publications/minimum-requirements-water-reuse-guidelines_en>.

Horáková, M. a kol. (2003). Analytika vody; 2. vydanie, str. 170-172. VŠCHT, ČR.

Ministerstvo zdravotníctva Slovenskej republiky (2023). Vyhláška 91/2023 Z.z., príloha 1. MZSR, SR.

Saurí, D. and Arahuetes, A. (2019). Water reuse: A review of recent international contributions and an agenda for future research. Available at: <https://doi.org/10.5565/rev/dag.534>.

Evaluation of selected water quality indicators in water reservoir Ružín

Ines Karlovská, Annamária Stankovianska

Abstract

Surface and underground waters not only in Slovakia, but all over the world are increasingly polluted by various types of pollutants. Current water purification technologies are capable of effectively removing some of these contaminants, but many other pollutants such as various micropollutants (pharmaceuticals and their metabolites, drugs, etc.) or heavy metals are only removed by these technologies to a limited extent or not at all. These substances can subsequently reach from the waste treatment plant's outflow not only into surface waters, but also into underground waters. In addition to the mentioned micropollutants and organic pollution, the presence of nutrients (nitrogen and phosphorus), the increased concentrations of which are the cause of eutrophication, has increased in recent decades due to the enormous development of agricultural activity and the discharge of insufficiently treated wastewater. Municipal wastewater is also a known source of various pathogenic microorganisms in the form of bacteria and viruses. In the presented work, we are dedicated to the long-term monitoring of the Ružín reservoir, which has been one of the most polluted water reservoirs in Slovakia for several years, with an effort to identify specific types of pollution and propose possible solutions to the problem. The experimental part of the work contains the results of analyzes of selected general surface water quality indicators from five water samples taken (Hnilec, Hornád, Opátka, Počkej Beach and Husia pláž) and their comparison with the limit concentrations of surface water indicators set to Regulation of the Government of the Slovak Republic No. 269/2010 Coll. An important part of this work is also research focused on the occurrence of dangerous pollutants and microbial pollution, the presence of which can have a significant impact on the ecological balance and biodiversity of the aquatic ecosystem. The implemented monitoring clearly confirmed the long-standing problem of the Ružín water reservoir. In the case of general surface water quality indicators, the worst measured results were those that did not even meet legal limits, especially in the summer months, during which water has a reduced self-cleaning ability due to increased air temperatures, which creates suitable conditions for the emergence of eutrophication leading to a demonstrable reduction in water quality. This problem is monitored in the Ružín water reservoir regularly every year in the summer season, which confirmed that it really is a long-standing problem. The microbiological monitoring carried out in the months of January to April clearly points to the presence of fecal pollution and the need to improve hygienic conditions associated with the construction of a sewer system, the reconstruction of old non-functional WWTPs or the control of agricultural activities. Further analysis results showed that the concentrations of some drugs, pharmaceuticals, and their metabolites in the surface waters around Ružín range up to several tens or thousands of nanograms per liter (ng/l). All determined results provide important information about the site in question and the state of its ecosystems, while benefiting the field of surface water quality research and the improvement and sustainable management of water quality throughout the region.

Annotation

The presented contribution is aimed at assessing the quality of surface waters, which are exposed to various forms of human activity leading to the deterioration of their quality. The main goal of this work is to systematically analyze and evaluate selected surface water parameters in five samples regularly taken from the Ružín reservoir and its tributaries.

Keywords:

absence of sewer system, eutrophication, long-term pollution, microbiological analysis, pollutants, Ružín reservoir

Abstrakt

Povrchové a podzemné vody nie len na Slovensku, ale po celom svete sú čoraz častejšie znečisťované rôznym druhom znečisťujúcich látok. Niektoré z týchto kontaminantov sú súčasne technológie čistenia vôd schopné účinne odstrániť, avšak množstvo iných znečisťujúcich látok ako sú napríklad rôzne mikropolutanty (liečivá a ich metabolity, drogy a pod.) či ťažké kovy tieto technológie odstraňujú iba v obmedzenej miere alebo vôbec. Tieto látky sa tak následne môžu dostávať z odtoku čistiarne odpadových vôd ďalej nie len do povrchových vôd, ale aj do podzemných vôd. Okrem spomenutých mikropolutantov a organického znečistenia sa posledné desaťročia v dôsledku enormného rozvoja poľnohospodárskej činnosti a vypúšťania nedostatočne vyčistených odpadových vôd, zvýšila v týchto vodách aj prítomnosť nutrientov (dusíka a fosforu), ktorých zvýšené koncentrácie sú príčinou vzniku eutrofizácie. Komunálne odpadové vody sú tiež známym zdrojom rôznych patogénnych mikroorganizmov v podobe baktérií a vírusov. V predkladanej práci sa venujeme dlhodobému monitoringu priehrady Ružín, ktorá sa niekoľko rokov zaraďuje k najviac znečisteným vodným nádržiam na Slovensku, so snahou identifikovať konkrétne druhy znečistenia a navrhnúť možné riešenia danej problematiky. Experimentálna časť práce obsahuje výsledky analýz vybraných všeobecných ukazovateľov kvality povrchovej vody z piatich odobraných vzoriek vody (Hnilec, Hornád, Opátka, Počkaj Beach a Husia pláž) a ich porovnanie s limitnými koncentraciami ukazovateľov povrchových vôd stanovenými Nariadením vlády 269/2010 Z. z. Významnou súčasťou tejto práce je aj výskum zameraný na výskyt nebezpečných polutantov a mikrobiálneho znečistenia, ktorého prítomnosť môže mať významný vplyv na ekologickú rovnováhu a biodiverzitu vodného ekosystému. Zrealizovaný monitoring jasne potvrdil dlhoročnú problematiku vodnej nádrže Ružín. V prípade všeobecných ukazovateľov kvality povrchových vôd boli najhoršie namerané výsledky, ktoré nespĺňali ani zákonné limity najmä v letných mesiacoch, počas ktorých má voda v dôsledku zvýšených teplôt vzduchu zhoršenú samočistiacu schopnosť, čím sú vytvorené vhodné podmienky pre vznik eutrofizácie vedúcej k preukázateľnému zníženiu akosti vody. Tento problém je vo vodnej nádrži Ružín sledovaný pravidelne každý rok v letnom období, čím sme potvrdili, že sa naozaj jedná o dlhoročný problém. Vykonané mikrobiologické monitorovanie v mesiacoch január až apríl jasne poukazuje na prítomnosť fekálneho znečistenia a potrebu zlepšenia hygienických podmienok spojenú s výstavbou kanalizačného systému, rekonštrukciou starých nefunkčných ČOV či kontrolou poľnohospodárskych činností. Ďalšie výsledky analýz poukázali, že koncentrácie niektorých drog, liečiv a ich metabolitov sa v povrchových vodách v okolí Ružína pohybujú v rozsahu až do niekoľkých desiatok či tisíc nanogramov na liter (ng/l). Všetky stanovené výsledky poskytujú dôležité informácie o predmetnej lokalite a stave jej ekosystémov, pričom sú prínosom pre oblasť skúmania kvality povrchových vôd a pre zlepšenie a udržateľné riadenie kvality vôd v celom regióne.

Anotácia

Predkladaný príspevok je zameraný na posúdenie kvality povrchových vôd, ktoré sú vystavené rôznym formám ľudskej činnosti vedúcich k zhoršeniu ich kvality. Hlavným cieľom tejto práce je systematicky analyzovať a zhodnotiť vybrané parametre povrchovej vody v piatich vzorkách pravidelne odoberaných z priehrady Ružín a jej prítokov.

Kľúčové slová:

absencia kanalizácie, dlhodobé znečistenie, eutrofizácia, mikrobiologická analýza, polutanty, priehrada Ružín

1 Introduction

The quality of surface waters in Slovakia has been monitored annually since 1963 in order to provide the basis necessary for the development of the concept of sustainable use of surface waters and their protection, for the preparation and processing of river basin management plans, for the performance of state water administration, for the provision of information to the public and for the needs of water use (SHMÚ, 2010; Vodný zákon č. 364/2004 Z. z.). In 2021, 9.25% of surface water bodies out of the total number of water bodies on the territory of the Slovak Republic reached poor (7.55%) and very poor (1.70%) ecological status, while as many as 389 water bodies (28.79%) with a length of 6 932.1

km (39.55%) did not reach good chemical status (Lieskovská and Lényiová, 2023). One of the most polluted water reservoirs in Slovakia in the long term is the Ružín reservoir located in the Košice Region near the village of Margecany, which consists of the main reservoir Ružín I and the balancing reservoir Ružín II. The reservoir serves mainly as a source of utility water for the company US Steel Košice, for the production of electricity, for flood protection of the area below the reservoir and for recreational purposes (Abaffy and Lukáč, 1991). The enormous pollution of the Ružín reservoir is mainly caused by waste of various kinds floating in from the tributaries of the Hornád and Hnilec rivers, especially at times of heavy rainfall, when the flooded rivers and streams also take in waste from black dumps created on the banks of these streams. Pollution of the dam by waste is dealt with regularly by collecting waste from the surface of the reservoir. However, this does not solve the very cause of the problem, because after the arrival of further extreme rainfall, the surface will flood again, for which it is necessary to spend financial resources again for to clean it up. As a result of this waste being washed into the Ružín, not only is the dam no longer aesthetically degraded, but the quality of the water in the dam itself is gradually deteriorating. In addition to the black dumps, there is also a long-standing problem with the absence of sewer systems in the area and with non-functioning wastewater treatment plants (WWTPs), which often discharge inadequately treated wastewater. This results not only in the annual occurrence of eutrophication, which causes excessive cyanobacteria and green algae overgrowth resulting in a gradual decrease in the availability of dissolved oxygen in the water, but also in the occurrence of faecal pollution, which can be a source of various infections causing short- or long-term health problems. Other contaminants of surface water in the Ružín area include, in addition to the usual pollutants, heavy metals and various pollutants such as drugs, pharmaceuticals and their metabolites, the consumption of which is increasing year by year and cannot be completely eliminated by the WWTPs. The present paper summarises the year-round monitoring of the Ružín dam in order to highlight the long-term problems of this dam and to propose possible solutions to the situation.



Figure 1: Eutrophication in the Ružín reservoir in September 2022

2 Methodology

The research focused on the analysis of five water samples taken from the Ružín reservoir and its tributaries. The first sample was taken from the Hnilec river, which is the largest right-side tributary of the Hornád river. The second water sample was taken from the Hornád river, the 5th longest river in Slovakia, on which the Ružín reservoir is situated. The third and fourth water samples were taken from the bank of the Ružín reservoir located near the sandy Počkaj Beach and near the Husia pláž recreation center located in the village of Jaklovce. The last analyzed water sample was taken from the Opátka stream, which flows into the Ružín reservoir north-west of the village of Košická Bela.



Figure 2: Map with marked sampling sites (except for sample No. 5 - Opátka)

The samples were taken in 1-liter water sampling bottle in accordance with STN EN ISO 5667-6 (2017) and STN ISO 5667-4 (2018). We always rinsed the containers first with the collected water before collecting the actual sample for analysis. Subsequently, all collected samples were transported in a cooler bag to Bratislava, where they were analyzed within 24 hours of collection. Prior to the actual analyses, we measured the pH in each water sample using a Hach Lange HQ40D portable pH meter. Analyses of the samples were performed at regular intervals once a month in accordance with standard methods (Horáková et al., 2012; Olejníková et al., 2015; STN EN ISO 9308-1, 2015).

In the first step, we determined selected general indicators of surface water quality according to Regulation of the Government of the Slovak Republic No. 269/2010 Coll., which are listed in Annex 1 - Part A. Among these indicators we determined the concentrations of nitrogen - ammonia (N-NH_4), nitrite (N-NO_2), nitrate (N-NO_3) and total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and chemical oxygen demand by dichromate (COD_{Cr}). Analyses of the parameters of the different forms of nitrogen and phosphorus were carried out in accordance with the standard methods presented in the book *Analytika vody* (Horáková et al., 2012). The parameters TN, TP and CHSK_{Cr} were determined using cuvette sets LCK 314, LCK 1414, LCK 138 and LCK 349 from HACH Slovakia due to the necessary accuracy. A laboratory UV/VIS spectrophotometer type Hach Lange DR 5000 was used to measure the absorbance values and the resulting concentration using the barcode indicated on the set.

In the case of microbiological analyses, we focused on the determination of coliform bacteria, enterococci, and a specific type of *Escherichia coli* bacterium (abbreviated *E. coli*), whose presence in surface waters proves fecal pollution. A few days before the actual microbiological analyses, we always prepared the culture media necessary for the cultivation of the selected bacterial species. Chromocult Coliform Agar (abbreviated CCA) was used for the cultivation of coliforms and *E. coli*. Slanetz-Bartley agar (abbreviated SBA) was used for the culture of enterococci. The determination of coliforms and *E. coli* was performed by two methods. The first method was the method of inoculating a 100 μl sample on CCA agar. The second method was the method of pouring 1 ml of the sample with fresh CCA agar. The samples were cultured at 37 °C for 24 hours. For the determination of enterococci, we first filtered the surface water sample of different volumes using a pressure filtration device and a GN-6 Metrical filter with a pore size of 0.45 μm and a diameter of 47 mm. Subsequently, we transferred the sterile filter into a prepared petri dish and cultured at 44-45 °C for 48 h.

To count the number of cultured colony-forming units (abbreviated as CFU), we used a digital counter STUART type SC6+, and the measured number of CFU was converted to a volume of 100 ml in both cases, for the sake of correct indication, which is specified in the Regulation of the Government of the Slovak Republic No. 269/2010 Coll. and in STN 75 7221 (1999).

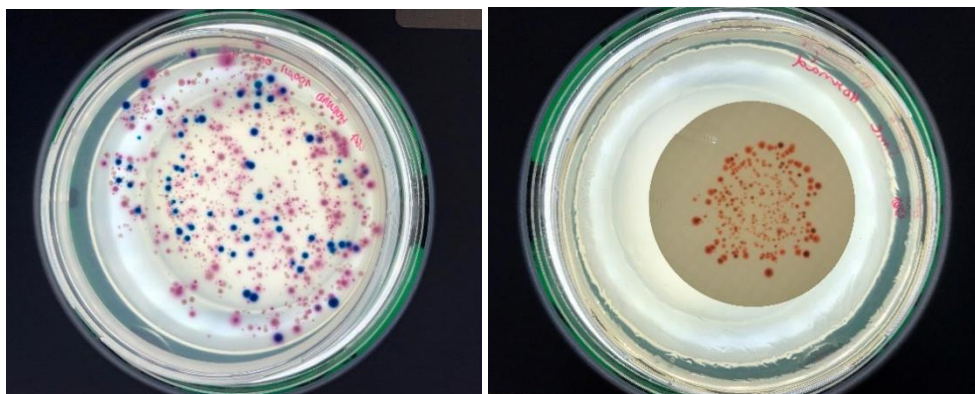


Figure 3: Determination of coliforms (red) and *E. coli* (blue) on the right and enterococci on the left in a sample taken from the Hornád river in January 2023

As part of the survey of the current status of the Ružín reservoir, we supplemented the monitoring with an analysis of selected drugs and pharmaceuticals, which we carried out in January 2023, when, in addition to the five baseline samples, we sampled another seven sites that are also tributaries of the Ružín Dam or part of it. The Orbitrap LC-MS analytical technique was used for drug and pharmaceutical analysis. The Orbitrap is a specific type of mass analyser used in mass spectrometry and is capable of accurately measuring the mass of compounds while providing high accuracy, sensitivity and resolution. A detailed description of the operation of this method is given in the study by Fedorova et al. (2013).

3 Results and discussion

All the results obtained from the analyses of selected general water parameters are summarized in Tables 1 to 5. The measured values of individual parameters were compared with their maximum permissible concentrations valid for surface waters throughout the Slovak Republic. The highlighted values represent the exceedance of the permissible limit set by Regulation of the Government of the Slovak Republic No. 269/2010 Coll. for the given parameter. *Note: No sampling was carried out in December due to difficult access to sampling points.*

Table 1: Summary of measured pH values and concentrations of selected parameters in individual months of monitoring in samples taken from the Hnilec river

		Water quality indicator							
		pH (-)	COD _{Cr} (mg/l)	TN (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	TP (mg/l)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)
Allowed limit		6-8.5	35	9	1	0.02	5	0.4	-
Month of sampling	09/2022	7.08	25.0	9.39	0.443	0.050	0.721	0.221	0.052
	10/2022	7.22	21.6	7.81	0.942	0.063	0.861	0.188	0.033
	11/2022	7.22	8.86	2.74	0.631	0.004	1.989	0.142	0.017
	12/2022	-	-	-	-	-	-	-	-
	01/2023	6.84	12.9	5.90	0.411	0	1.312	0.236	0.024
	02/2023	7.14	17.8	2.65	0.390	0	1.261	0.162	0.002
	03/2023	7.36	11.1	2.93	0.584	0	1.082	0.096	0.004
	04/2023	7.16	4.36	2.94	0.119	0	1.621	0.072	0.026

Table 2: Summary of measured pH values and concentrations of selected parameters in individual months of monitoring in samples taken from the Hornád river

		Water quality indicator							
		pH (-)	COD _{Cr} (mg/l)	TN (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	TP (mg/l)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)
Allowed limit		6-8.5	35	9	1	0.02	5	0.4	-
Month of sampling	09/2022	7.59	44.5	8.62	0.663	0.050	0.821	0.235	0.082
	10/2022	7.74	15.7	6.92	0.703	0.051	0.432	0.210	0.025
	11/2022	7.41	13.2	3.49	0.442	0	1.039	0.167	0.342
	12/2022	-	-	-	-	-	-	-	-
	01/2023	7.94	1.46	6.92	0.754	0.002	0.762	0.076	0.022
	02/2023	7.62	30.9	8.16	3.510	0	0.635	0.633	0.501
	03/2023	7.42	21.5	3.18	0.633	0	0.391	0.422	0.039
	04/2023	6.89	26.5	5.71	0.133	0	1.521	0.345	0.082

Table 3: Summary of measured pH values and concentrations of selected parameters in individual months of monitoring in samples taken from the Počkaj Beach site

		Water quality indicator							
		pH (-)	COD _{Cr} (mg/l)	TN (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	TP (mg/l)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)
Allowed limit		6-8.5	35	9	1	0.02	5	0.4	-
Month of sampling vzorky	09/2022	7.45	117	9.33	0.543	0.052	1.362	0.517	0.031
	10/2022	7.8	22.1	7.72	4.131	0.063	0.242	0.476	0.041
	11/2022	7.31	14.6	3.28	0.521	0.002	0.972	0.276	0.004
	12/2022	-	-	-	-	-	-	-	-
	01/2023	7.94	4.23	10.2	0.785	0	4.462	0.073	0.019
	02/2023	7.67	13.9	3.84	0.520	0	1.472	0.072	0
	03/2023	7.68	17.9	2.67	0.704	0.003	0.882	0.136	0.069
	04/2023	7.34	15.8	3.62	0.115	0	1.572	0.131	0.026

Table 4: Summary of measured pH values and concentrations of selected parameters in individual months of monitoring in samples taken from Husia pláž site

		Water quality indicator							
		pH (-)	COD _{Cr} (mg/l)	TN (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	TP (mg/l)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)
Allowed limit		6-8.5	35	9	1	0.02	5	0.4	-
Month of sampling	09/2022	7.53	39.4	6.97	0.553	0.030	0.771	0.544	0.065
	10/2022	7.78	80.9	5.32	4.132	0.063	0.689	0.503	0.041
	11/2022	7.69	23.8	3.42	0.768	0.004	0.651	0.289	0.031
	12/2022	-	-	-	-	-	-	-	-
	01/2023	7.60	0.195	6.02	0.612	0	1.021	0.037	0
	02/2023	7.08	12.8	3.06	0.494	0	1.133	0.086	0
	03/2023	7.29	15.6	2.66	0.637	0	1.549	0.126	0.119
	04/2023	6.66	56.5	2.46	0.104	0	1.132	0.079	0.024

Table 5: Summary of measured pH values and concentrations of selected parameters in individual months of monitoring in samples taken from the Opátka site

		Water quality indicator							
		pH (-)	COD _{Cr} (mg/l)	TN (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	TP (mg/l)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)
Allowed limit		6-8.5	35	9	1	0.02	5	0.4	-
Month of sampling	09/2022	7.32	174	22.1	0.412	0.051	0.182	1.860	1.233
	10/2022	7.37	420	18.2	0.554	0.063	0.991	1.672	0.048
	11/2022	7.19	140	10.4	0.442	0	1.023	0.389	0.004
	12/2022	-	-	-	-	-	-	-	-
	01/2023	6.15	3.23	7.04	0.794	0	1.402	0.064	0.015
	02/2023	7.25	8.16	4.43	0.360	0.003	1.892	0.098	0.024
	03/2023	7.82	9.81	2.60	0.889	0	1.082	0.115	0.032
	04/2023	8.14	5.76	4.64	0.112	0	1.921	0.083	0.017

The above results show that the most common indicators that do not meet surface water quality requirements include COD_{Cr}, TN, N-NH₄, N-NO₂ and TP, with the worst results being measured particularly in the months of September and October 2022. According to the available information from the Slovak Hydrometeorological Institute (SHMÚ), the average flows in the vicinity of Ružín were relatively low in these months, which indicates that the water was not diluted and was more stagnant than flowing. Also in this period, the weather was still relatively warm, considering the already autumn season. For this reason, strong eutrophication was also observed on the Ružín (Fig. 1), resulting in an increase in COD_{Cr} in the system after the gradual death of overgrown green algae, the maximum permissible concentration of which was exceeded in all the water samples taken, especially in September, except for the sample from the Hnilec river. TN values were also elevated in those months, with the permitted concentration more than twice as high in the sample from the Opátka site. For N-NH₄, the maximum limit was exceeded in samples taken from the Počkaj Beach and Husia pláž sites, and for N-NO₂ in all samples taken. From the attached results we can see that in the months of September and October, elevated concentrations of TP were also measured, which, together with elevated concentrations of nitrogen, contributed to the eutrophication already mentioned. In the following months, with a gradual decrease in air temperature and more frequent precipitation, the concentrations of individual parameters decreased and did not exceed the maximum permissible concentrations until February 2023, when the measured value of N-NH₄ was up to three times higher compared to the permissible concentration, which, however, may have been caused by sampling from the Hornád river near the outflow of the municipal WWTP. Within the basic analyses we also focused on monitoring the concentration of phosphates (P-PO₄³⁻), on the basis of which we can classify the surface water into individual classes according to STN 75 7221 (1999), from class I - very clean water, to, for example, in September in the case of the Opátka sample, class V - heavily polluted water. The relevant concentrations dividing the surface water into the respective water quality classes are given below in Tab. 6.

Table 6: Classification of water according to the indicator phosphates into the relevant classes according to STN 75 7221 (1999)

Water quality class	I.	II.	III.	IV.	V.
Concentration of P-PO ₄ ³⁻ in mg/l	< 0.05	< 0.1	< 0.2	< 0.5	> 0.5

Note: Class I - very clean water, Class II - clean water, Class III - polluted water, Class IV - heavily polluted water, Class V - very heavily polluted water

As mentioned earlier in our work, we have also focused on microbiological analyses since the beginning of 2023 to determine if fecal contamination is also present in the monitored waters. All the results obtained from the microbiological analyses are summarized in Tab. 7 to 11.

Table 7: Determination of the amount of CFU coliforms in 100 ml by the inoculation method in each month of microbiological monitoring

CFU/100 ml		Sampling location				
		Hnilec	Hornád	Počkaj Beach	Husia pláž	Opátka
Month of sampling	01/2023	11 000	22 000	13 000	11 000	4 000
	02/2023	401 100	223 000	133 000	207 000	280 000
	03/2023	4 000	27 000	9 000	4 000	1 000
	04/2023	1 000	6 000	2 000	2 000	1 000

Note: Evaluation of the method for inoculating a 100 µl sample on CCA agar

Table 8: Determination of the amount of CFU E. coli in 100 ml by the inoculation method in each month of microbiological monitoring

CFU/100 ml		Sampling location				
		Hnilec	Hornád	Počkaj Beach	Husia pláž	Opátka
Month of sampling	01/2023	5 000	9 000	9 000	2 000	0
	02/2023	17 000	5 900	6 000	11 000	5 000
	03/2023	2 000	5 000	1 000	0	0
	04/2023	0	0	0	0	0

Note: Evaluation of the method for inoculating a 100 µl sample on CCA agar

Table 9: Determination of the amount of CFU coliforms in 100 ml by the pouring method in each month of microbiological monitoring

CFU/100 ml		Sampling location				
		Hnilec	Hornád	Počkaj Beach	Husia pláž	Opátka
Month of sampling	01/2023	1 100	14 500	5 600	1 000	400
	02/2023	incalculable	incalculable	29 000	67 700	8 800
	03/2023	1 700	31 000	7 600	3 500	1 100
	04/2023	4 700	35 800	800	1 100	1 000

Note: Evaluation of the method of inoculating a 1 ml sample with fresh CCA agar

Table 10: Determination of the amount of CFU E. coli in 100 ml by the pouring method in each month of microbiological monitoring

CFU/100 ml		Sampling location				
		Hnilec	Hornád	Počkaj Beach	Husia pláž	Opátka
Month of sampling	01/2023	500	14 500	2 300	4 500	0
	02/2023	incalculable	incalculable	4 500	9 400	4 400
	03/2023	1 400	5 300	900	0	0
	04/2023	800	200	400	200	100

Note: Evaluation of the method of inoculating a 1 ml sample with fresh CCA agar

In the Slovak Republic, the limits for coliforms and enterococci in surface waters are set at 100 KTJ/100 ml of sample. The above measured data presented in Tables 7 to 10 show that this limit was regularly exceeded, both for coliforms and E. coli, in all samples taken. The worst results were measured especially in the month of February, when the values of CFU per 100 ml were extremely exceeded in all samples collected, while in the case of samples from the Hnilec and Hornád rivers

evaluated by the method of flooding 1 ml of the sample with fresh CCA agar, the number of CFU was not countable. The presence of such a large number of coliforms and *E. coli* was probably due to the fact that in mid-February, according to the information available from the SHMI, the air temperature at the Ružín site rose to 16 °C, creating favorable conditions for bacterial growth. In March, the weather started to cool down again, resulting in a decrease in the number of CFU, but in April, the number of CFU started to increase again at some sites, as the average air and water temperatures rose again.

Table 11: Determination of the amount of CFU enterococci in 100 ml in each month of microbiological monitoring

CFU/100 ml		Sampling location				
		Hnilec	Hornád	Počkaj Beach	Husia pláž	Opátka
Month of sampling	01/2023	1265	2070	1310	1108	460
	02/2023	2518	4540	1538	3150	1240
	03/2023	240	3380	360	60	0
	04/2023	770	1595	80	670	110

According to Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council on the quality of surface water, the maximum permissible concentration of enterococci is set at 200 CFU per 100 ml of water. From the attached results in Table 11 we can see that the permitted limit has been exceeded several times, and several times more. Enterococci are equally dependent on the nature of the weather and the amount of water, due to which a similar increasing and decreasing trend can be observed as was the case for the determination of coliforms and *E. coli*. The worst results were shown by samples taken from the Hornád river, which receives many tributaries from unsewered areas and also has larger towns such as Krompachy and Spišská Nová Ves close to the river.

The following Tables 14 to 16 summarize all the results of the measurement of the presence of selected drugs and pharmaceuticals in January 2023. As mentioned above, we have extended this monitoring to 7 additional sites in addition to the regularly monitored sites. In all surface water samples collected we detected the presence of 18 types of legal and illegal drugs and 29 types of pharmaceuticals intended for the treatment of different types of diseases. These results were determined in cooperation with the University of South Bohemia in České Budějovice.

Table 12: Measured concentrations of the most abundant drugs in the samples in ng/l

Drug concentration in ng/l		Sampling location											
		ČOV Krompachy	ČOV Margecany	Opátka	Palcemanská Maša	Počkaj beach	Ružínský viadukt	Husia pláž	Mníšek nad Hnilcom	Hornád	Hornád pred ČOV Krompachy	Malá Lodina	Hnilec
A type of drug	Carbamazepine	11	55	2.5	BDL	4.8	21	2	BDL	5.4	14	14	1.4
	Caffeine	46	3000	2300	35 000	570	710	580	450	510	530	490	350
	O-Desmethylenlafaxine	230	160	1.4	BDL	7.2	23	2.5	BDL	12	30	21	2.7
	Tramadol	170	180	3.9	40	13	32	9.1	3.7	17	37	35	9.2
	Trans-dihydro-dihydroxy CBZ	25	64	4.9	BDL	13	34	5	BDL	14	30	30	3.8
	Venlafaxine	46	110	BDL	BDL	3.2	9	BDL	BDL	4.2	8.8	6.9	BDL

Note: Highlighted values indicate trapped concentrations in ng/l. Values marked as BDL indicate the term 'below detection limit' and thus not detected by the technology.

Table 13: Concentrations of minor drugs in selected locations

Drug concentration in ng/l		Sampling location											
		ČOV Krompachy	ČOV Margecany	Opátka	Palcmanská Maša	Počkaj beach	Ružínsky viadukt	Husia pláž	Mníšek nad Hnilcom	Hornád	Hornád pred ČOV Krompachy	Malá Lodina	Hnilec
A type of drug	Alprazolam	2.4	4.1	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Citalopram	12	20	BDL	3.6	BDL	2.1	BDL	BDL	BDL	2.2	1.4	BDL
	Epoxy CBZ	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	2	BDL	BDL	BDL	2.1	2.2	BDL
	Cocaine	5.1	17	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Lamotrigine	430	19	BDL	32	6.7	21	BDL	BDL	4.8	22	26	BDL
	Methamphetamine	BDL	13	13	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Mirtazapine	7.7	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Morphine	BDL	BDL	BDL	29	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	N-Desmethylcitalopram	6.6	10	BDL	BDL	BDL	1.3	BDL	BDL	BDL	1.4	1.3	BDL
	Oxazepam	26	14	BDL	BDL	BDL	3.8	BDL	BDL	0.8	3.3	2.9	BDL
	THC-COOH	BDL	16	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
	Trazodone	6.2	8.1	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	1.7	BDL	BDL

Note: Highlighted values indicate trapped concentrations in ng/l. Values marked as BDL indicate the term 'below detection limit' and thus not detected by the technology.

The above tables show that the most abundant drugs in the selected sites of the Ružín reservoir and its tributaries include Carbamazepine, Caffeine, O-Desmethylvenlafaxine, Tramadol, Trans-dihydro-dihydroxy CBZ and Venlafaxine. Most of the measured substances are used in medicine for the treatment of various disease, but these substances are nevertheless classified as controlled substances in terms of distribution and use, as they have psychotronic effects and tend to be abused for illicit purposes.

Table 14: Measured concentrations of selected pharmaceuticals species in the samples in ng/l

Concentration of pharmaceutical in ng/l			Sampling location											
			ČOV Krompachy	ČOV Margecany	Opátka	Palcmanská Maša	Počkaj beach	Ružínsky viadukt	Husia pláž	Mníšek nad Hnilcom	Hornád	Hornád pred ČOV Krompachy	Malá Lodina	Hnilec
Type of pharmaceutical	blockers	Alfuzosin	BDL	1.6	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		Atenolol	22	24	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		Bisoprolol	30	86	BDL	22	3.4	4.3	2.6	BDL	4	7.6	4.8	BDL
		Memantine	1.7	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		Metoprolol	83	190	BDL	75	7.6	14	3.6	BDL	9.8	21	15	3.6
	cardiovascular	Atorvastatin	BDL	25	BDL	1.3	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		Irbesartan	23	170	BDL	9.3	3.9	6.6	2.5	BDL	4.1	8.8	8.1	2.5
		Rosuvastatin	BDL	18	BDL	48	BDL	BDL	BDL	BDL	1	BDL	BDL	BDL
		Sotalol	45	110	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		Telmisartan	170	670	4.1	430	28	72	40	1.9	30	95	92	9.9
		Valsartan	3.8	460	8.2	210	31	35	17	4.5	36	95	47	11
		Verapamil	6.3	30	BDL	7.5	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	1.6	BDL	BDL
	antibiotics	Azithromycin	24	70	BDL	34	1	BDL	3.1	BDL	1.4	2.8	BDL	BDL
		Erythromycin	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	1.4	BDL	BDL
		Clarithromycin	400	49	5.1	170	11	25	11	1.4	9.9	37	28	5.2
		Clindamycin	27	3.3	BDL	92	1.2	3	BDL	BDL	BDL	3.5	3.3	BDL
		Clindamycin sulfoxide	45	19	BDL	130	3	6	1.9	BDL	3.3	7.9	5.9	BDL

		<i>N4-acetyl sulfamethoxazole</i>	6.3	1200	BDL	1500	BDL	12	8.3	BDL	BDL	31	18	BDL
		<i>Roxithromycin</i>	9.7	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		<i>Sulfadiazine</i>	17	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		<i>Sulfamethoxazole</i>	72	110	BDL	69	BDL	8	BDL	BDL	3	11	10	BDL
		<i>Sulphapyridine</i>	120	44	BDL	BDL	BDL	1.6	BDL	BDL	1.3	2.6	2.2	BDL
		<i>Trimethoprim</i>	26	110	BDL	160	3	3.9	1.9	BDL	3	8.1	4.2	1
	other (unclassified)	<i>Cetirizine</i>	27	83	BDL	110	2.4	6.4	1.8	BDL	3.9	7.4	7.8	1.3
		<i>Diclofenac</i>	170	640	21	180	23	36	20	11	37	58	42	26
		<i>Diphenhydramine</i>	1.1	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		<i>Fenofibrate</i>	BDL	3.1	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL
		<i>Iopromide</i>	66	BDL	28	280	30	46	33	BDL	28	12	47	BDL
		<i>Theophylline</i>	BDL	510	15	340	26	36	30	21	48	43	31	22

Note: Highlighted values indicate trapped concentrations in ng/l. Values marked as BDL indicate the term 'below detection limit' and thus not detected by the technology.

Table 16 above shows that the pharmaceuticals Bisoprolol, Metoprolol, Irbesartan, Telmisartan, Valsartan, Azithromycin, Clarithromycin, Clindamycin sulfoxide, Diclofenac, Iopromide and Theophylline are present in almost every one of the sites studied. The highest concentrations of pharmaceuticals were measured mainly at the Margecany WWTP and Krompachy WWTP sites, which receive wastewater from the whole town and surrounding villages. The presence of pharmaceuticals in surface water can have a negative impact on the ecosystem. An example is the drug Verapamil, which is used to treat high blood pressure or cardiac arrhythmias. This pharmaceutical is monitored for potential environmental effects in surface waters. Verapamil may have a toxic effect on aquatic organisms because it can accumulate in the bodies of animals and, as a consequence, may pass through the food chain. Verapamil also affects the reproductive capacity of aquatic organisms, which may have a negative impact on population development. Erythromycin, a type of pharmaceutical used to treat bacterial infections, has similar effects in the aquatic ecosystem, affecting not only the reproduction of fish and invertebrates but also their behavior.

4 Conclusion

The measured results show that the water quality in the Ružín dam is significantly degraded, mainly due to human activities, which would make it necessary to take measures to protect the quality of surface waters. The microbiological monitoring carried out at the site clearly points to the need to improve the hygiene conditions associated with the construction of a sewer system, the reconstruction of old non-functioning WWTPs or the control of agricultural activities. Also, pharmaceuticals and drugs can have a negative impact on the environment, given that these substances tend to accumulate in bottom sediments, thereby affecting the growth and reproduction of plants and animals, disrupting ecological processes and reducing biodiversity. The results from monitoring these hazardous pollutants have been alarming for some types of drugs and pharmaceuticals, and their impact on biodiversity and the ecosystem can be truly fatal. Against this background, it is also very important to observe and control the proper management of pharmaceuticals and drugs, including their safe disposal.

Research and monitoring of environmental impacts is important to identify potential risks and take appropriate measures to protect the environment. Based on our findings, we recommend increasing environmental awareness and education, implementing controls and penalties for polluters to prevent illegal waste and wastewater management, ensuring remediation of sites affected by environmental burdens while rehabilitating remediated sites, and promoting sustainable and environmentally friendly behavior. In the future, regular monitoring of surface water and bottom sediment quality is needed to provide a comprehensive picture of long-term pollution, to track trends and take action. In particular, the areas of Rudňany, Slovinky, Krompachy and Smolník, which are associated with ore extraction

and processing, are important for research in terms of contamination of river sediments from the vicinity of the Ružín dam. It is also very important to focus more attention on specific processes, research on which is pointing to the fact that they could be useful and commonly available in the near future in order to improve and maintain the very good status of surface waters in Slovakia.

5 Acknowledgements

This work was supported by the project VEGA 1/0666/23 "Výskyt siníc a mikropolutantov v povrchových vodách" and by the Programme for the support of young researchers of STU "Monitoring a možnosti riešenia problematiky výskytu polutantov vo vodnej nádrži Ružín".

6 References

Abaffy, D., M. Lukáč, 1991. *Priehrady a nádrže na Slovensku*. Bratislava: ALFA vydavateľstvo technickej a ekonomickej literatúry, 141 s. ISBN 80-05-00926-7.

Fedorova G., T. Randak, R. H Lindberg, R. Grabic, 2013. *Comparison of the quantitative performance of a Q-Exactive high-resolution mass spectrometer with that of a triple quadrupole tandem mass spectrometer for the analysis of illicit drugs in wastewater*. In: Rapid Communications in Mass Spectrometry, vol. 27(15), p. 1751-1762. <https://doi.org/10.1002/rcm.6628>.

Horáková, M. a kolektív, 2012. *Analytika vody*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 335 s. ISBN 978-80-7080-520-6.

Lieskovská, Z., P. Lényiová, 2023. *Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky v roku 2021*. Bratislava: MŽP SR, 211 s. ISBN 978-80-8213-091-4.

Nariadenie vlády Slovenskej republiky 269/2010 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd.

Olejníková, P., L. Bírošová, Z. Vihonská, 2015. *Laboratorné cvičenia z mikrobiológie*. Bratislava: Nakladateľstvo STU, 251 s. ISBN 978-80-227-4457-2.

SHMÚ (2010). *Ciele monitorovacieho subsystému* [online]. Available from: <https://www.shmu.sk/sk/?page=2484>.

STN EN ISO 5667-6, 2017 (75 7051). *Kvalita vody. Odber vzoriek. Časť 6: Pokyny na odber vzoriek z riek a potokov*.

STN EN ISO 9308-1, 2015. *Kvalita vody. Stanovenie Escherichia coli a koliformných baktérií. Časť 1: Metóda membránovej filtrácie na stanovenie vo vodách s nízkou koncentráciou sprievodnej bakteriálnej mikroflóry*. Bratislava: Úrad pre normalizáciu, metrológiu a skúšobníctvo SR, 16 s.

STN ISO 5667-4, 2018 (75 7051). *Kvalita vody. Odber vzoriek. Časť 4: Pokyny na odber vzoriek z jazier a umelých vodných nádrží*.

STN 75 7221 (1999). *Kvalita vody. Klasifikácia kvality povrchových vôd*. B. m.: Bratislava: SÚTN.

Vodný zákon č. 364/2004 Z. z. o vodách a o zmene zákona Slovenskej národnej rady č. 372/1990 Zb. o priestupkoch v znení neskorších predpisov.

Optimalizácia prevádzky inžinierskych sietí

Adam Kollár

Anotácia

V rámci riešenia predkladaného projektu sa rieši optimalizácia prevádzky inžinierskych sietí, konkrétne sanácia jestvujúcej kanalizácie a preložka verejného vodovodu na Jakubovom námestí ktoré sú v zlom technickom stave.

Kľúčové slová:

Kanalizácia, vodovod, sanácia, optimalizácia.

1 Úvod

Všade okolo nás sú pod povrchom zabudované inžinierske siete, od optických káblov, plynovodu, vodovodného potrubia, elektrického vedenia až po kanalizačné potrubie. Všetky tieto siete nám uľahčujú naše každodenné fungovanie. No aj oni, ako aj všetko podliehajú opotrebovaniu vplyvom času a je potrebné ich obnovenie, aby nestratili svoju úplnú funkčnosť. Preto je potrebná ich sanácia a optimalizácia ako aj v prípade predkladaného projektu.

Účelom predkladaného projektu je optimalizácia vodovodnej a kanalizačnej siete na Jakubovom námestí v Bratislave, v mestskej časti Bratislava 1 – Staré mesto. Jestvujúca kanalizácia je popraskaná, v niektorých častiach úplne prevalená čo zapríčiňuje, hromadenie splaškových vôd v kanalizačných šachtách a ich infiltráciu do podlažia, preto je potrebné ich pravidelné odčerpávanie prevádzkovateľom. V rámci optimalizácie verejného vodovodu, ktorý je v zlom technickom stave a jeho uloženie je v zeleni na Jakubovom námestí, vzhľadom na čo sú prípojky k jednotlivým nehnuteľnostiam veľmi dlhé. Preloženie verejného vodovodu je realizované aj kvôli súbežnej akcii magistrátu mesta Bratislava – vodozádržné opatrenia.

V miestnej parkovej úprave na Jakubovom námestí plánuje magistrát mesta Bratislava vybudovať vodozádržné opatrenia na zbieranie dažďovej vody z miestnych dažďových vpustov a jej následné vrátenie do krajiny v podobe závlah parkovej úpravy na Jakubovom námestí.

2 Zdôvodnenie sanácie, jestvujúci stav, opis tech. riešenia

Účelom predkladaného projektu je riešenie sanácia jestvujúcej kanalizácie a preložka verejného vodovodu na Jakubovom námestí v Bratislave v mestskej časti – Staré Mesto. Jestvujúca kanalizácia je popraskaná, v niektorých častiach úplne prevalená čo zapríčiňuje, hromadenie splaškových vôd v kanalizačných šachtách a ich infiltráciu do podlažia, preto je potrebné ich pravidelné odčerpávanie prevádzkovateľom. Jedným z ďalších dôvodov sanácie kanalizačného potrubia je aj jeho posunutie mimo priečných parkovacích miest kvôli lepšej revízii kanalizačných šacht. V niektorých častiach verejnej komunikácie nastalo jej popraskanie a hrozí jej prepád vplyvom popraskania a prevalenia kanalizačného potrubia.

Predkladaný projekt rieši sanáciu betónovej kanalizácie vajcovitého profilu DN300/400 (vetva „A“) ktoré bude vymenené za potrubie kamenina DN400 uložené v asfaltovej komunikácii, jeho celkovej dĺžke 175,93m a sanáciu betónovej kanalizácie kruhového profilu DN300 (vetva „B“) ktoré bude vymenené za potrubie kamenina DN300 taktiež uložené v asfaltovej komunikácii v celkovej dĺžke

147,74m. Z hľadiska spádových pomerov je na vetve „A“ vytvorené strieška a časť stoky je odkanalizovaná do novonavrhovanej sútokovej šachty v križovatke na Klemensovej ul. a časť stoky je odkanalizovaná do jestvujúcej sútokovej šachty v križovatke na Lazaretskej ul. Vetva „B“ je z hľadiska spádových pomerov odkanalizovaná jedným smerom a to z vrcholovej revíznej šachty do jestvujúcej sútokovej šachty v križovatke na Lazaretskej ul.

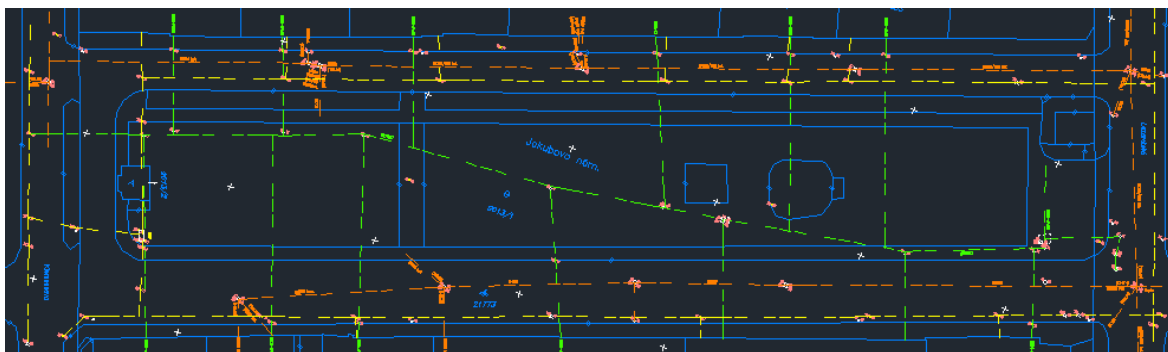


Obrázok 1. Zatopenie kanalizačného potrubia



Obrázok 2. Prevalenie kanalizačného potrubia

Vzhľadom na vyššie uvedené skutočnosti ohľadne verejného vodovodu je potrebná jeho optimalizácia. Predkladaná projektová dokumentácia rieši preložku verejného vodovodu liatina DN80 a DN100 v parkovej úprave na Jakubovom námestí za tvárnu liatinu DN100. Navrhované vodovodné potrubie bude preložené súbežne s navrhovaný kanalizačným potrubím po oboch stranách námestia. Navrhované vodovodné potrubie bude napojené v križovatkách na Lazaretskej ul. po Klemensovú ul. v jeho celkovej dĺžke 356,47m.



Obrázok 3. Zameranie verejného vodovodu

3 Navrhovaný stav

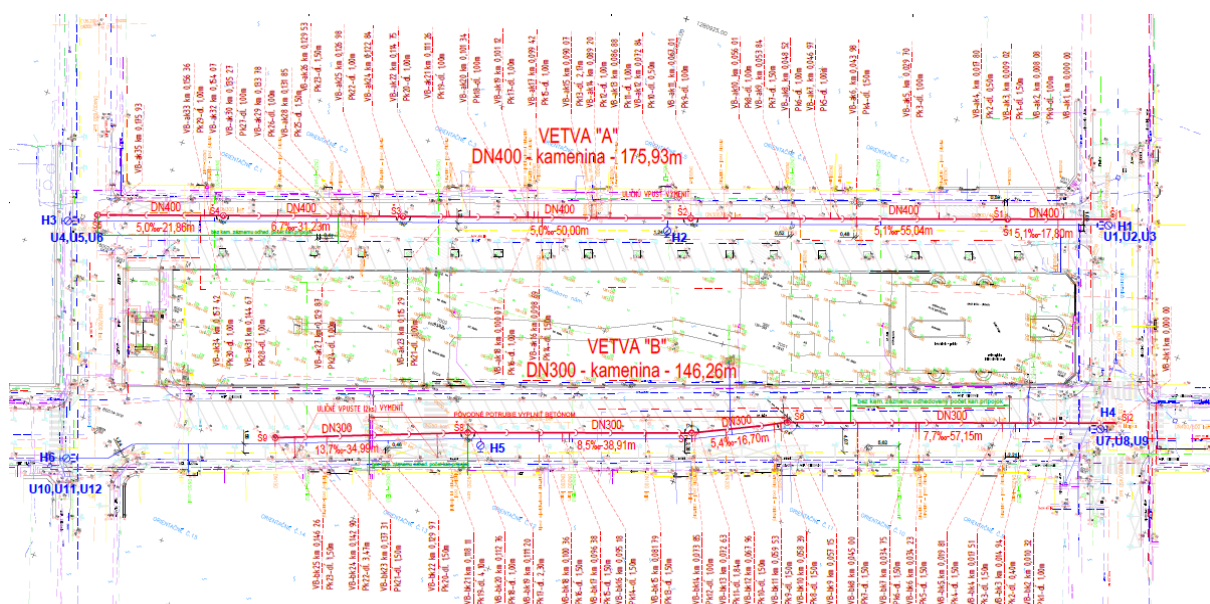
Stavba je účelové vodohospodárske dielo podzemné. Hlavné objekty stavby sú kanalizačné potrubia. Stavebný objekt SO 01 Sanácia kanalizácie – Jakubovo nám. rieši sanáciu časti verejnej kanalizácie v celkovej dĺžke 323,68 m v Bratislave na Jakubovom nám. a sčasti na uliciach Lazaretská a Klemensova.

Kanalizačné potrubie na Jakubovom námestí, vetva „A“ kruhového tvaru dimenzie DN400 kamenina KeraBase, glazované, (trieda 160, FN=64kN/m). Vetva „B“ je navrhnutá obdobne a to kruhového tvaru dimenzie DN300 kamenina KeraBase, glazované, (trieda 160, FN=64kN/m). Hĺbka uloženia potrubia sa pohybuje medzi 1,73-3,65 metra. Jednotlivé kanalizačné prípojky, slúžiace na odvádzanie dažďových a splaškových vôd (47ks) budú dopojené na trasu zaustením do šachtového dna alebo pomocou kameninových odbočiek na potrubie. Jestvujúce kanalizačné vpuste (4ks) navrhujem vymeniť a dopojiť na potrubie pomocou tovaárenských vyrábaných odbočiek z dôvodu ich zlého tech.

Stavu. Všetky jestvujúce kanalizačné šachty na trase navrhujem vymeniť za betonové prefabrikované DN1000 s betonovým šachtovým dnom a s ťažkým liatinovo-betonovým poklopom v liatinovom ráme BEGU, vzhľadom na ich zlý technický stav.

Tabuľka 3. Celková kapacita stavby SO 01

Sanácia kanalizácie	Profil [mm]	Materiál KAMENINA [m]
Jakubovo nám – vetva A	DN 400	175,93
Jakubovo nám – vetva B	DN 300	147,75



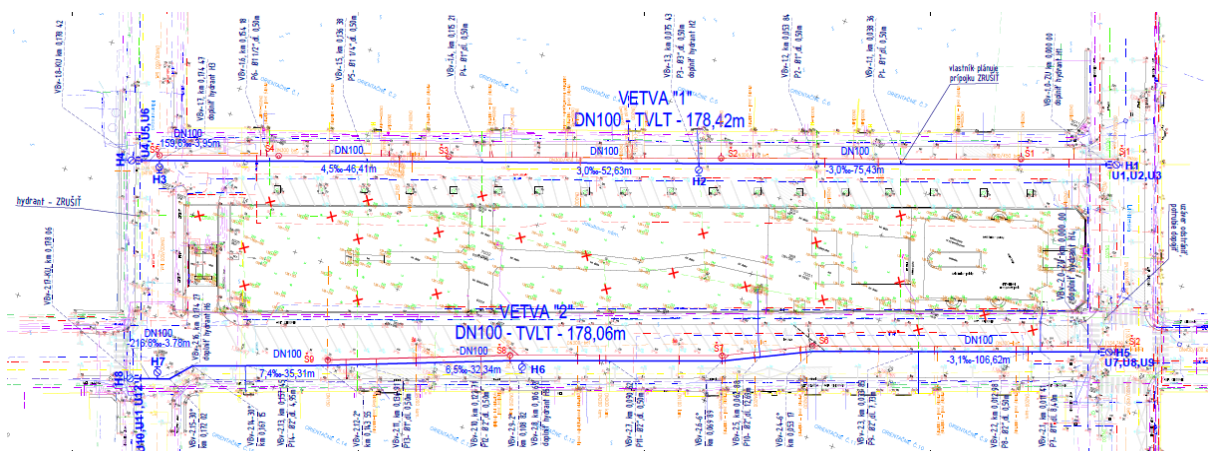
Obrázok 4. Situácia návrhu kanalizačnej siete

Stavba je účelové vodohospodárske dielo podzemné. Hlavným objektom stavby je vodovodné potrubie. Stavebný objekt SO 02 Sanácia vodovodu rieši sanáciu jestvujúceho vodovodu v Jakubovom nám. a sčasti Klemensovej a Lazaretskej ulici v dĺžke pre vetvu „A“ 178,42m a pre vetvu „B“ v dĺžke 178,06m.

Jestvujúce vodovodné potrubie ktoré kapacitne vyhovalo, no z dôvodu jeho opotrebenia a preloženia, je potrebná jeho výmena. Novonavrhané potrubie navrhujem z vodovodných tlakových rúr z tvárnej liatiny (PN16), DN100, tlaková trieda C40 s jednokomorovým hrdlom. Jestvujúce prípojky v počte 12ks, ktoré sa dopyja na novonavrnuté potrubie v rámci ryhy, z toho 8ks vodovodných prípojok sa vymenia v celej dĺžke až do vodomernej šachty. Vodovodné prípojky sa budú realizovať jednotne a to navrtávacím pásom HAWLE – HACOM č.3350 so zavítovým výstupom s gumenou vložkou pre liatinové potrubia DN100. Hĺbka uloženia potrubia je navrhovaná v rozmedzí 1,12-2,00m od terénu.

Tabuľka 4. Celková kapacita stavby SO 02

Sanácia kanalizácie	Profil [mm]	Materiál TVLT [m]
Jakubovo nám – vetva 1	DN 100	178,42
Jakubovo nám – vetva 2	DN 100	178,06



Obrázok 5. Situácia návrhu vodovodnej siete

4 Záver

V projekte sa venujem optimalizácii stokovej a vodovodnej siete, ktoré boli v zlom technickom stave. Konkrétne kanalizácia si vyžadovala optimalizáciu, z dôvodu presakovania transportovaných médií do podlažia a zväčšeniu prietochného profilu kanalizačnej stoky. Vodovodná sieť sa tiež optimalizovala na väčší prietochný profil – tzv. výhľadový z DN 80 na DN100.

Podakovanie

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-22-0564“ a na základe podpory Vedeckej grantovej agentúry MŠVVaŠ SR a SAV s označením VEGA 1/0682/23.

5 Literatúra, zdroje

Pavel Urcikán a Dušan Rusnák, Stokovanie II - Stavebné konštrukcie stôk a objektov, stavba stôk, obsluha a údržba. VYDAVATEĽSTVO STU, 2008

Dušan Rusnák, Pavel Urcikán a Štefan Stanko, Stokovanie III - Kanalizačné rúry. Stavba, prevádzka a obnova stôk. VYDAVATEĽSTVO STU, 2008

Jozef Kriš a kolektív, Vodárenstvo I - Zásobovanie vodou. VYDAVATEĽSTVO STU, 2008

Annual monitoring of constructed wetland

Tomáš Lukáč

1 Introduction

Root zone wastewater treatment plants (hereinafter RZWTP, known as "constructed wetlands" or CW in literature) are based on the slow filtration of wastewater through a system of filters. The water flows through a filtration system planted with wetland plants. The filtration material must be sufficiently porous and should not frequently clog. We distinguish between horizontal or vertical connections of filters, meaning they are categorized based on the direction of wastewater flow through the filters (Vymazal, 2010). The main difference between wastewater treatment in conventional activated processes and in extensive (natural) processes lies mainly in the speed of the entire process. Natural treatment methods generally do not use electrical energy; the speed of the process depends on natural conditions and weather influences (Rozkošný, 2014). Temperature has a significant impact on the speed and efficiency of treatment, affecting the activity of microorganisms involved in pollutant degradation. Additionally, constructed wetlands require much larger areas compared to conventional activated treatment plants (Varma, 2021). The size of CW directly depends on the number of people equivalent (PE). There are various types and sizes of CW structures worldwide. Slovakia, for various reasons, does not have many functional facilities of this kind yet; however, there has been an increase compared to previous years. Their use seems suitable, especially in dispersed rural areas, cottages, recreational facilities, mountain lodges, and similar locations. In Austria, there are several CWs in areas above 1000 meters above sea level (Langergraber, 2010). We distinguish CWs with surface flow of wastewater and treatment plants with subsurface wastewater flow. In subsurface flow, wastewater is categorized into CWs with horizontal filters or vertical filters based on the direction of wastewater flow. There are also types of CWs where wastewater flows superficially. Such areas are usually densely populated with wetland plants (Vymazal, 2010).

Currently, one of the new technologies in the field of CWs is the so-called French connection system ("French VF wetlands"). This system involves connecting two consecutive vertical filters, usually with different filtration materials. A specific feature of this modern system is that wastewater flows into the filtration bed without prior primary sedimentation; it is only rid of coarse impurities (Paing, 2015). This method also provides sludge processing directly in the filtration bed, where it mineralizes on the bed surface at a depth of about 20 cm. According to Paing (2015), there are already more than 2500 such systems in France, and they are increasing every year, especially for agglomerations smaller than 200 EO. Besides the direction of wastewater flow in the filtration bed, different types of filter arrangements are also distinguished, such as the HF-VF system, VF-HF system, and systems with multiple filtration beds arranged in succession.

In Slovakia, we still face problems with connecting the population to public sewage systems. According to available data, the connection of the population to public sewage systems stands at 70%. However, the main issue lies in small sources of pollution, specifically in small villages categorized with populations below 2000 Equivalent Occupants (EO). In this category, the connection rate is only at 29% (Water Management Research Office, 2022). There are several reasons for this, with economic factors being among the primary ones. Small communities struggle to cover the financial costs of building public sewage systems. The situation is different worldwide; the following table provides an overview of the number of root zone wastewater treatment plants in selected European countries.

Table 1: Number of CW'S in selected countries

COUNTRY	NUMBER OF CW'S
CZECH REPUBLIC	750
SLOVENIA	180
POLAND	8000
SLOVAKIA	150
UKRAINE	80
CROATIA	8
LATVIA	10
AUSTRIA	5500

2 Layout

Popis monitorovanej koreňovej čistiarne odpadových vôd a monitoringu

The constructed wetland (CW) is situated within a recreational resort and received its final inspection in 2020, making it a relatively new wastewater treatment facility. It comprises the following components:

1. Mechanical pre-treatment
2. Horizontal flow filter (HF)
3. Vertical flow filter (VF)

In this monitored constructed wetland (CW), typical domestic wastewater from small sources is treated. This means that the incoming wastewater into the CW is relatively concentrated, although it can be diluted during rain and snowfall. It contains yellow waters, laundry waters, and cooking waters. The construction of root zone wastewater treatment plants (CWs) is supported and advantageous in such facilities, and similar operational experiences exist worldwide. The wastewater flows into a mechanical pretreatment unit, which is a lamellar septic tank. Floating impurities and some undissolved substances settle there. Next, the wastewater flows into a horizontal filter. Its name is derived from the horizontal flow of wastewater in the filter. Within the horizontal filter, anaerobic conditions dominate. Wastewater flows from the horizontal filter to the vertical filter through a pulse distributor. In contrast to the horizontal filter, oxic conditions dominate in the vertical filter. The entire CW system is gravity-driven, and there is no need for wastewater pumping. After flowing through the vertical filter, the water goes to the recipient, which is a stream in the vicinity of the recreational area. With this monitoring, we aimed to capture and compare the efficiency of CW technology in all types of weather, from hot summer days to all-day frosts. Besides discharge parameters, we also monitored the amount of biomass in individual filters. Samples were taken at specific points, from various parts of the filters. We also measured the temperature inside the bed; this parameter is crucial for the biological processes that dominate in CW. The amount of sludge was measured at three locations: at the beginning of the horizontal filter (HF), at the end of HF, and at the beginning of the vertical filter (VF). The concentrations of suspended sludge were determined after washing the sludge from the samples with gravel, membrane filtration, and drying at 105°C. Growth sludge was determined by weighing wet, dried, and ignited material from the bed. Samples (a mixture of gravel, water, and sludge) were collected approximately 40-50 cm below the surface. Simultaneously, we measured temperature (T) and oxygen concentration (O₂) directly within the bed.

Results and discussion

In natural wastewater treatment processes, the main difference compared to conventional technologies lies primarily in the speed of the process. Therefore, the monitoring also focuses on technological parameters of constructed wetlands (CW), such as the volume of incoming wastewater. This helps to assess the load on the root zone wastewater treatment plant itself. Because the recreational facility is primarily a "summer" venue, meaning it is used in warmer months, the CW system experiences the

highest load during this period. Conversely, in winter months, when there are fewer guests in the recreational facility, wastewater production is low, and the load on the CW system is also low. Figure 1 shows how wastewater production varied during the year.

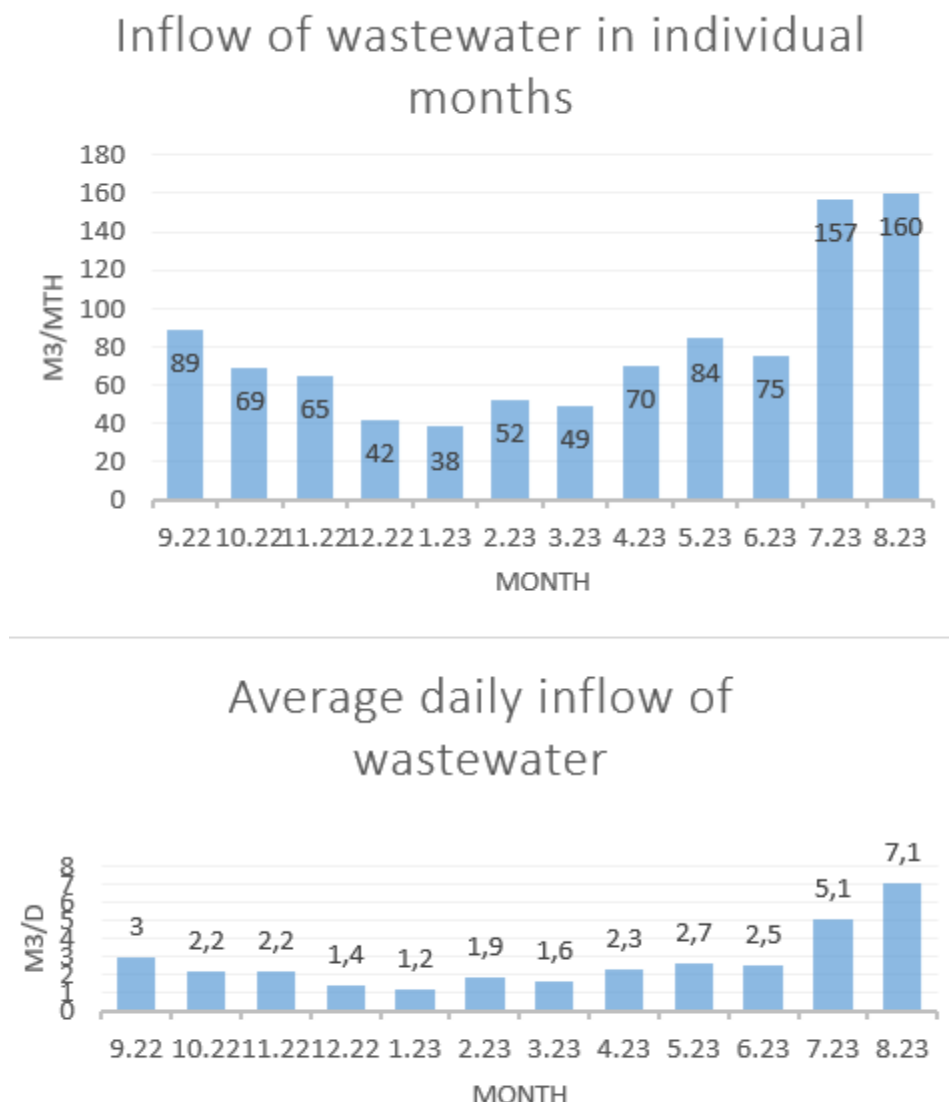


Figure 1: Inflow of wastewater and daily average inflow of wastewater during the year.

One of the fundamental parameters in the design and construction of constructed wetlands (CW) is the area requirement. The recommended filter size for one Equivalent Occupant (EO) is 3-5 square meters per EO, depending on the characteristics of the wastewater (Vymazal, 2010). It is evident that as the number of EO in the facility increased, the value of area requirement per EO decreased. Horizontal filters typically require more space.

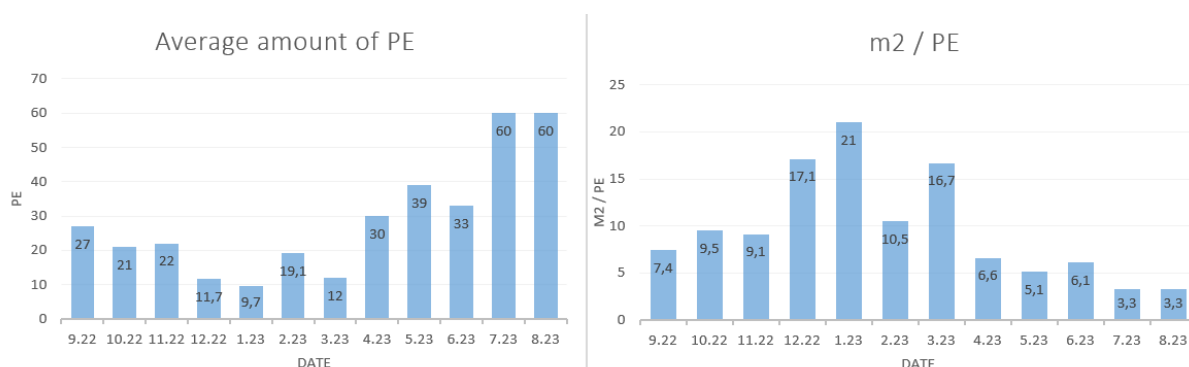
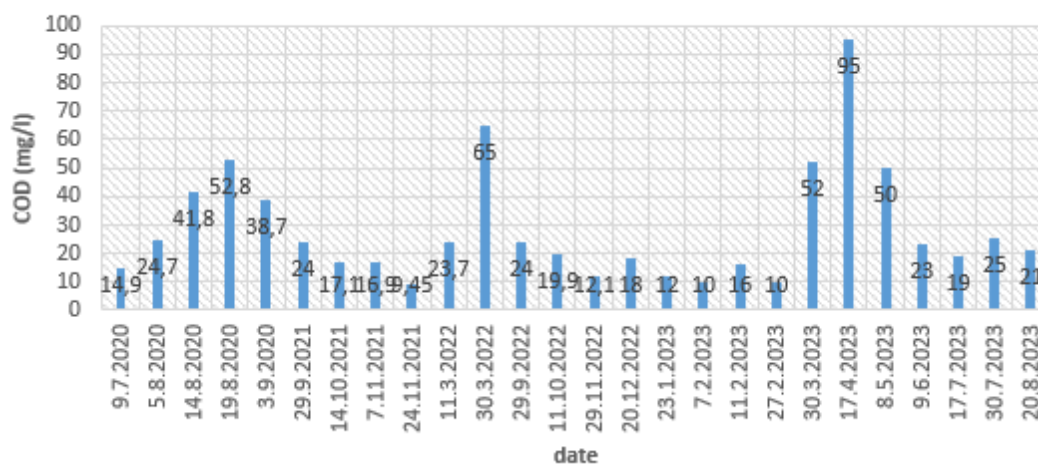


Figure 2: Average amount of PE and area requirement of CW

Outflow parameters capture the year-round quality of the outflow, depending on the external temperature and the load on the root zone wastewater treatment plant. In Slovakia, wastewater is regulated by Government Regulation 269/2010, as amended in 2022. This regulation defines size categories of agglomerations based on PE. The monitored constructed wetland falls into the size category of 51 - 2000 PE, for which the drainage limits are as follows: COD 150 mg/l, 220 mg/l; BOD 40 mg/l, 70 mg/l; SS 50 mg/l, 80 mg/l. These concentrations were maintained throughout the monitoring period, even at low temperatures in the bed, which never dropped below 2°C thanks to the vegetation, which also serves a protective function. Figure 3 shows the values of COD, BOD5, and SS parameters during the monitoring period.

Outflow concentrations of COD



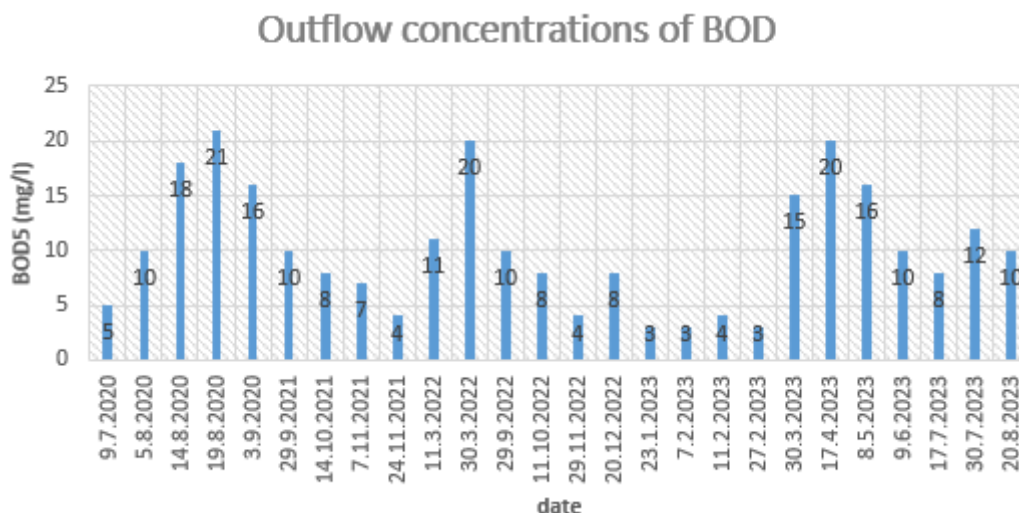


Figure 3: Outflow concentrations of COD and BOD

One of the challenges faced by CW technology, based on negative experiences worldwide, is the removal of nutrients, primarily in the form of nitrogen and phosphorus. Nitrogen is found in wastewater mainly in the form of ammonia nitrogen. The horizontal filter is characterized mainly by its prevailing anaerobic conditions. Under such low-oxygen conditions, oxidizing ammonia nitrogen is difficult, and plants do not supply the necessary amount of O₂. Therefore, the inclusion of a vertical filter in CW technology is crucial for removing ammonia nitrogen. Figure 4 shows the outflow concentrations of ammonia nitrogen after passing through horizontal and vertical filters.

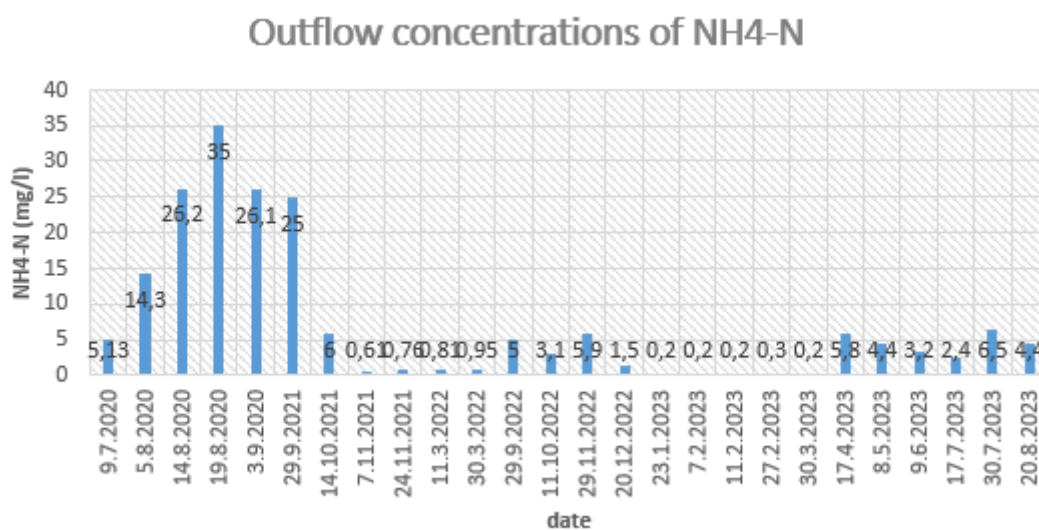


Figure 4: Outflow concentrations of NH₄-N

The CW technology is an extensive natural process that couldn't function without microorganisms. Mechanical pre-cleaning captures a portion of the pollutants, filtration material captures another portion, and wetland plants absorb yet another part. In the conducted monitoring, we focused on this parameter, measuring the amount of sludge throughout the entire CW, both in the horizontal and vertical filters. The results are depicted in Figure 5, where it can be seen that the biomass grew spontaneously, indicating effective utilization of the pollutants introduced into the filter through wastewater.



Figure 5: Concentrations and amount of sludge in CW filters

An interesting aspect is the wetland plants themselves. They serve multiple functions; apart from being an additional oxygen source, they act as protection for the filtration bed, capturing sunlight and wind. They also influence the microclimate around the CW, support biodiversity, and enhance the environment aesthetically. Species such as yellow iris, common reed, or broadleaf cattail are commonly used. In this specific CW, however, after the original yellow iris and broadleaf cattail were mowed, opportunistic plants like nettles dominated, covering most of the filtration bed later on. However, this did not have a negative impact on the efficiency of the cleansing process.



Figure 6: Vegetation on the filter bed

Conclusions

From the conducted monitoring, we can conclude the following: Constructed wetlands (CW) function effectively; discharge limits are maintained throughout the year, despite changes in load or extreme weather conditions. Even the frequently debated challenges in CW technology, such as removal efficiency, clogging of filtration beds, or oxidation of ammonia nitrogen, have been proven to be manageable in the CW system we monitored. The monitoring will continue, focusing on other technological parameters of CW as well as other components of wastewater pollution. However, even now, we can assert that the use of this technology is justified in certain cases.

Abstrakt

Práca sa zaoberá intenzívnym ročným monitoringom jednej konkrétnej koreňovej čistiarene odpadových vôd. Táto koreňová čistiareň odpadových vôd sa nachádza v objekte rekreačného zariadenia v okolí obce Častá – Píla. Rekreačné zariadenie je charakteristické svojim nárazovým zaťažením, keďže je navštevované najmä v období apríl – september. V zimných mesiacoch nie je veľký počet hostí. Slovenská republika je vo veľkostnej kategórii aglomerácii pod 2000 EO veľmi málo napojená na verejnú kanalizáciu. Toto má viacero príčin, za všetky treba spomenúť najmä ekonomické hľadisko, keďže výstavba verejnej kanalizácie nie je v dnešnej dobe lacná záležitosť. Preto bol vykonaný tento intenzívny a relatívne široký monitoring, keďže koreňové čistiarene sú jednoduchou technológiou nenáročnou z hľadiska prevádzkových nákladov. Preto je predpoklad, že práve takéto jednoduché technológie, ktoré prinesú kompromis medzi dostatočnou čistiacou účinnosťou a prijateľnou cenou by mohli byť podporované a používané. Avšak, na území Slovenskej

republiky je takýchto jednoduchých technológií málo, skôr sa využívajú žumpy, bez výraznej čistiacej účinnosti, navyše sú v porovnaní s koreňovými čistiarnami aj menej ekonomické. Dôvodmi nízkeho počtu konkrétne koreňových čistiární odpadových vôd na Slovensku je aj nízke povedomie o nich, tým pádom nevedomosť o účinnosti technológie, jej prípadných problémoch a nevýhodách. Práve z tohto dôvodu bol vykonaný tento monitoring, kde sme chceli zo širšieho pohľadu túto technológiu popísať, a pravidelnosťou odberov zachytiť aj prípadné problémy, resp. špecifiká, ktoré vyplývajú napríklad zo zmeny klimatických podmienok, resp. zo zmeny zaťaženia, čo v tomto prípade súvisí s návštevnosťou rekreačného zariadenia. Z nameraných výsledkov je zrejmé, že koreňová čistiareň v tomto prípade funguje, plní s dostatočnou rezervou odtokové limity a nariadenia. Jej základným stavebným kameňom sú mikroorganizmy, ktoré spontánne rastú vo filtračnom lôžku. Filtračné lôžko svojim charakterom poskytuje dostatočný priestor pre ich rast a metabolizmus. Dôležitou súčasťou koreňových čistiární je vegetácia a mokradné rastliny, ktoré takisto plnia viacero funkcií a pozitívne ovplyvňujú celý čistiaci proces. Monitoring by mal pokračovať, je potrebné zachytiť ďalšie špecifiká tejto technológie, takisto sa zamerať na aktivitu kalu vo vnútri lôžka, či na odstraňovanie špecifických polutantov, ktoré so sebou odpadová voda môže prinášať.

3 References

Langergraber, G. et al. 2018. *Small WWTP in Austria – Technologies, Management and Training of Operators*. Ecol. Engin., 120, pp. 164 - 169.

Paing, J. et al. 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, 80.

Rozkošný, M. et al. 2014. *Natural technologies of wastewater treatment*. Global Water Partnership, Bratislava, ISBN: 978-80-214-4831-5.

Varma, M. et al. 2021. *A review on performance of constructed wetlands in tropical and cold climate: Insights of mechanism, role of influencing factors, and system modification in low temperature*. Science of the Total Environment, 755.

Vymazal, J. 2010. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Water, 2 (3), pp. 530 – 549.

Analýza stavu domových čistiarní odpadových vôd

Martin Meliška

Anotácia

Táto téma sa zameriava na analýzu súčasného stavu domových čistiarní odpadových vôd, čo je aktuálna a dôležitá problematika v oblasti ochrany životného prostredia. Domové čistiarnie odpadových vôd predstavujú technologické riešenie na čistenie a recykláciu odpadových vôd v rámci domácností. Cieľom tejto analýzy je poskytnúť komplexný pohľad na súčasný stav domových čistiarní odpadových vôd a identifikovať potenciálne oblasti zlepšenia.

Kľúčové slová:

Domové čistiarnie odpadových vôd, analýza súčasného stavu, odpadové vody, digitálna platforma

1 Úvod

Odvádzanie a likvidácia odpadových vôd je veľmi dôležitou problematikou v oblasti životného prostredia. Malé domové čistiarnie odpadových vôd sa používajú v prípadoch, keď nie je možné pripojenie na verejnú kanalizáciu. Z tohto dôvodu je dôležité zistiť a zmapovať polohu malých domových čistiarní odpadových vôd, aby sme zistili v akej kvalite na akých miestach je vypúšťaná odpadová voda do životného prostredia.

V predkladanej práci sme riešili úroveň odkanalizovania obyvateľstva verejnou kanalizáciou na Slovensku od roku 2015 po rok 2022 a rovnako tak podiel obyvateľov napojených na verejnú kanalizáciu v roku 2020. Na základe podielu pripojených obyvateľov na verejnú kanalizáciu sme určili regióny, ktoré sú na tom najlepšie a najhoršie.

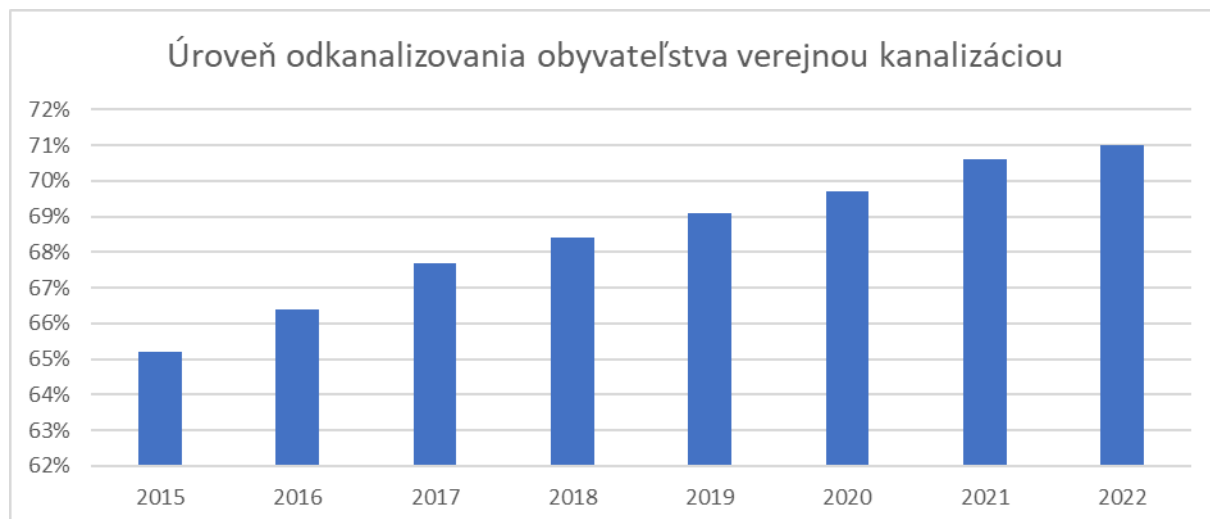
V závere tejto témy sa zaoberáme akým spôsobom by sa dalo efektívne zmapovať a zistiť, kde po Slovenskej republike sú umiestnené malé domové čistiarnie odpadových vôd do 50 ekvivalentných osôb a ako nahrávať tieto dáta, či už o stave čistiarnie alebo umiestnení do centrálnej databázy.

2 Súčasný stav malých domových čistiarní odpadových vôd

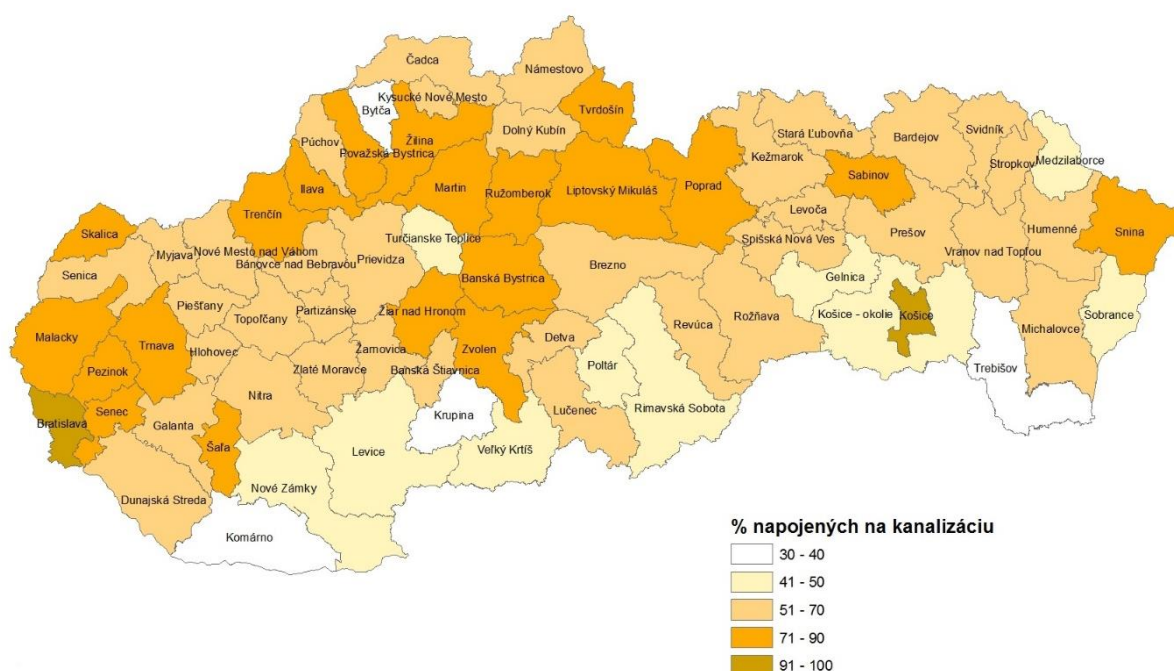
V súčasnosti v celej strednej Európe môžeme sledovať nárast percentuálneho podielu obyvateľov pripojených na verejnú kanalizáciu a čistiarnie odpadových vôd. Slovenská republika sa aktuálne sústreďuje na plnenie požiadaviek vyplývajúcich zo smernice Rady 91/271/EHS o čistení komunálnych odpadových vôd a preto narastajú aj investície v oblasti budovania verejných kanalizácií a intenzifikácií čistiarní odpadových vôd s cieľom zlepšovania parametrov vypúšťaných odpadových vôd a redukcie znečisťujúcich látok v akvatickom prostredí [1].

Populárnym a celosvetovo akceptovaným riešením odvádzania a likvidácie odpadových vôd je centralizovaný prístup, ktorý je založený na odvedení odpadových vôd verejnou kanalizáciou urbanizovaného územia do čistiarnie odpadových vôd. Na Obrázku 1 je zobrazená úroveň odkanalizovania obyvateľstva verejnou kanalizáciou v Slovenskej republike od roku 2015 po rok 2022. Z Obrázku 1 môžeme sledovať rastúci trend z 65,2% v roku 2015 na 71% v roku 2022 odkanalizovania obyvateľstva verejnou kanalizáciou, avšak v roku 2022 nebolo stále 29% obyvateľstva pripojených na verejnú kanalizáciu. Na Obrázku 2 je zobrazená mapa Slovenskej republiky, na ktorej je zobrazený podiel obyvateľov napojených na verejnú kanalizáciu v roku 2020 po

regiónoch. Najlepšie, čo sa týka obyvateľov napojených na verejnú kanalizáciu je hlavné mesto Bratislava a druhé najväčšie mesto Košice. Naopak, najmenší podiel obyvateľov napojených na verejnú kanalizáciu je v regiónoch Komárno, Krupina, Bytča a Trebišov, čo môže byť spôsobené práve morfológiou územia alebo hustotou osídlenia obyvateľstva.



Obrázok 6 Úroveň odkanalizovania obyvateľstva verejnou kanalizáciou [2]



Obrázok 7 Podiel obyvateľov napojených na verejnú kanalizáciu v roku 2020 [3]

Decentralizovaný prístup čistenia odpadových vôd je celoeurópsky problém a jednotlivé krajiny k nemu pristupujú rozdielne. Medzi najviac rozšírené spôsoby čistenia odpadových vôd patrí využívanie malých čistiarní do 2000 EO, koreňových čistiarní alebo malých čistiarní odpadových vôd do 50 EO [4]. Nárast počtu malých domových čistiarní hrá dôležitú rolu aj v globálnom meradle pri

manažmente kvality vody v riekach, jazerách, deltách riek a zvodnených vrstvách v porovnaní s centralizovanými systémami [5].

Pri domových čistiarniach odpadových vôd rozoznávame 4 základné spôsoby čistenia:

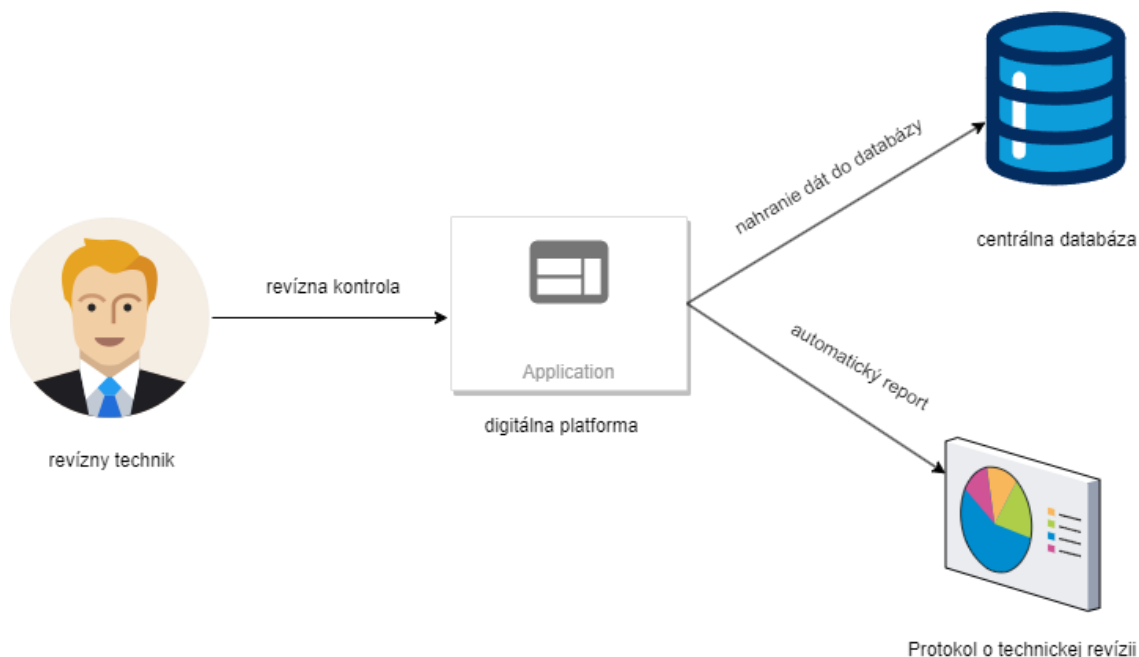
- mechanické,
- fyzikálno-chemické,
- biologické (aeróbne a anaeróbne),
- extenzívne spôsoby čistenia.

Vyčistené odpadové vody z malých domových čistiarní odpadových vôd sa obvykle vypúšťajú do najbližšieho povrchového vodného útvaru, avšak v prípade potreby je možné ich vypustiť aj do podzemných vôd. Práve táto situácia, keď sú vyčistené odpadové vody vypúšťané do podzemných vôd vyžaduje pravidelný odber vzoriek z výustu za účelom kontroly a je potrebné realizovať konštrukciu vsakovacieho objektu. Pri objektoch, ktoré sa nachádzajú v izolovaných oblastiach existuje riziko kontaminácie vodných zdrojov pri nesprávnej prevádzke domových čistiarní odpadových vôd, čo môže v konečnom dôsledku ohroziť kvalitu životného prostredia ako celku. Hlavným dôvodom vzniku potencionalnej kontaminácie je absentujúci pravidelný systematický monitorovací proces kvality vypúšťanej odpadovej vody.

Aktuálne v rámci legislatívnych požiadaviek neexistuje efektívna kontrola súčasného stavu funkčnosti a ani žiadna centrálna databáza domových čistiarní odpadových vôd a tým pádom nie je možné kontrolovať vplyv vypúšťanej odpadovej vody na životné prostredie.

3 Navrhovaný stav

Na zefektívnenie kontroly a súčasného stavu funkčnosti navrhujeme vytvorenie digitálnej platformy pre revíznych technikov a majiteľov malých domových čistiarní odpadových vôd do 50 ekvivalentných obyvateľov. Podľa zákona o vodách je vlastník malej čistiarne odpadových vôd do 50 ekvivalentných obyvateľov povinný vykonávať raz za rok bez diaľkového monitoringu a raz za dva roky s diaľkovým monitoringom technickú revíziu a výsledky týchto revízií odovzdávať do 30. januára nasledujúceho roka orgánu štátnej vodnej správy pomocou revízneho technika [6]. Táto skutočnosť vyplývajúca zo zákona nám dáva priestor na vytvorenie centrálnej databázy pomocou digitálnej platformy, ktorá by dokázala zabezpečiť štandardizovať proces revíznej kontroly malej domovej čistiarní odpadových vôd a zároveň získať dáta o ich stave a umiestnení. Samotný proces navrhovaného stavu je zobrazený na Obrázku 3, kde by revízny technik pri kontrole zadal kontrolované údaje o malej domovej čistiarni odpadových vôd v digitálnej platforme, z ktorej by sa automaticky vytvoril Protokol o technickej revízii a dáta by sa nahrali do centrálnej databázy.



Obrázok 8 Proces navrhovaného stavu kontroly malých domových čistiarní do 50 EO

Jednotlivé funkcionality platformy bude dôležité konzultovať pomocou individuálnych alebo skupinových rozhovorov so zainteresovanými stranami, aby sa zabezpečila čo najefektívnejšia a čo najviac optimálna funkcionality samotnej platformy.

4 Záver

V danej práci sme sa venovali aktuálnemu stavu malých domových čistiarní odpadových vôd, ich umiestneniu a možnostiach efektívnej kontroly stavu a vypúšťanej vyčistenej odpadovej vody do životného prostredia.

Ako možným riešením sme navrhli digitálnu platformu pre majiteľov domových čistiarní odpadových vôd a revíznych technikov, ktorí by práve počas revíznej kontroly mohli naplniť dáta do databázy a získali by sme lepší prehľad o stave malých domových čistiarní odpadových vôd do 50 ekvivalentných osôb a vedeli tak presnejšie povedať, aký majú vplyv na kvalitu životného prostredia. Samotný návrh digitálnej platformy tak ako aj ďalšie možnosti zefektívnenia procesu budú ďalším predmetom skúmania.

Podakovanie

Táto práca vznikla za podpory Vedeckej grantovej agentúry MŠVVaŠ SR a Slovenskej akadémie vied v rámci projektu VEGA 1/0682/23, spolufinancovaného Agentúrou na výskum a vývoj SR na základe zmluvy č. APVV-22- 0564.

5 Literatúra, zdroje

[1] Napojenie obyvateľstva na verejnú kanalizáciu [online] 16.12.2021 © 2022 www.enviroportal.sk [cit. 20. 10. 2023]. Dostupné z: <https://www.enviroportal.sk/indicator/detail?id=1276>.

[2] ŠTATISTICKÝ ÚRAD SR, (2023). DataCube. [online] Dostupné z https://datacube.statistics.sk/#!/view/sk/VBD_SK_WIN/vh3001rr/v_vh3001rr_00_00_00_sk

[3] Napojenie obyvateľstva na verejnú kanalizáciu [online] 16.12.2021 © 2022 www.enviroportal.sk [cit. 20. 10. 2023]. Dostupné z: <https://www.enviroportal.sk/indicator/detail?id=1276>.

[4] Zákon 364/2004 Z. z. z 13. mája 2004 o vodách a o zmene zákona Slovenskej národnej rady č. 372/1990 Zb. o priestupkoch v znení neskorších predpisov (vodný zákon).

[5] Libralato, G.; Ghirardini, A.V.; Avezzù, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. J. Environ. Manag. 2012, 94, 61–68.

[6] Zákon 364/2004 Z. z. z 13. mája 2004 o vodách a o zmene zákona Slovenskej národnej rady č. 372/1990 Zb. o priestupkoch v znení neskorších predpisov (vodný zákon).

Abstrakt

Domové čistiarnie odpadových vôd sa využívajú v decentralizovaných prístupoch odkanalizovania a hrajú dôležitú rolu v otázke životného prostredia.

Momentálne na Slovensku neexistuje žiadna databáza domových čistiární odpadových vôd o ich stave a kvalite odpadových vôd vypúšťaných do životného prostredia. Práve z tohto dôvodu je potrebná dôkladná a efektívna analýza súčasného stavu prevádzky domových čistiární odpadových vôd a vytvorenie centrálnej databázy domových čistiární odpadových vôd, ich stavu, kvality vypúšťaných odpadových vôd a návrh štandardizovaného súdôležitého kontrolného postupu pre revízných technikov pri kontrole domových čistiární odpadových vôd.

V práci navrhujeme využitie digitálnej platformy, ktorá by práve zabezpečila štandardizovaný postup revízneho technika pri kontrole domových čistiární odpadových vôd, rovnako tak by sa dáta automaticky ukladali do centrálnej databázy a získali by sme lepší prehľad o stave a kvalite domových čistiární odpadových vôd a v poslednom rade by tam bola možnosť automatického vytvorenia protokolu o technickej revízii. Avšak to aké všetky funkcionality a možnosti by mala táto platforma obsahovať bude ďalším predmetom skúmania.

Evaluating overflowed waters quality and integrated monitoring of combined sewer overflows within the context of urban runoff and rainfall

Maksim Portnov

Annotation

The article begins with an overview of wastewater management in Slovakia, highlights the role of blue-green infrastructure in managing urban runoff, and delves into the complexities of combined sewer overflows and hydrological processes in sewer networks. The article concludes with a discussion of the potential applications of integrated monitoring and presents preliminary research results.

Keywords:

Combined sewer overflows (CSOs), combined sewer network, overflowed waters, urban runoff

1 Introduction

Water is an important natural resource and it is not possible neither for humans nor for the economy to substitute it. The global climate change is transforming water scarcity into an even more widespread problem.

Wastewater management is a critical concern in urban environments, and Slovakia is no exception. Efficient wastewater management not only protects public health and the environment but also ensures the sustainability of urban areas. In Slovakia, various strategies and technologies have been implemented to manage wastewater, including sewage treatment plants and combined sewer systems. The challenge, however, lies in effectively dealing with overflowed waters resulting from heavy rainfall events, which can strain the capacity of sewer systems and lead to environmental pollution.

Wastewater has historically been considered a great threat and a problem. Untreated wastewater would cause severe illnesses, remature death and damage to affected water ecosystems and the environment.

Wastewater has been affected in quality terms, meaning it might include different pollutants, have a different temperature or other altered characteristics [1].

Urban wastewater considered in this analysis is collected within the sewer systems from households, part of industry and various institutions and transferred into the wastewater treatment plant. It consists of different flows which mix in the sewer system and are then treated together, including commercial and agricultural wastewater, surface runoff and rainwater. The wastewater consists of around 99.9 % water and only 0.01 % of substances that need to be removed through the treatment processes, including organic matter, microorganisms and inorganic compounds [2].

The increasing of cities population, the territory industrialization, and the development of services have significantly outstripped the rate of development of the water infrastructure: sewerage networks and wastewater treatment plants (WWTPs). The existence of water infrastructure is also a prerequisite for further social and economic development at local, regional, state, and global level [3].

The level of wastewater drainage in Slovakia reached about 66% of the total population in 2015–2016, which represents an absolute amount of 3.6 million residents. Of these, about 98% are connected to a public sewage system with a wastewater treatment plant. The length of sewer networks reached above 11,000 km [4].

The distribution of sewerage in the country also depends to a large extent on the living standard of the population and on GDP in the individual regions as corresponds with the proportion of population connected to the public sewer system showed in Fig. 1.

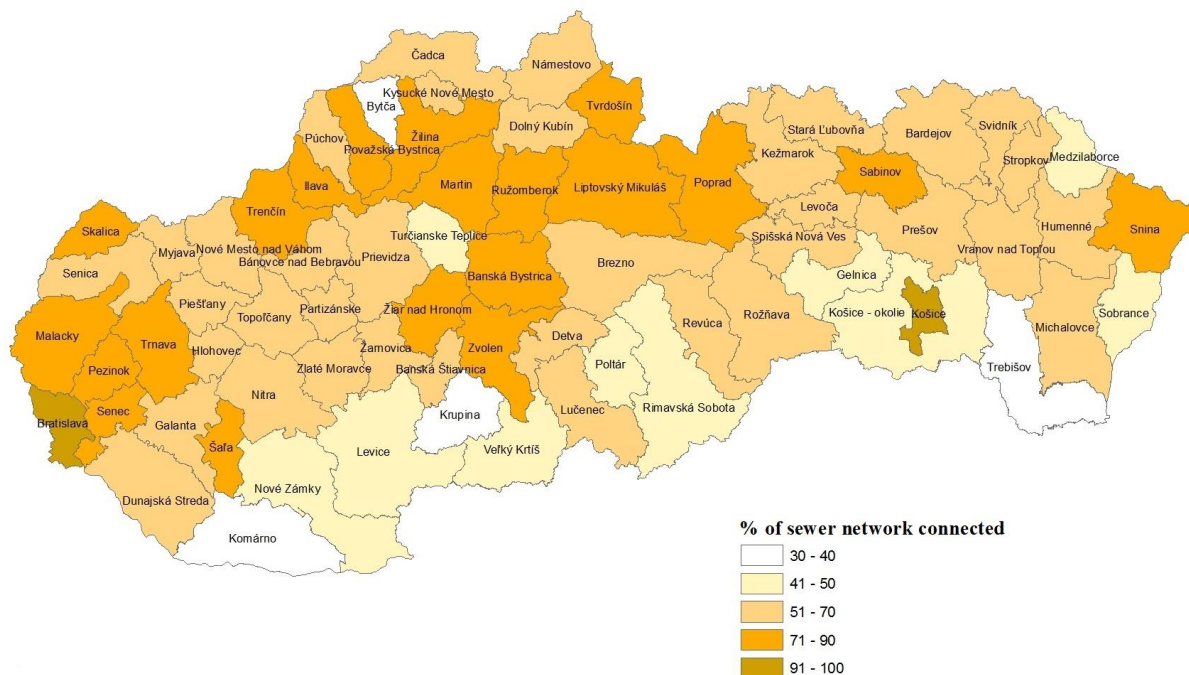


Figure 1. Proportion of population connected to the sewer system in Slovakia in 2016 [4]

The reduction of paved impervious surfaces and the precise design of urban drainage in combination with the use of permeable roads, pervious concrete and waterproof pavements help to improve the infiltration of rainwater into the underlying surface, reduce runoff into sewers and urban areas, mitigate flood peaks, thereby reducing the pollution burden of cities when outflow), as well as reduce the risk of damage due to the failure of the sewage system by flooding, which will facilitate the recharge of groundwater.

Sustainable urban drainage consists of one or more structures built to manage surface water runoff; tend to mimic natural drainage. It often includes soil and vegetation in structures that are usually impermeable. Intake and passage through soil and vegetation reduces runoff velocity and improves water quality. Surface permeability in urban areas can be increased by using permeable paving where appropriate, e.g. sidewalks, parking areas, access roads [5].

This reduces surface runoff and increases groundwater recharge. Measures to use rainwater for non-potable purposes and the design of urban public spaces can help meet water efficiency goals and improve environmental quality.

2 Blue-green infrastructure in context of the modern city

Urban water and waste management is the sustainable activity in high development urban areas, which support the public health, comfortability, and active development of urban areas. A lot of water and wastewater management activities, which include expert planning, economy, and management of a wide range of activities joining with this practice, can ensure and improve the sustainable life level of people living in urban areas.

The works related to the development of urban runoff its subsequent drainage as well as the drainage of rainwater belongs to the basic idea of creating and engraving towns and municipalities. Currently, not only a quantitative but also a qualitative approach to this issue is a very important task.

Urban runoff is a major contributor to overflowed waters in many cities. To address this issue, blue-green infrastructure has gained prominence as a sustainable solution. Blue-green infrastructure

involves the use of natural elements, such as vegetated swales, green roofs, and permeable pavements, to capture and manage rainwater. In the context of Slovakia, several examples of blue-green infrastructure projects have shown promise in reducing urban runoff and improving the quality of overflowed waters. These projects not only mitigate the impact of rainfall on sewer systems but also enhance urban green spaces and biodiversity [6].

The climate crisis has accentuated changes in the amount of precipitation. Dry periods alternate with strong storms, resulting in floods, causing damage to urban infrastructure [7]. The Sponge City is a model of urban construction that can alleviate urban flooding, water shortages, and overall improve the ecological situation and biodiversity by absorbing and capturing rainwater and its subsequent use.

It is a designation for a specific type of city, which acts as a permeable system thanks to an extensive system of green infrastructure. Green infrastructure technologies include elements that allow greater soil permeability and subsequent absorption of rainwater. Among them we can highlight, for example, parks, drainage paths, rain gardens, infiltration and retention wells, urban gardens and plantations, green walls and roofs. The main idea in the design of such cities should be less asphalt, less concrete, more lakes, more parks and greenery.

Basically, there are three basic forms of such systems – protection of the original urban ecosystem, ecological restoration and low-impact development. Protection focuses on already existing ecologically sensitive places such as rivers, lakes and ditches. Natural vegetation, soil and microorganisms are used to gradually modify the water environment and restore the damaged urban ecosystem. Ecological restoration includes the identification of ecological areas and their subsequent connection into a complete network. Low impact development focuses on emerging urban roads, urban green spaces, urban water systems and residential areas to create new permeable areas [8].

The potential of rainwater harvesting and management to reduce water consumption, mitigate stormwater runoff, and secure potable water has been largely neglected in modern times. This is partly due to local contexts such as seasonal variability of rainfall, costs of storage, treatment and upgrading of water systems, as well as political and institutional barriers. Add to this short-sighted water management policies that rely on excessive use of river water or groundwater.

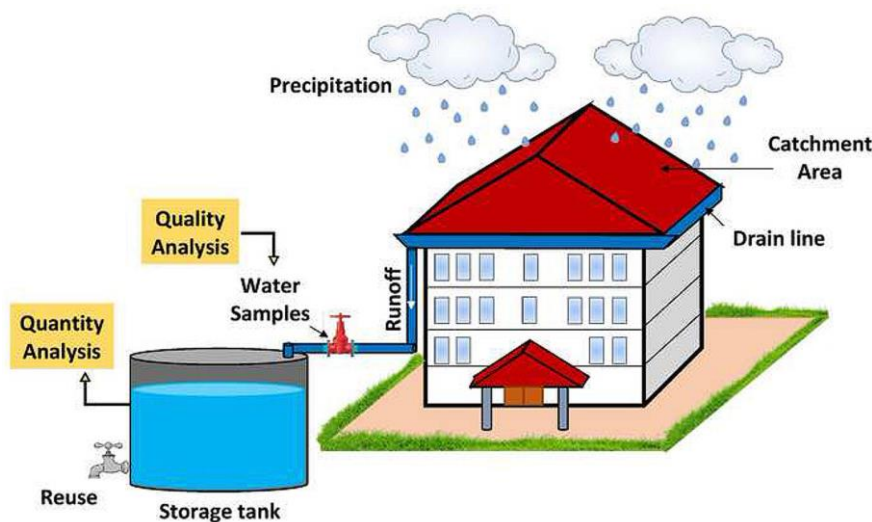


Figure 2. Concept of the rainwater harvesting in the Mass Resident Housing [9]

The main challenge when designing a new paved plot is determining an effective method of treating surface runoff. The usual method of dealing with rainwater in the urban area was based on the principle of the fastest draining of rainwater from paved areas by channeling them into one sewer, through which the water is drained to the treatment plants, from where it is drained to the waterway of the sources [9].

RAINWATER HARVESTING

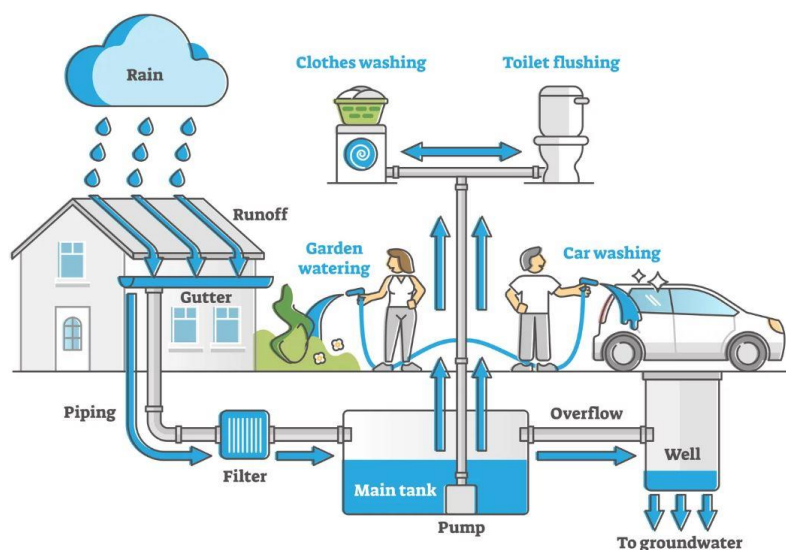


Figure 3. Concept of the rainwater harvesting in the Individual Resident Housing [9]

However, this concept proved insufficient over time. As a result of climate change, there are situations when sewage networks are no longer able to fulfill their function. Currently, attention is being paid to the creation of measures close to nature, the purpose of which is not to drain, but to capture rainwater in cities.

Alternative solutions for the removal of rainwater from the surface of buildings and paved areas include its retention (accumulation) directly on the land with the possibility of use for operational purposes in households (flushing, cleaning, watering) or soaking with the preservation of sufficient moisture for green areas. To maintain the natural water cycle, excess unused rainwater should be discharged into surface waters. Drainage of rainwater into the sewage system should only be implemented when there is no other option.

Every family house has the prerequisites for using rainwater. Even without major modifications, rainwater can replace up to 60% of the total water consumption in households. Rainwater cannot replace the function of drinking water, but it can save its consumption to a certain extent for activities that do not necessarily require drinking water.

The use of rainwater has several advantages, one of the most important is saving money, because a smaller amount of drinking water is consumed, especially where it is possible to use commercial water. Rainwater is soft and decalcified, making it more suitable for many purposes than hard drinking water [10]. And most importantly, the more rainwater you can capture and use in your home, the less it will end up in the sewer system.

The one of the correct way to solve the problem is to drain the rainwater into a separate rainwater system, as it reduces the load on the sewer network and CSOs. During heavy rainfall, harmful chemicals and substances do not enter the watercourse sources, and therefore the water quality does not decrease before entering the watercourse sources.

Urbanized areas such as asphalt roads, parking lots and buildings represent a significant share of impervious surfaces, which in some parts of the city can exceed 80-85%. Extreme precipitation phenomena, which are a manifestation of climate change, cause considerable damage to the infrastructure of urbanized areas and the environment. Accumulation tanks serve to accumulate rainwater within the urban infrastructure.

Water accumulation is the process of retaining water from surface or subsurface sources. Accumulation of water is necessary if, in a certain period, the demand for water withdrawal is greater than the capacity of the source [11].

Accumulation tanks are devices in which captured rainwater is collected. The size of the tank depends on the amount of rainwater. Therefore, when choosing the size of the tank, we must pay attention to what we want to use the rainwater for. These tanks have an opening for water inflow and have an opening for water outflow - a safety overflow. Considering the location of the storage tank, we divide these into underground and above-ground storage tanks. When choosing the place where the tank will be located, it is necessary to determine the size of the tank itself, the size of the plot, or the layout of the lowest floor of the building, the storage tank can be placed inside the building. When selecting the tank, we must select the material from which the tank will be made. Nowadays, tanks are most often made of plastic or concrete.

3 Monitoring overflowed water and water quality

The current trend of the modern life is the migration of residents from rural settlements to cities, which has a great impact on the development and growth of urbanization and urban infrastructure. Extensive built-up areas with paved surfaces such as sidewalks, paved roads, roofs, parking lots are emerging, which will replace vegetated areas.

Rainwater harvesting and management is nothing new. In fact, this technique has been used for thousands of years in many parts of the globe to capture and store rainwater in soil pores or for human use. Growing water scarcity, climate change, rapid urbanization and increased demand for water are once again making this ancient technology a viable option for cities.

The removal of vegetation and the treatment of impermeable surfaces leads to a reduction of water infiltration into the soil and, as a result, to an increase in surface runoff, which negatively affects the load on the sewer network and consequently leads to an increase in water flow and the load on CSOs [12]. Each new asphalted area disrupts the natural state and improper management of the area and has a negative impact on the hydrological parameters of the urbanized area. CSOs belong to the most important and at the same time to the most complex objects on the sewer network from the hydraulic, hygienic and structural point of view, while these individual aspects influence each other and are closely related. The health and technical issues of CSOs are related to the overall conceptual solution of sewer networks, the subsequent design of wastewater treatment technology and issues of water quality in the recipient. The principle of operation of CSOs is shown in Fig. 4 [13].

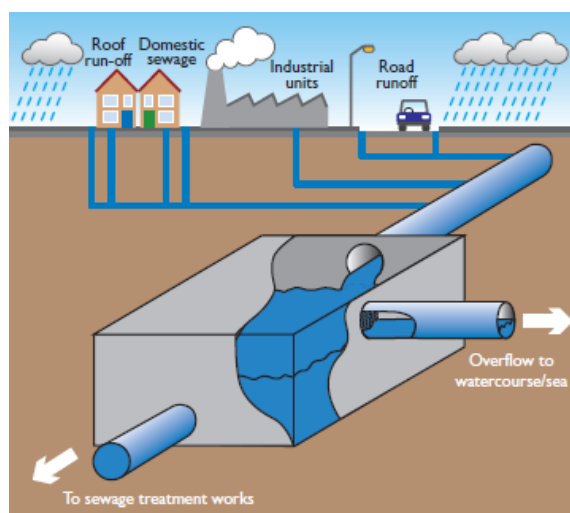


Figure 4. The principle of operation of CSOs during heavy precipitation [13]

The CSOs, the sewer network and its objects are not able to withstand the load of extreme rains in all cases, and therefore it would be advisable to monitor their condition in the future and look for a solution for their protection, possibly strengthening or developing their structure. The most important factor in evaluating the impact of extreme precipitation on the objects of the sewer network is the

behavior of the wastewater flow. Sewer network objects are designed based on established empirical relationships [14]. Currently, it is possible to use modern calculation procedures for dimensioning, but also for assessing existing objects.

During heavy rainfall events, the capacity of the sewer network can be exceeded, leading to combined sewer overflows [15]. These overflows release untreated wastewater and stormwater into the recipient, posing a threat to water quality and public health.

Within the location that we chose for research, 35 km from Bratislava, there are 20 CSOs. During the study, which took place at the end of 2022, we studied 8 CSOs that were accessible; this difficulty was due to the location of the CSOs in hard-to-reach places. Then, during the study of the area, 2 CSOs were selected for further research, which are located in an easily accessible area and also fulfill other conditions that we will need during the study (pipe profile, accessibility of entry, ability to take water samples).



Figure 4. The chosen CSOs

The goal of the research was to select and compare different locations in urbanized areas. Several factors influenced the selection of areas of interest for the sampling of relieved waters and waters in the receiver: availability of sampling, local conditions, availability of CSOs and hydrological conditions (duration and intensity of precipitation).

Urbanized areas were chosen to solve the given problem. The territory is characterized by a high proportion of paved areas and intensive traffic, which can significantly affect the quality of the overflowed waters.

Sampling took place over nine months, from December 2022 to August 2023. There were a total of 12 samples from different locations.

In the research, it was focused on the capture of overflowed water overflowing from selected CSOs, on the capture of water from the recipient before the CSO and on the capture of water immediately after the CSO.

The basis of the entire research was the analysis of quality parameters of overflowed waters: pH value, conductivity, heavy metals, biochemical oxygen consumption (BOD) and chemical oxygen consumption (COD).

The objectives of the research can be divided into two basic parts. In the first part, the laboratory analysis of the mentioned indicators took place. The analysis of the samples was carried out in the laboratory of the Faculty of Civil Engineering of the STU in Bratislava.

In the second part of the research, we focused on the evaluation of measured values according to the recommendation of Regulation of the Government of the Slovak Republic no. 269/2010, which establishes the requirements for achieving good water status. The results of the primary study of water sampling in the recipient during the period without precipitation are showed in Fig. 5.

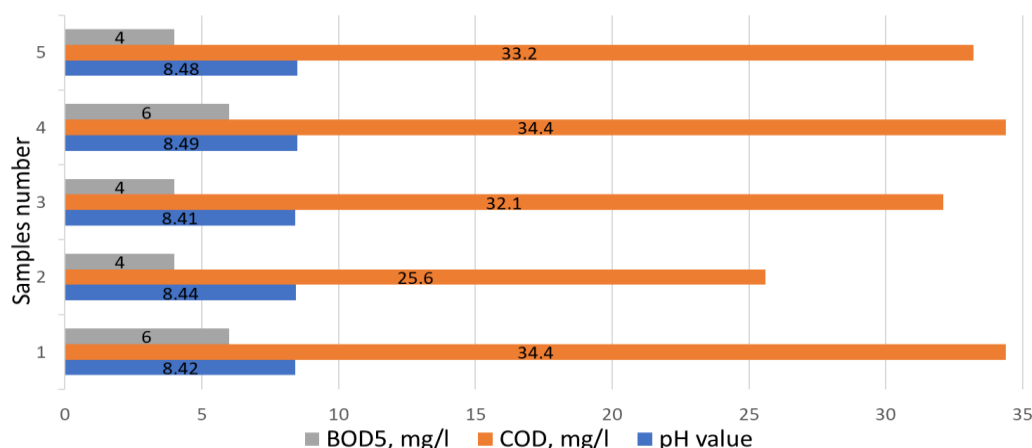


Figure 5. Water quality in the recipient without precipitation

On the basis of the achieved results, a comparison of the measured water quality values in the reservoir was also carried out, depending on the rainy or non-rainy season.

4 Conclusion

In conclusion to a plan to deal with water quantity, municipalities must also develop long-term plans to deal with water quality problems caused by CSOs, such as increasing the capacity of wastewater treatment plants, separating wastewater from rainwater, and other strategies to eliminate or minimization of discharges of CSOs.

While the responsibility for solving the problems of relief chambers falls on the communities that operate the systems, we can all help reduce the impact of stormwater by doing simple things like installing rain barrels, creating rain gardens and disconnecting our downspouts from the stormwater systems in our communities.

The challenges of managing overflowed waters within the context of urban runoff and rainfall are significant but surmountable. The use of blue-green infrastructure, combined with advanced monitoring and modeling techniques, offers promising solutions.

Acknowledgments

This work was created with the support of the Scientific Grant Agency of the Ministry of Education and Science of the Slovak Republic and the Slovak Academy of Sciences within the project VEGA 1/0682/23, co-financed by the Research and Development Agency of the Slovak Republic under contract no. APVV-22-0564.

Abstract

This article investigates the critical aspects of wastewater quality and the development of an integrated monitoring system for Combined Sewer Overflows (CSOs) within the context of urban runoff and rainfall. The research comprehensively examines the dynamics of pollutant loads in sewer networks during wet weather conditions, focusing on overflowed waters quality, with a special emphasis on samples collected from overflowed waters and the recipient.

Combined sewer systems are essential urban infrastructure designed to manage both sanitary sewage and stormwater runoff. However, during periods of heavy rainfall, these systems can

become inundated, leading to CSOs that discharge untreated wastewater into receiving water bodies.

This research begins by characterizing the pollutant loads within the sewer network that result from urban runoff and rainfall. Parameters of interest include suspended solids, nutrients, heavy metals, and microbial contaminants. By analyzing these pollutants provides insights into pollutant sources and the dynamics of wastewater quality in response to weather-related events.

Also the research focuses on the quality of overflowed waters during CSO events. Systematic sampling campaigns are conducted to obtain representative samples of overflowed waters, which are then compared with samples collected from the receiving water bodies. This comparative analysis aims to assess the extent of pollutant dilution and its implications for environmental quality.

The results presented in this research contribute to a deeper understanding of wastewater quality within combined sewer systems, particularly in response to runoff and rainfall. The proposed monitoring system represents a significant advancement in the management of monitoring overflowed waters, offering opportunities for more responsible and efficient management of CSOs and their effects on the recipient.

5 References

- [1] Garcia, X. & Pargament, D., 2015. Reusing wastewater to cope with water scarcity: Economic, social and environmental considerations for decision-making. *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 101, pp. 154-166.
- [2] Angeler, D. G. et al., 2014. Assessing and managing freshwater ecosystems vulnerable to environmental change. *Ambio*, 43(1), pp. 113-125.
- [3] Chabal L, Stanko S (2014) Sewerage pumping station optimization under real conditions. *GeoSci Eng* 60(4):19–28 ISSN 1802-5420
- [4] Škultétyová I, Dubcova M, Galbova K, Stanko S, Holubec M (2016) Life cycle assessment applied to wastewater treatment plant. In: International multidisciplinary scientific geoconference surveying geology and mining ecology management, SGEM. Ecology, economics, education and legislation conference proceedings, vol 1, pp 399–405. ISBN 978-619-7105-65-0
- [5] LABUDOVA, L., TURNA, M., NEJEDLIK, P. Drought monitoring in Slovakia. Towards climatic services. Slovakia. 2015, s. 3.
- [6] Water Research Institute, 2017. Situation report on the disposal of municipal wastewater and sludge in the Slovak Republic during 2015 and 2016, Bratislava: Water Research Institute.
- [7] TALL, A., PAVELKOVA, D. Predpokladaný vplyv klimatických zmien na hladinu podzemnej vody na východoslovenskej nížine. *Acta Hydrologica Slovaca*. 2010, roč. 11, č. 1, s. 162-166.
- [8] DANIHLÍK, R., TRIZNA, M. Vplyv klimatickej zmeny na režim odtoku vo vybraných povodiach Slovenska. *Geografický časopis*. 2005, roč. 57, č. 1, s. 71-91.
- [9] O'Donnell, E. C., Thorne, C. R., Yeakley, J. A., & Chan, F. K. S. (2020). Sustainable flood risk and stormwater management in blue-green cities: an interdisciplinary case study in Portland, Oregon. *Journal of the American Water Resources Association*, 56(5), 757-775.

- [10] Liao, K. H., Deng, S., & Tan, P. Y. (2017). Blue-Green Infrastructure: New Frontier for Sustainable Urban Stormwater Management. In P. Y. Tan & C. Y. Jim (Eds.), *Greening Cities: Forms and Functions (Advances in 21st Century Human Settlements)*.
- [11] Brears, R.C. 2018. *Blue and Green Cities. The role of Blue-Green infrastructure in managing urban water resources*. Macmillan Publishers Ltd, London.
- [12] Rusnák D, Stanko Š, Škultétyová I (2015) Rain model – boundary condition in sewer network appraisal. *Pollack Periodica* 11(2):105–112
- [13] Stanko Š, Hrudka J, Škultétyová I, Holubec M, Galbová K, Gregušová V, Mackuľák T (2017) CFD analysis of experimental adjustments on wastewater treatment sedimentation tank inflow zone. *Monatsh Chem* 148(3):585–591. <https://doi.org/10.1007/s00706-017-1927-7> ISSN 0026-9247
- [14] URCIKÁN P., RUSNÁK D.: *Stokovanie a čistenie odpadových vôd: Stokovanie I. Navrhovanie stokových sietí*. Bratislava: STU v Bratislave, 2011.
- [15] RUSNÁK, DUŠAN. Posudzovanie odľahčovacích objektov podľa legislatívnych predpisov a technických noriem. In: *Rekonštrukcie stokových sietí a čistiarní odpadových vôd - zborník prednášok a posterov 6. bienálnej konferencie s medzinárodnou účasťou, Podbanské, 21.-23.10.2009.* - : Výskumný ústav vodného hospodárstva, 2009. - S. 311-320

Wastewater treatment from the pulp and paper industry

Nikola Šoltýsová, Veronika Paprčiaková

Annotation

Coloured wastewater has a negative impact on the environment. The contribution is dedicated to the purification of coloured wastewater by the process of adsorption and ozonation. In particular, the efficiency of chemical removal of oxygen consumption is compared. A more effective process is ozonation process. The ozonation process is also more advantageous from the point of view of direct pollution degradation because the pollution is separated only by adsorption.

Abstract

The pulp and paper industry is one of the main producers of heavily polluted wastewater, which can have a negative impact on the environment and human health. Various residual dyes have also been detected because in the process of producing intensely coloured paper, not all the dye used in the dyeing process binds to the dyed material and so the residual dye is discharged in the effluent to the wastewater treatment plant. In the case of inadequate wastewater treatment, coloured effluents are discharged into the receiving water and, in addition to the unnatural colouring of the receiving water, cause problems related to oxygen transfer, absorption and reflection of sunlight entering the water. For example, the absorption of light by coloured waters reduces the photosynthetic activity of algae, thereby affecting the food chain of the aquatic ecosystem. Their toxicity is also problematic. Many dyes are made from known carcinogens such as benzidine. Various methods can be used to treatment wastewater in pulp and paper industry. Each discolouration removal process has its own limitations in terms of cost, feasibility, reliability, stability, environmental impact and formation of potentially toxic by-products. An ideal wastewater treatment method should be able to effectively remove large quantities of dyes from wastewater in a short period of time without secondary contamination. Adsorption, ozonation, or a combination of both should be the most used processes for the removal of residual dyes. Considering that adsorption only separates the pollutants and requires the involvement of another process to remove them from the adsorbent, ozone-based processes are an increasingly attractive cleaning method. The presented contribution is dedicated to the possibility of using the process of adsorption and ozonation for treatment and eliminating the colour of wastewater from the pulp and paper industry. The efficiency of COD removal was compared. All experiments were carried out in laboratory conditions. A sample of wastewater from pulp and paper industry after tertiary sedimentation from a wastewater treatment plant was used. Cationic talc – Mistrion was used as adsorbent for adsorption process. The adsorption process was evaluated using the amount of adsorbate in the equilibrium. Adsorption isotherms according Langmuir, Freundlich and Dubinin-Raduskievich were applied. Based on the parameters of adsorption isotherms the adsorption process is a type of physical adsorption which is favorable. The ozonation experiments were performed in jet loop reactor with external recirculation of reacting mixture. Zero-, first-, and second-order reaction kinetics equations were used to describe the ozonation process. The second-order kinetics best fits the experimental data of the ozonation process. The results show that under tested laboratory conditions, the ozonation process is more effective in reducing the COD value from the wastewater of the pulp and paper industry. An efficiency of 45% was achieved by ozonation process, while approximately half lower, 24% as achieved by adsorption.

Abstrakt

Celulózo-papierenský priemysel je jedným z najväčších producentov silne znečistených odpadových vôd, ktoré môžu mať negatívny vplyv na životné prostredie a ľudské zdravie. V odpadovej vode boli identifikované aj rôzne zvyškové farbivá, pretože v procese výroby intenzívne farebného papiera sa nenaviaže všetko farbivo použité v procese farbenia na farbený materiál a tak sa zvyškové farbivo vypúšťa do odpadovej vody do čistiarne odpadových vôd. Pri nedostatočnom čistení odpadových vôd sú zafarbené odpadové vody vypúšťané do recipientu a okrem neprirodeného sfarbenia recipientu spôsobujú problémy súvisiace s prenosom kyslíka, absorpciou a odrazom slnečného žiarenia vstupujúceho do vody. Napríklad absorpcia svetla farebnými vodami znižuje fotosyntetickú činnosť rias, čím sa ovplyvňuje potravinový reťazec vodného ekosystému. Problematická je aj ich toxicita. Na čistenie odpadových vôd v celulózo-papierenskom priemysle možno použiť rôzne metódy. Každý proces odstraňovania zafarbenia má svoje vlastné obmedzenia, pokiaľ ide o náklady, uskutočniteľnosť, spoľahlivosť, stabilitu, vplyv na životné prostredie a tvorbu potenciálne toxických vedľajších produktov. Ideálny spôsob čistenia odpadových vôd by mal byť schopný efektívne odstrániť veľké množstvá farbív z odpadových vôd v krátkom čase bez sekundárnej kontaminácie. Adsorpcia, ozonizácia alebo kombinácia oboch patria k najpoužívanejším procesom na odstraňovanie zvyškových farbív. Vzhľadom na to, že adsorpcia iba oddeľuje znečisťujúce látky a vyžaduje zapojenie ďalšieho procesu na ich odstránenie z adsorbentu, procesy na báze ozónu sú čoraz atraktívnejšou metódou čistenia. Predkladaný príspevok je venovaný možnosti využitia procesu adsorpcie a ozonizácie na čistenie a elimináciu farby z odpadových vôd z celulózo-papierenského priemyslu. Porovnávala sa účinnosť odstraňovania CHSK. Všetky experimenty sa uskutočnili v laboratórnych podmienkach. Použila sa vzorka odpadovej vody z celulózo-papierenského priemyslu po terciárnej sedimentácii z čistiarne odpadových vôd. Ako adsorbent pre adsorpčný proces bol použitý kationový mastenec – Mistron. Adsorpčný proces bol hodnotený pomocou adsorpčnej mohutnosti. Aplikované boli aj adsorpčné izotermy podľa Langmuira, Freundlicha a Dubinina-Raduskievicha. Na základe parametrov adsorpčných izoteriem je proces adsorpcie typom fyzikálnej adsorpcie, ktorá je výhodná. Ozonizačné experimenty sa uskutočnili v prúdovom slučkovom reaktore s vonkajšou recirkuláciou reakčnej zmesi. Na opis procesu ozonizácie sa použili rovnice kinetiky reakcie nultého, prvého a druhého rádu. Kinetika druhého rádu najlepšie vyhovuje experimentálnym údajom procesu ozonizácie. Výsledky ukazujú, že v testovaných laboratórnych podmienkach je proces ozonizácie účinnejší pri znižovaní hodnoty CHSK z odpadových vôd celulózo-papierenského priemyslu. Ozonizačným procesom bola dosiahnutá účinnosť 45%, zatiaľ čo adsorpciou približne o polovicu nižšia, t.j. 24%.

1 Introduction

The pulp and paper industry is one of the main producers of heavily polluted wastewater, which can have a negative impact on the environment and human health. More than 250 different substances have been identified in wastewater from the pulp and paper industry - several lignins, stilbenes, phenols, dioxins, chlorides, furans, phenols and sulphur compounds. Various trace metals have also been detected, but in small quantities (Pokhrel and Viragaghavan, 2004). Various residual dyes have also been detected because in the process of producing intensely coloured paper, not all the dye used in the dyeing process binds to the dyed material and so the residual dye is discharged in the effluent to the wastewater treatment plant. In the case of inadequate wastewater treatment, coloured effluents are discharged into the receiving water and, in addition to the unnatural colouring of the receiving water, cause problems related to oxygen transfer, absorption and reflection of sunlight entering the water. For example, the absorption of light by coloured waters reduces the photosynthetic activity of algae, thereby affecting the food chain of the aquatic ecosystem (Wang et al., 2007). Their toxicity is also problematic. Many dyes are made from known carcinogens such as benzidine. Acute or chronic effects on aquatic organisms may occur depending on the concentration of the dyes and the length of exposure. Dyes themselves generally have lower toxicity to mammals and aquatic organisms than the products produced by their degradation (Malik and Grohmann, 2012).

Various methods can be used to remove discolouration in wastewater (Gurses et. al, 2016). Each discolouration removal process has its own limitations in terms of cost, feasibility, reliability, stability, environmental impact and formation of potentially toxic by-products (Malik and Grohmann, 2012). Although there are a number of methods for removing dyes from wastewater, not all of them are effective or suitable for use precisely because of their drawbacks. An ideal dye removal method should be able to effectively remove large quantities of dyes from wastewater in a short period of time without secondary contamination. It is recommended to remove pollutants from wastewater by a method that does not produce more hazardous by-products (Kathersesan et al., 2018).

Based on a complete literature search (Gáňová, 2019), adsorption, ozonation, or a combination of both are the most used processes for the removal of residual dyes. Adsorption is the process of separating solids from solutions by accumulating them at a suitable interface. It is an economically feasible process that leads to high decolorization efficiency (Anjaneyulu et al., 2005). Depending on the type of binding of the pollutant to the adsorbent surface, three basic types of adsorption are usually distinguished. In physical adsorption, the molecules of the entrapped pollutant bind to the adsorbent surface by van der Waals forces. In chemical adsorption, an exchange of electrons occurs between the adsorbent surface and the trapped molecules. This results in chemical bonds that are more stable and stronger than in physical adsorption. Electrostatic adsorption is usually classified as ion exchange because it involves Coulombic attractive forces between ions and charged functional groups (Poilopoulos and Inglezakis, 2006).

Considering that adsorption only separates the pollutants and requires the involvement of another process to remove them from the adsorbent, ozone-based processes are an increasingly attractive cleaning method. Ozone is a strong oxidizing agent and can be used to treat large amounts of wastewater with little or no by-product formation. In this process, pollutants are transformed and broken down. In an ideal case, a complete mineralization of pollutants can occur. Ozone itself is a strong oxidizing agent. It can react through two reaction mechanisms, indirect reaction and direct reaction. It is difficult to study these reaction mechanisms separately because both oxidations occur simultaneously. The type of reaction affects the pH. The direct reaction usually takes place under acidic conditions, i.e. $\text{pH} < 4$. In this case, there is a direct reaction of ozone with the polluting substance. On the other hand, at $\text{pH} \geq 10$, the reaction mechanisms change to indirect, where reactive oxygen particles ($\bullet\text{OH}$, $\bullet\text{OOH}$, $\bullet\text{O}_2^-$ radicals) are formed from the ozone molecule, which participate in the decomposition reaction. The radical ozonation mechanism can also be initiated by UV radiation, Fe^{2+} , hydrogen peroxide, ants and humic substances (Lim et al., 2022; Staehelin and Hoigne, 1985; Derco et al., 2013).

The presented contribution is dedicated to the possibility of using the process of adsorption and ozonation for treatment and eliminating the colour of wastewater from the pulp and paper industry. The efficiency of COD removal was compared.

2 Methodology

All experiments were carried out in laboratory conditions at 20 °C for 90 minutes. During individual experiments, analyzes were carried out to determine the amount of organic matter in the sample as chemical oxygen demand (COD). The Hach Lange LCK cuvette test system was used, specifically the LCK114 COD cuvette test 150-1000 mg/L O_2 .

2.1 Wastewater sample

A sample after tertiary sedimentation from a wastewater treatment plant was used. The wastewater treatment plant is located in the premises of the pulp and paper industry, where intensively colored paper is produced. The sample was with a COD value of 592 mg/l and dark brownish-yellow colour.

2.2 Adsorption process

The adsorption process was carried out in a batch arrangement on a magnetic stirrer. The type of cationic talc – Mistrion, which is used in the pulp and paper industry, was used as an adsorbent. Approximately 1 g of adsorbent per 100 mL of sample was added.



Figure 1. Adsorbent Mistrion

The adsorption process was evaluated using the amount of adsorbate in the equilibrium calculated as:

$$q_e = \frac{V}{m} (C_0 - C) \quad (1)$$

where q_e (g/kg) is the amount of adsorbate in the equilibrium, m (kg) is mass of adsorbent material, V (m³) is volume of sample and C_0, C (kg/m³) is concentration of sample at the start of experiments and equilibrium concentration (in our case is value of COD).

Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich adsorption isotherm models were used to describe the adsorption process.

Langmuir isotherm

The Langmuir isotherm was initially developed for gas–solid interaction but is also used for various adsorbents. (Elmorsi, 2011). The Langmuir isotherm assumes monolayer adsorption onto a surface containing a finite number of adsorption sites of uniform strategies with no transmigration of adsorbate in the plane surface (Haamed et al.). Once a site is filled, no further sorption can take place at that site. This indicates that the surface reaches a saturation point where the maximum adsorption of the surface will be achieved. The isotherm is represented by (Desta, 2013)

$$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2)$$

where q_{max} (g/kg) is the maximum amount of adsorbed surfactant and K_L (m³/kg) is the Langmuir constant (Langmuir, 1918).

An important parameter related to the Langmuir model is the separation factor or equilibrium parameter, denoted as R_L , which is used to check if surfactant adsorption is favorable or unfavorable. (Gunawardene et al.)

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (3)$$

where C_0 (kg/m³) is the highest initial concentration of surfactant. In general, $R_L < 1$ indicates that adsorption is favorable; $R_L \sim 0$ indicates that adsorption is irreversible; $R_L = 1$ indicates that the adsorption isotherm is linear, and $R_L > 1$ corresponds to unfavorable adsorption.

Freundlich isotherm

Freundlich isotherm is empirical model can be used for multilayer adsorption on heterogeneous sites. It assumes that the adsorption heat distribution and affinities toward the heterogeneous surface are nonuniform (Foo and Hameed, 2010). The mathematical model can be shown as

$$q_e = bC_e^{1/n} \quad (4)$$

where b (m^3/kg) is the adsorption capacity n is empirical constants (Freundlich and Heller, 1939). The n value indicates the degree of nonlinearity between solution concentration and adsorption as follows: if $n = 1$, then adsorption is linear; if $n < 1$, then adsorption is a chemical process; if $n > 1$, the adsorption is a physical process. The adsorption intensity or surface heterogeneity is defined as $1/n$. When $0 < 1/n < 1$, adsorption is considered favorable. Unfavorable adsorption occurs when $1/n > 1$ and is irreversible at $1/n = 1$.

Dubinin-Radushkevich isotherm

Dubinin-Radushkevich isotherm model is an empirical adsorption model that is generally applied to express adsorption mechanism with Gaussian energy distribution onto heterogeneous surfaces (Çelebi et al, 2007). It is usually applied to differentiate between physical and chemical adsorption.

$$q_e = q_{\max} \exp(-\beta \varepsilon^2) \quad (5)$$

$$\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \quad (6)$$

$$E = \frac{1}{\sqrt{2\beta}} \quad (7)$$

where ε is Polanyi potential (kJ/mol), β (mol^2/kJ^2) is Dubinin-Radushkevich constant, R is gas constant ($8.31 \text{ J/mol}\cdot\text{K}$), T (K) is thermodynamic temperature and E (kJ/mol) is mean adsorption energy (Stoeckli, 2001; Dubinin, 1975). The value of E can determine whether a physisorption process or chemisorption process occurred in the Dubinin–Radushkevich isotherm, as physisorption processes have adsorption energies in the range of 1–8 kJ/mol and chemisorption processes have an adsorption energy larger than 8 kJ/mol (Cazetta et al., 2011).

2.3 Ozonization process

The ozonation experiments were carried out in jet loop reactor with external recirculation of reacting mixture. The jet loop ozonation reactor system was operated in the batch mode with regard to the recirculating liquid phase and in the continuous mode with regard to the gas phase (Derco et al., 2013). External circulation of the liquid reaction mixture was maintained at 2.5 L/min. A Lifetech ozone generator (Lifetech, Brno, Czech Republic) with maximum ozone production of 5 g/h was used and operated at continuous flow of oxygen of 60 L/h. Ozonation trials were carried out at 50 % of the ozone generator's power maximum. A mixture of O_3 and O_2 was injected into the liquid phase through a Venturi ejector. At the same time, the ejector sucked the gas mixture of O_3 and O_2 from the reactor headspace improving thus the efficiency of ozone utilization in the ozonation reactor.

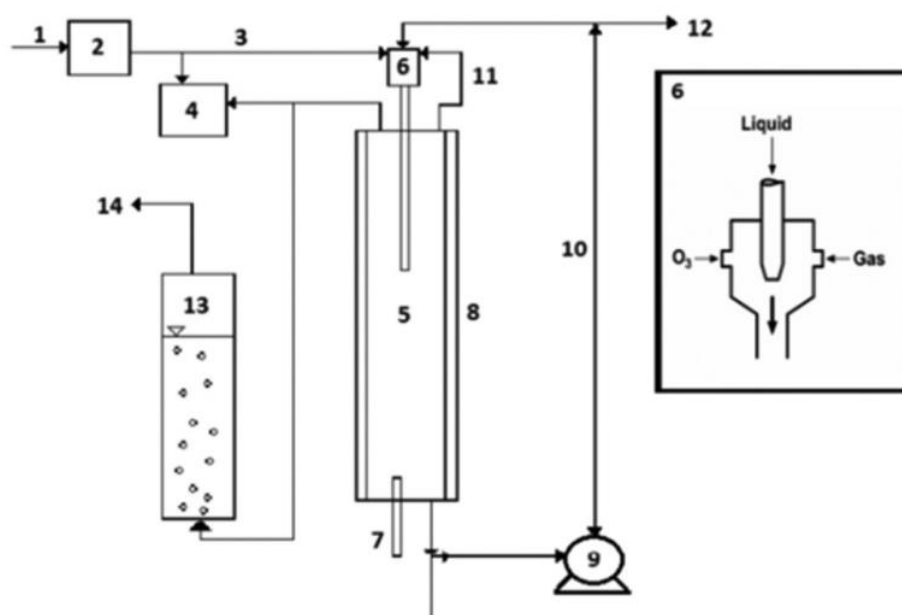


Figure 2. Scheme of ozonation reactor with external recirculation of reaction mixture. 1 - oxygen supply, 2 - ozone generator, 3 - mixture of oxygen and ozone, 4 - detector of ozone concentration in the gas phase, 5 - ozonation reactor, 6 - Venturi ejector (detailed view on the right side), 7 - UV lamp, 8 - tempering jacket, 9 - pump, 10 - external recirculation of the reaction mixture, 11 - recirculation of gas from the reactor head, 12 - sampling, 13 - column for destruction of unreacted ozone filled with KI solution, 14 - gas mixture outlet.

During the ozone-based experiments, ozone transfer efficiency was monitored; specifically the transfer of ozone from the gas mixture into the liquid phase.

$$\frac{dc}{dt} = K_L a (c_s - c) \quad (8)$$

where $K_L a$ (1/s) is volumetric ozone transfer coefficient, c_s (mg/L) is saturation concentration of ozone and c (mg/L) is concentration of dissolved ozone (Derco et al., 2013)

Kinetic equations of the zero, first and second order were used to describe the kinetic course of ozonization:

$$COD_t = COD_0 - k_0 t \quad (9)$$

$$COD_t = COD_0 \exp(-k_1 t) \quad (10)$$

$$COD_t = \frac{COD_0}{1 + COD_0 k_2 t} \quad (11)$$

where COD_t and COD_0 (mg/L) is at the time and the initial value of chemical oxygen demand, k_0 (mg/L), k_1 (1/h) and k_2 (L/mg·h) are kinetic constant of corresponding kinetics orders (Derco et al., 2013).

2.4 Experimental data processing

Nonlinear regression was used for data analysis and fitting the values in the models. Constants (resp. parameters) values of adsorption isotherms and kinetics were determined by the grid search optimization procedure. We expressed the correlation between the measured values of the experiments and the calculated values using the determined parameters as an objective function of the sum of squares of the deviations between the measured and calculated values. From this consideration, a correlation coefficient is defined and calculated, which determines the so-called degree of tightness:

$$R_{yx} = 1 - \frac{(n - m) S_R^2}{(n - 1) S_y^2} \quad (12)$$

$$S_R^2 = \frac{\sum (y_{i,\text{exp}} - y_{i,\text{cal}})^2}{n - m} \quad (13)$$

$$S_y^2 = \frac{n \sum y_{i,\text{exp}}^2 - (\sum y_{i,\text{exp}})^2}{n(n - 1)} \quad (14)$$

where R_{yx} is correlation coefficient, n is number of measurements, m is number of parameters, S_R^2 is residual scatter (mg^2/L^2), S_y^2 is variability (mg^2/L^2) and $y_{i,\text{exp}}$ and $y_{i,\text{cal}}$ are experimental and calculated data.

2.5 Comparison of adsorption and ozonation process

The process of adsorption and ozonation was compared in terms of COD removal efficiency, which was calculated according to the following equations

$$\text{Efficiency} = \frac{(\text{COD}_0 - \text{COD}_t)}{\text{COD}_0} 100\% \quad (15)$$

where COD_t and COD_0 (mg/L) is at the time and the initial value of chemical oxygen demand.

3 Results and discussion

3.1 Adsorption process

The adsorption process was evaluated by adsorption capacity (Eq.1) which represented the amount of adsorbate in the equilibrium. As can be seen in Figure 3. stabilization of the adsorption capacity value occurs after 45 minutes. This time was chosen as equilibrium time.

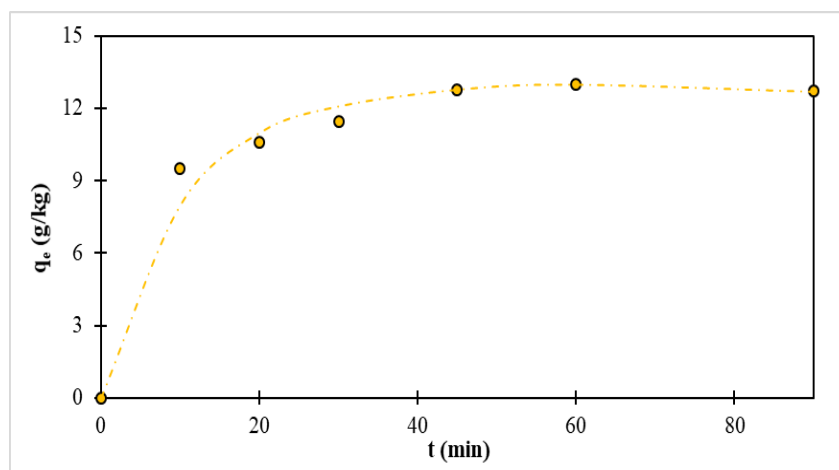


Figure 3. Time profile of adsorption capacity

At the equilibrium time, experiments were also carried out to evaluate adsorption isotherms. Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich isotherms were used. A graphical representation of the adsorption isotherm is shown in Figure 4.

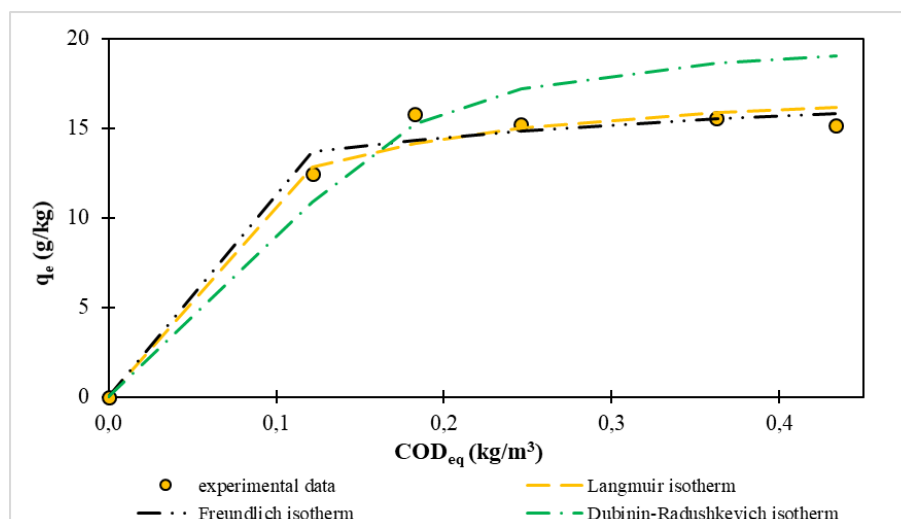


Figure 4. Adsorption isotherms

The values of the individual isotherms constants and the statistical parameter are shown in Table 1. According to the correlation coefficient, the Langmuir isotherm is the most suitable for describing the adsorption process. The value of the R_L parameter indicates that the adsorption process is favorable. This is also confirmed by the Freundlich isotherm parameter $1/n$ with a value of 0.115. A value of the parameter n greater than 1 means that it is physical sorption. The situation $1/n > 1$ is most common and may be due to a distribution of surface sites or any factor that causes a decrease in adsorbent-adsorbate interaction with increasing surface density (Reed and Matsumoto, 1993). Based on the nonlinear plot obtained from Dubinin-Radushkevich model the value of the adsorption energy E was found to be $1.86 \cdot 10^{-2}$ kJ/mol. This value is less than 8 kJ/mol, indicating that it was the physical adsorption.

Table 1. Adsorption isotherms constants and statistical parameter

<i>Isotherm</i>	<i>Parameter</i>	<i>Value</i>	<i>Unit</i>	<i>R_{yx}</i>
Langmuir	$q_{\max}$	18.1	g/kg	0.980
	K_L	19.9	m ³ /g	
	R_L	0.078	-	
Freundlich	b	17.4	m ³ /g	0.978
	n	8.72	-	
Dubinin-Radushkevich	$q_{\max}$	19.9	g/kg	0.836
	β	$1.44 \cdot 10^{-3}$	-	
	E	$1.86 \cdot 10^{-2}$	kJ/mol	

3.2 Ozonation process

The ozonation process was evaluated in terms of reaction kinetics and utilization of supplied ozone. Kinetic equations of the zero, first and second order were applied. Based on the value of the correlation coefficient, the second-order kinetics is the best fit to the experimental data. The values of individual kinetic and statistical parameters for the applied kinetic equations are shown in Table 2.

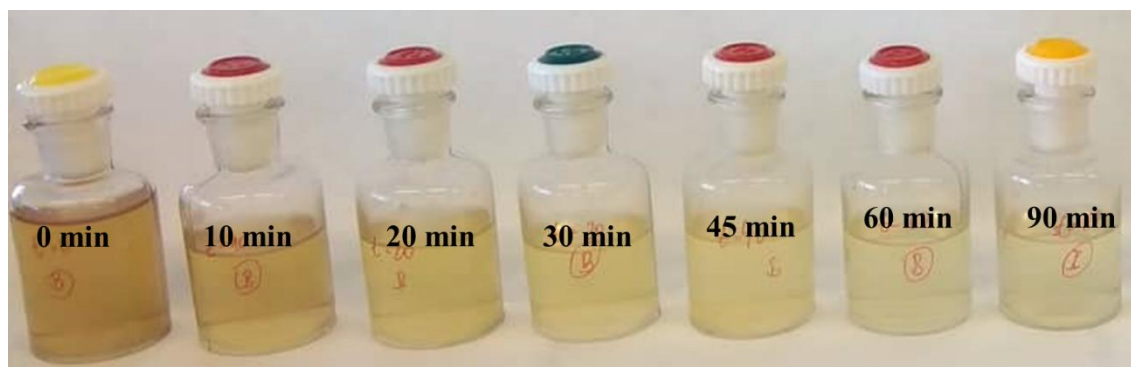


Figure 5. Samples of wastewater after ozonation process

Table 2. Kinetics constants of ozonation and statistical parameter

Kinetics order	Kinetics constant	Unit	R_{yx}
Zero	228	$\text{g/m}^3 \cdot \text{h}$	0.492
First	0.553	1/h	0.727
Second	$1.30 \cdot 10^{-3}$	$\text{m}^3/\text{g} \cdot \text{h}$	0.848

The cumulative concentration of ozone supplied to the reactor system after 90 minutes was 1265 mg/L. The cumulative ozone concentration at the outlet of the reactor system after 90 minutes was 716 mg/L. These numbers indicate, that was 43% efficiency of utilization of supplied ozone during the experiment.

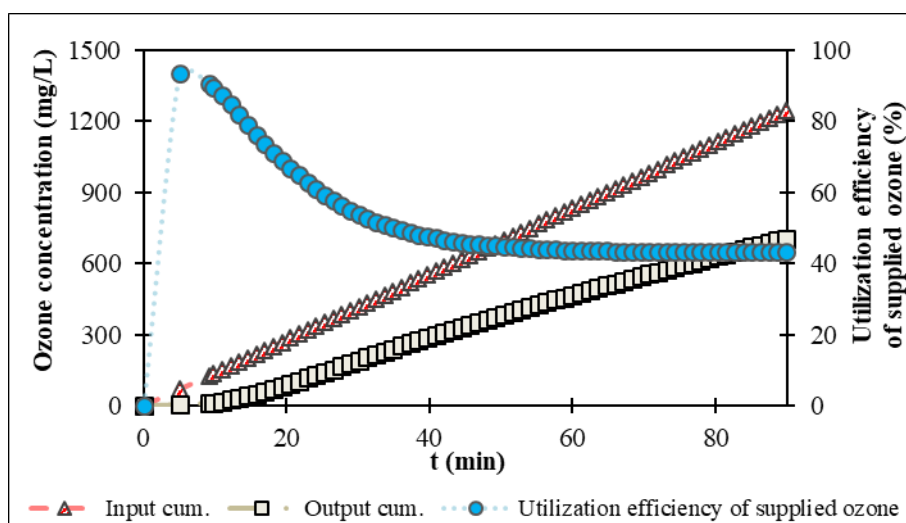


Figure 6. Cumulative input and output ozone concentration and utilization efficiency of supplied ozone

3.3 Comparison of adsorption and ozonation process

The time profile of the COD value during adsorption and ozonation is shown in Figure 7. It can be seen that in the case of ozonation there is a faster decrease in the COD value. In Figure 7 also shows the efficiency of COD removal in wastewater. The results indicate that at tested operating conditions, 45% efficiency of the ozonation process occurs after 90 minutes. In the case of adsorption, the drop in the COD value is only 24% after 90 minutes at an adsorbent dose of 1g/100ml.

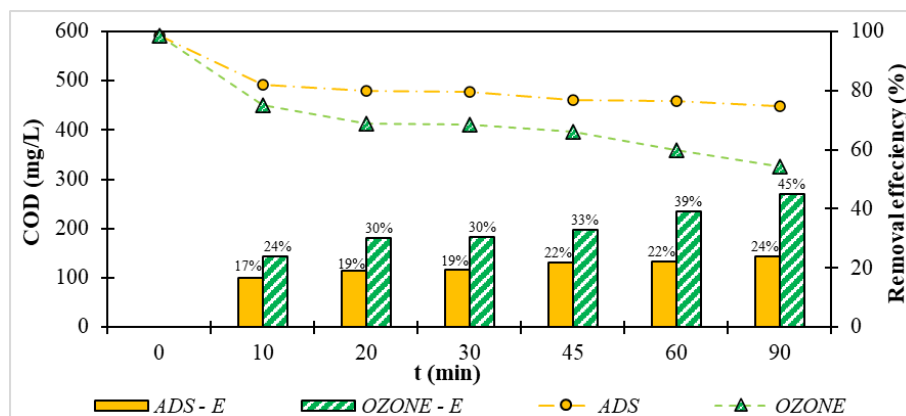


Figure 7. Comparison of adsorption and ozonation process

4 Conclusion

Under tested laboratory conditions, the ozonation process is more effective in reducing the COD value from the wastewater of the pulp and paper industry. An efficiency of 45% was achieved by ozonation process, while approximately half lower, 24% as achieved by adsorption. In the case of the adsorption process, it is a type of physical adsorption which is favorable. The ozonation process was best described using a second-order kinetic model. From the point of view of utilization of supplied ozone, only 43% of supplied ozone was used.

5 References

- Gürses, A., M. Açıkyıldız, K. Güneş And M. S. Gürses, 2016. *Dyes and Pigments*. Springer. ISBN 9783319338927.
- Anjaneyulu, Y., Sreedhara Chary, N. And S. S. Raj, 2005. Decolourization of Industrial Effluents – Available Methods and Emerging Technologies – A Review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. November 2005. Vol. 4, no. 4, p. 245–273. DOI <https://doi.org/10.1007/s11157-005-1246-z>.
- CAZETTA, André L., VARGAS, Alexandro M. M., NOGAMI, Eurica M., KUNITA, Marcos H., GUILHERME, Marcos R., MARTINS, Alessandro C., SILVA, Tais L., MORAES, Juliana C. G. And ALMEIDA, Vitor C., 2011. NaOH-activated carbon of high surface area produced from coconut shell: Kinetics and equilibrium studies from the methylene blue adsorption. *Chemical Engineering Journal*. Online. 15 October 2011. Vol. 174, no. 1, p. 117–125. DOI <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.058>.
- Çelebi, O., Üzümlü, Ç., Shahwan, T. And Erten, H.N., 2007. A radiotracer study of the adsorption behavior of aqueous Ba²⁺ ions on nanoparticles of zero-valent iron. *Journal of Hazardous Materials*. September 2007. Vol. 148, no. 3, p. 761–767. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.122>.

DERCO, J., M. VALIČKOVÁ, K. ŠILHÁROVÁ, J. DUDÁŠ, Jozef and A. LUPTÁKOVÁ, 2013. Removal of selected chlorinated micropollutants by ozonation. *Chemical Papers*. Vol. 67, no. 12. DOI <https://doi.org/10.2478/s11696-013-0324-x>.

Desta, M. B., 2013. Batch Sorption Experiments: Langmuir and Freundlich Isotherm Studies for the Adsorption of Textile Metal Ions onto Teff Straw (*Eragrostis tef*) Agricultural Waste. *Journal of Thermodynamics*. 2013. Vol. 2013, p. 1–6. DOI <https://doi.org/10.1155/2013/375830>.

Dubinin, M M, 1975. Physical Adsorption of Gases and Vapors in Micropores. *Progress in surface and membrane science*. 1 January 1975. P. 1–70. DOI <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-571809-7.50006-1>.

Elmorsi, T. M., 2011. Equilibrium Isotherms and Kinetic Studies of Removal of Methylene Blue Dye by Adsorption onto Miswak Leaves as a Natural Adsorbent. *Journal of Environmental Protection*. 2011. Vol. 02, no. 06, p. 817–827. DOI <https://doi.org/10.4236/jep.2011.26093>.

Foo, K.Y. and Hameed, B.H., 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*. Vol. 156, no. 1, p. 2–10. DOI <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>.

Freundlich, H. and W. Heller, 1939. The Adsorption of *cis*- and *trans*-Azobenzene. *Journal of the American Chemical Society*. Vol. 61, no. 8, p. 2228–2230. DOI <https://doi.org/10.1021/ja01877a071>.

Gáňová, P., 2019. *Decolourization and detoxification of wastewater from the pulp and paper industry. Batchelour project*. Bratislava: FCHFT SUT.

Gunawardene, O. H. P., Gunathilake, Ch., Amaraweera, A. P. S. M. , Fernando, Nimalika, Manipura, A. , Kulatunga, A.K. , Rajapaksha, Suranga M, Gamage, Anuji, R. S. Dassanayake and B. G. N. D. Weerasekara, 2021. Removal of Pb(II) Ions from Aqueous Solution Using Modified Starch. *Journal of composites science*. Vol. 5, no. 2, p. 46–46. DOI <https://doi.org/10.3390/jcs5020046>.

Katheresan, V., J. Kansedo and S.Y Lau, 2018. Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Online. August 2018. Vol. 6, no. 4, p. 4676–4697. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.060>.

Langmuir, I., 1918. THE ADSORPTION OF GASES ON PLANE SURFACES OF GLASS, MICA AND PLATINUM. *Journal of the American Chemical Society*. Vol. 40, no. 9, p. 1361–1403. DOI <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>.

Lim, S. Shi, L. Jiaming, U. Von Gunten, and D.L. McCurry, 2022. Ozonation of organic compounds in water and wastewater: A critical review. *Water Research*. Vol. 213, p. 118053. DOI <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118053>.

Malik, A. and E. Grohmann, 2012. *Environmental Protection Strategies for Sustainable Development*. Dordrecht: Springer Netherlands. ISBN 9789400715912.

Pokhrel, D. and T. Viraraghavan,, 2004. Treatment of pulp and paper mill wastewater—a review. *Science of The Total Environment*.. Vol. 333, no. 1-3, p. 37–58. DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.017>.

Poulopoulos, S. G. and V. J. Inglezakis, 2006. *Adsorption, Ion Exchange and Catalysis*. Elsevier. ISBN 9780080463667.

Reed, B. E., M.R Matsumoto, J.N. Jensen, R. Viadero and W. Lin, 1998. Physicochemical processes. *Water Environment Research*. June 1998. Vol. 70, no. 4, p. 449–473. DOI <https://doi.org/10.2175/106143098x134208>.

Staehelin, J. and J. Hoigne, 1985. Decomposition of ozone in water in the presence of organic solutes acting as promoters and inhibitors of radical chain reactions. *Environmental Science & Technology*. Vol. 19, no. 12, p. 1206–1213. DOI <https://doi.org/10.1021/es00142a012>.

Stoeckli, F., 2001. Dubinin's Theory and Its Contribution to Adsorption Science. *Russian Chemical Bulletin*. 2001. Vol. 50, no. 12, p. 2265–2272. DOI <https://doi.org/10.1023/a:1015054922994>.

Wang, X. Gu, X. Lin, D.F. Dong and X. Wan, 2007. Treatment of acid rose dye containing wastewater by ozonizing – biological aerated filter. *Dyes and Pigments*. Vol. 74, no. 3, p. 736–740. DOI <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2006.05.009>.

Môže sa vyčistená odpadová voda z čistiarní odpadových vôd opätovne využiť v poľnohospodárstve?

Dóra Varjúová, Filip Takács

Abstrakt

Na našej planéte sa odohrávajú klimatické zmeny, ktoré sa prejavujú rôzne, napríklad zvyšovaním teploty a častým obdobím sucha, a tým aj znižovaním zásob vody. Dôsledky sucha sa najvýraznejšie prejavujú hlavne v oblasti Stredozemného mora, ale dajú sa pozorovať už aj v strednej Európe. Nedostatok vody a frekvencie sucha sa za posledné desaťročia výrazne zvýšili a tento trend bude ďalej rásť. Toto taktiež spôsobuje aj rastúcu cenu za vodu.

Nedostatok vody je dôsledok vzájomnej súhry prírodných javov (menej zrážok) a požiadavky ľudí na dodávku vody. Ľudská činnosť preto zhoršuje súčasnú situáciu. Na Slovensku spôsobuje problémy sucho hlavne v poľnohospodárstve, lesníctve a vodnom hospodárstve.

Veľa východísk ako zabrániť suchu nie je. Voda cirkuluje v prírode v konštantnom množstve a nedá sa vyrobiť. Jediným riešením je dobré hospodárenie s vodnými zdrojmi a efektívnejšie využitie vody v poľnohospodárstve, priemysle a samotným obyvateľstvom. V tomto by mohlo výrazne zlepšiť situáciu opätovné využívanie vyčistenej odpadovej vody.

V modernej dobe sa využíva recyklácia vody hlavne v krajinách s nedostatkom pitných zdrojov, ako napríklad v Španielsku, Egypte a Juhoafrickej Republike. Voda, ktorá sa opätovne použije môže pochádzať zo splaškových, komunálnych alebo priemyselných vôd. Napriek mnohým výhodám a viacerým úspešným prípadovým štúdiám sa postupy opätovného využívania vody stále systematicky nezavádzajú v celej Európe a na celom svete, najmä z dôvodu nedostatočnej sociálnej dôvery a vysokej zložitosti riadenia techník a postupov opätovného využívania vody. Veľký význam má aj nejednotnosť predpisov týkajúcich sa opätovného využívania vody. Na prekonanie týchto výziev Európsky parlament nedávno schválil nariadenie 2020/741 o minimálnych požiadavkách na opätovné využívanie vody s cieľom štandardizovať právne požiadavky na odpadovú vodu, ktorý sa má považovať za vhodnú na opätovné využívanie.

Najbežnejšia aplikácia opätovne využívanej vody je v poľnohospodárstve, ale stále viac sa využíva už vyčistená voda aj v priemysle alebo na zavlažovanie mestskej zelene, čistenie ulíc a podobne.

Preto cieľom predkladanej práce bolo uskutočniť laboratórne testy dezinfekcie odpadovej vody z komunálnej čistiarnie odpadových vôd Devínska Nová Ves využitím mikrofiltrácie a chlórnanu sodného. Taktiež cieľom bolo sledovať fyzikálno-chemické parametre a mikrobiologické znečistenie odpadovej vody pred a po zrealizovaní dezinfekcie. Na záver boli tieto parametre porovnané s požiadavkami v Nariadení Európskeho parlamentu a rady.

Anotácia

Problematika sucha sa začína prejavovať aj v našich klimatických podmienkach, čo viedlo k diskusiám o možnosti využitia vyčistených odpadových vôd na poľnohospodárske účely. Témou práce je aplikácia vybraných technologických postupov s cieľom zlepšiť kvalitu odtoku z čistiarní odpadových vôd. Sledovali sa základné fyzikálno-chemické vlastnosti vody, pričom zvýšená pozornosť bola venovaná mikrobiologickému znečisteniu.

Kľúčové slová:

koagulácia; dočisťovanie; recyklácia; mikrofiltrácia; chlórnan sodný

Abstract

Our planet is experiencing climate change, which is manifesting itself in various ways, such as rising temperatures and frequent droughts, which are reducing water supplies. The effects of drought are most pronounced in the Mediterranean but can also be observed in central Europe. Water scarcity and the frequency of droughts have increased significantly in recent decades and this trend is set to increase further. This is also causing the price of water to rise.

Water scarcity is the result of the interplay between natural phenomena (less rainfall) and people's demand for water supply. Human activity is therefore exacerbating the current situation. In Slovakia, drought causes problems mainly in agriculture, forestry and water management.

There are not many ways to prevent drought. Water circulates in nature in constant quantities and cannot be produced. The only solution is good management of water resources and more efficient use of water in agriculture, industry and by the population itself. The reuse of treated wastewater could significantly improve the situation.

In modern times, water recycling is used mainly in countries with scarce drinking water resources, such as Spain, Egypt and South Africa. The water that is reused can come from sewage, municipal or industrial water. Despite many benefits and several successful case studies, water reuse practices are still not systematically implemented across Europe and worldwide, mainly due to a lack of social trust and the high complexity of managing water reuse techniques and practices. To overcome these challenges, the European Parliament recently adopted Regulation 2020/741 on minimum requirements for water reuse to standardize the legal requirements for wastewater to be considered suitable for reuse.

The most common application of reused water is in agriculture, but increasingly already treated water is also used in industry or for irrigation of urban greenery, street cleaning and so on.

Therefore, the aim of the present work was to carry out laboratory tests of disinfection of wastewater from the municipal wastewater treatment plant Devínska Nová Ves using microfiltration and sodium hypochlorite. The aim was also to observe physicochemical parameters and microbiological pollution of wastewater before and after disinfection. Finally, these parameters were compared with the requirements in the Regulation of the European Parliament and of the Council.

Annotation:

The drought issue is also beginning to manifest itself in our climatic conditions, which has led to discussions on the possibility of using treated wastewater for agricultural purposes. The topic of this thesis is the application of selected technological practices to improve the quality of runoff from wastewater treatment plants. The basic physicochemical properties of the water were monitored, with increased attention to microbiological pollution.

Key words:

coagulation; post-treatment; recycling; microfiltration; sodium hypochlorite

1 Úvod

Problém nedostatku vody sa stáva čoraz viac znepokojujúcim problémom na celom európskom kontinente (Truchado a kol., 2021). V súčasnosti je značná časť geografickej oblasti Európskej únie, konkrétne jedna tretina, vystavená celoročnému nedostatku vody v dôsledku vplyvu klimatických zmien. Na poľnohospodársky sektor pripadá približne 70 % odberov zo sladkovodných zdrojov, tento podiel však môže vykazovať regionálne rozdiely (Alcalde-Sanz a Gawlik, 2017). Napriek tomu sa v celej Európskej únii využíva regenerovaná voda väčšinou nedostatočne (Sánchez-Cerdà a kol., 2020). V súvislosti s opätovným využívaním vody bolo zaznamenaných niekoľko možných nevýhod. Patria k nim náklady spojené s realizáciou systémov opätovného využívania vody, nedôvera verejnosti v zdravotné riziká a neexistencia jednotného regulačného rámca na úrovni Európskej únie, ktorý by účinne riešil zdravotné a environmentálne riziká spojené s opätovným využívaním vody (Alcalde-Sanz a Gawlik, 2017).

Proces dezinfekcie odpadových vôd sa vykonáva s cieľom znížiť úroveň životaschopných alebo infekčných mikrobiálnych patogénov v čistených komunálnych odpadových vodách pred ich vypustením do životného prostredia. Tento postup sa vykonáva predovšetkým s cieľom zmierniť potenciálne riziká vystavenia ľudí mikrobiálnym patogénom spojeným s odpadovými vodami. Úroveň potrebnej dezinfekcie bude ovplyvnená plánovaným použitím vyčistenej vody, ako aj plánovaným použitím vodného toku, do ktorého sa odpadová voda vypúšťa. Použitie tejto technológie zahŕňa široké spektrum, od scenárov, keď dezinfekcia nie je potrebná, až po situácie, keď vyčistená voda vypúšťa do vodného toku, ktorý podporuje rekreačné aktivity. Okrem toho sa upravená voda môže využívať na zavlažovanie jedlých aj nejedlých plodín, ako aj na následné procesy spojené s výrobou pitnej vody. V konečnom dôsledku má táto technológia potenciál priamo prispieť k čisteniu vody určenej na ľudskú spotrebu (Chen a kol., 2023).

Kvalita vstupnej vody a vlastnosti predchádzajúcich procesov čistenia vody ovplyvňujú účinnosť dezinfekčných procesov. Dezinfekčné postupy sa zvyčajne zavádzajú v posledných fázach procesu čistenia odpadových vôd, aby sa dezinfekčné prostriedky dostali do vody s minimálnym obsahom rozpustených a suspendovaných látok, ktoré môžu potenciálne narušiť účinnosť dezinfekčných činidiel (Chen a kol., 2023).

Južné členské štáty Európskej únie (Cyprus, Francúzsko, Grécko, Taliansko, Španielsko a Portugalsko) prijali osobitné právne predpisy, ktorými sa riadi opätovné použitie vody v centralizovaných čistiarnach odpadových vôd. Rakúsko, Nemecko, Dánsko, Česká republika, Holandsko, Belgicko a ani Slovenská republika zatiaľ takéto praktiky nezaviedli (Gancheva a kol., 2018). Predpisy týkajúce sa opätovného využívania vody sa často stretávajú s rozdielmi v počte analyzovaných parametrov, ich limitných hodnotách a miestach a frekvencii odberu vzoriek. Často je to spôsobené tým, že regulačný rámec nerieši opätovné využívanie vody komplexne, ale je riadený oddelene (Radini a kol., 2021). Na riešenie tohto problému Európsky parlament a Rada schválili nariadenie 2020/741 o minimálnych požiadavkách na opätovné využívanie vody (ďalej len „nariadenie EÚ“), v ktorom sa stanovujú limity kvality pre určité znečisťujúce látky a frekvencia monitorovania a ciele výkonnosti úpravy pre opätovné využívanie regenerovanej vody v poľnohospodárstve. V nariadení sa tiež definujú štyri rôzne triedy kvality (triedy A-D) na základe patogénov, biochemickej spotreby kyslíka, koncentrácie nerozpustených látok a zákalu. Mikrobiologické znečistenie sa posudzuje podľa počtu *Escherichia coli* vo vode, celkového počtu kolifágov a spór *Clostridium perfringens*. Požiadavky na monitorovanie závisia od triedy kvality regenerovanej vody a konkrétneho analyzovaného parametra. Validácia a rutinné monitorovanie sú nevyhnutné na zabezpečenie toho, aby systém opätovného využívania vody účinne dosahoval definované výkonnostné ciele a ciele kvality vody. Nové nariadenie EÚ zavádza plány riadenia rizík opätovného využívania vody ako povinný krok na určenie minimálnych požiadaviek na konkrétne znečisťujúce látky v konkrétnych podmienkach s cieľom znížiť riziká spojené s verejným zdravím a životným prostredím. Posúdenie rizika sa môže vykonať pomocou kvalitatívneho alebo semikvantitatívneho posúdenia rizika, pričom kvantitatívne posúdenie rizika sa použije, ak je k dispozícii dostatok podporných údajov alebo v projektoch, ktoré predstavujú potenciálne vysoké riziko pre životné prostredie alebo verejné zdravie (Európska rada, 2020).

2 Experimentálna časť

2.1 Metodika práce

Laboratórne testy boli vykonané s cieľom objasniť a pochopiť proces dezinfekcie vody. Vyčistená odpadová voda (OV) použitá na laboratórne experimenty bola privezená z čistiarne odpadových vôd (ČOV) nachádzajúcej sa v Devínskej Novej Vsi (DNV). Odtoková voda bola predčistená koaguláciou a následne bola dezinfikovaná dvomi spôsobmi: mikrofiltráciou a použitím chlórnanu sodného (NaClO).

2.1.1 Analýzy fyzikálnych a chemických ukazovateľov

Gravimetrická analýza koncentrácie nerozpustených látok (NL) a nefelometrická metóda stanovenia zákalu sa vykonali podľa štandardných postupov opísaných v literatúre Horáková a kol. (2012). Na stanovenie chemickej spotreby kyslíka (CHSK) sa použil kyvetový test LCK 1414 od výrobcu HACH s rozsahom merania 5-60 mg/l O₂. Stručný postup: do skúmavky s pripravenými činidlami sa napipetoval objem vzorky 2 ml a skúmavky sa umiestnili do termostatu nastaveného na 148 °C na 2 hodiny. Následne sa koncentrácia CHSK merala na spektrofotometri DR 3800 VIS od výrobcu HACH. Hodnota pH sa stanovila pomocou pH sondy PHC101 pripojenej k prenosnému multimetru HQ40d od výrobcu HACH.

2.1.2 Stanovenie mikrobiologických parametrov

Kultivačná metóda sa použila na stanovenie mikrobiálneho profilu odpadovej vody pred a po dezinfekcii pri rôznych podmienkach (Obrázok 1). Na kultiváciu baktérií sa použilo selektívne a neselektívne živné médium. Stanovenie koliformných baktérií (KFB) sa uskutočnilo pomocou selektívneho agaru Chromocult Coliform (CCA), ktorý zabezpečil odlíšenie kolónií Escherichia coli (indikovaných modrofialovým zafarbením) od ostatných koliformných baktérií (indikovaných ružovým zafarbením). Koliformné baktérie a Escherichia coli (E. coli) boli kultivované v termostate pri teplote 37 °C počas 24 hodín, za aeróbnych podmienok. Detekcia Enterococcus spp. (ENK) sa uskutočnila pomocou Slanetz-Bartleyho (SBA) selektívneho agaru, pričom kultúry sa inkubovali pri teplote 40 °C počas 48 hodín v aeróbnych podmienkach. Celkový počet aeróbnych baktérií (CAB) sa stanovil na neselektívnom agare Plate Count (PCA). Celkový počet aeróbnych baktérií sa kultivoval v termostate pri teplote 30 °C počas 72 hodín, pričom aeróbne podmienky sa udržiavali počas celého experimentu.



Obrázok 1: Rozložené pracovné pomôcky stanovovaní mikrobiologických parametrov.

2.1.3 Predčistenie koaguláciou

Na vykonanie koagulačných experimentov vody sa použilo zariadenie JAR (Obrázok 2) a ako koagulačné činidlo sa použil ~42 % roztok síranu železitého. Dávka koagulačného činidla použitého v experimente predstavovala 0,1 ml na 300 ml vzorky vody. Proces koagulácie prebiehal v dvoch rôznych fázach. Prvý krok zahŕňal rýchle miešanie vzorky vody (900 ml) v kadičke rýchlosťou otáčok

200 otáčok z minútu. Tento krok trval jednu minútu. Počas tejto fázy bolo koagulačné činidlo nadávkované do kadičky. Následne sa otáčky znížili na rýchlosť 15 otáčok za minútu. Proces pomalého miešania trval 15 minút. Nasledovala sedimentácia a oddeľovanie vyčírenej vody a kalu.



Obrázok 2: Proces koagulácie a stav vzorky pred a po pridaní koagulačného činidla.

2.1.4 Dezinfekcia odtokovej vody mikrofiltráciou

Proces dezinfekcie vzorky odtokovej vody prostredníctvom mikrofiltrácie sa uskutočnil použitím filtrov o troch rôznych veľkostiach pórov. Najmenšia veľkosť pórov bola 0,2 μm (Millex-LG). Ostatné veľkosti pórov boli 1,5 a 4 μm (membránové filtre Synpor). Použila sa vákuová filtrácia a výsledný filtrát sa zachytával do skúmaviek.

2.1.5 Dezinfekcia odtokovej vody chlórnanom sodným

Na dezinfekciu odtokovej vody chlórnanom sodným bol zarobený zásobný roztok s koncentráciou 47 g/l. Na dosiahnutie požadovaných koncentrácií chlórnanu sodného na liter vzorky sa presné objemy zásobného roztoku preniesli do odmerných bánk s objemom 200 ml. Cieľové koncentrácie boli 1; 5 a 10 mg chlórnanu sodného na liter vzorky. Odmerné banky sa umiestnili na magnetické miešadlá, ktoré umožnili miešanie obsahu v bankách počas 10 minút.

3 Výsledky a diskusia

Táto kapitola je venovaná výsledkom laboratórnych testov.

Vzorka odtokovej vody z ČOV bola ihneď po dovezení do laboratória podrobená analýzam. Základné fyzikálno-chemické parametre tejto vody sú uvedené v nasledujúcej tabuľke (Tabuľka 1):

Tabuľka 1: Parametre odtokovej vody z ČOV DNV.

Parameter	Jednotka	Hodnota
CHSK	[mg/l]	25,6
NL	[g/l]	0,0120
pH	[-]	7,09
zákal	[NTU]	3,10

Následne bola táto voda predčistená koaguláciou tak, ako to je popísané v kapitole 2.1.3. Po uskutočnení koagulačných testov boli stanovené základné fyzikálno-chemické parametre vzorky vody (Tabuľka 2).

Tabuľka 2: Parametre vody po koagulácii.

Parameter	Jednotka	Hodnota
CHSK	[mg/l]	12,9
pH	[-]	4,68
zákal	[NTU]	1,30

Ako to vyplýva z vyššie uvedených tabuliek, hodnota CHSK sa po koagulácii znížila približne o 50 %. Pri teoretickom predpoklade, že hodnota biochemickej spotreby kyslíka (BSK_5) je približne 1/5 z hodnoty CHSK, predčistená voda by spĺňala limity na klasifikáciu ako voda triedy A podľa nariadenia EÚ. Hodnota zákalu sa po koagulačnom experimente znížila približne o 58 %. Pre triedu kvality regenerovanej vody A v nariadení EÚ sa vyžaduje pre zákal hodnota ≤ 5 NTU. Táto požiadavka je po koagulácii splnená. Negatívnym výsledkom týchto testov je zníženie hodnoty pH vody. Tento jav možno pripísať prídavku koagulačného činidla ku vzorkám vody, čo vedie ku zníženiu neutralizačnej kapacity vody. Podľa dostupnej literatúry Pitter (2009) je známe, že pre závlahy je vhodné používať vodu s hodnotou pH v rozmedzí od 5,0 do 8,5. Nevýhodou týchto procesov je teda zníženie hodnôt pH, aj keď v požiadavkách na kvalitu regenerovanej vody na poľnohospodárske účely v nariadení EÚ nie je tento parameter zaradený.

Dezinfekčné testy boli uskutočnené po koagulácii. Prvou dezinfekčnou metódou teda bolo využitie mikrofiltrácie cez tri veľkosti pórov. Druhým spôsobom dezinfekcie bolo použitie roztoku chlórnanu sodného. Namerané hodnoty pH a zákalu po dezinfekcii mikrofiltráciou a chlórnanom sodným sú uvedené v tabuľkách nižšie (Tabuľka 3 a 4):

Tabuľka 3: Parametre vody po dezinfekcii mikrofiltráciou.

Veľkosť pórov filtra [μm]	pH [-]	zákal [NTU]
0,200	4,82	0,200
1,50	4,90	0,200
4,00	4,86	0,200

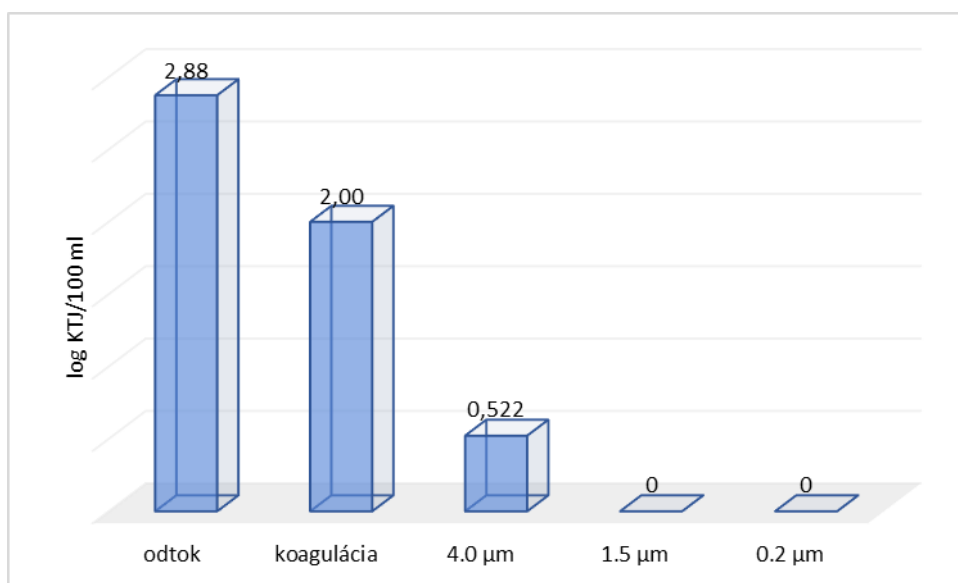
Pri dezinfekcii vody mikrofiltráciou nedošlo ku výraznej zmene hodnôt pH. Turbidita bola stanovená v každej vzorke pod úrovňou 5 NTU. Hodnota zakalenia pre všetky vzorky pri dezinfikovaní mikrofiltráciou spĺňa minimálnu požiadavku na kvalitu vody triedy A.

Tabuľka 4: Parametre vody po dezinfekcii chlórnanom sodným.

Koncentrácia NaClO [mg/l]	pH [-]	zákal [NTU]
1,00	4,84	2,70
5,00	4,96	3,10
10,0	5,29	2,40

Pri použití chlórnanu sodného ako dezinfekčného činidla je možné vidieť určité zvýšenie pH vody. Je to z dôvodu, že NaClO reaguje vo vodnom prostredí za vzniku kyseliny chlórnej (HClO) a hydroxidu sodného (NaOH). Ďalej z HClO vzniká kyselina chlorovodíková a atóm kyslíka, ktorý je veľmi silný oxidant. Zvýšenie zákalu tiež nie je pri použití chlórnanu sodného prekvapujúce, pretože roztok HClO nie je úplne číry, ale má žltkastú farbu. Stále je však požiadavka na zákal pre vody určené na zavlažovanie splnená.

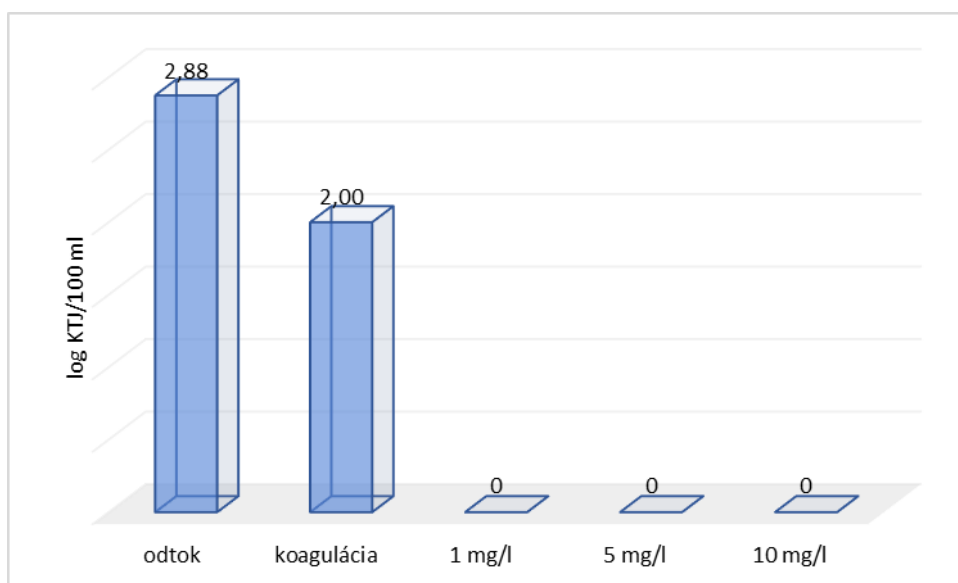
Dezinfekčné experimenty po koagulácii vzoriek vody boli vykonané dvomi spôsobmi, ktoré sú uvedené v kapitolách 2.1.4 a 2.1.5. Z mikrobiologického hľadiska sú v nariadení EÚ minimálne požiadavky na početnosť *E. coli* vo vzorkách vody. Pre triedu kvality A je potrebné, aby početnosť *E. coli* bola ≤ 10 na 100 ml vody. Naopak, pre triedu kvality B by mala byť početnosť *E. coli* ≤ 100 na 100 ml vzorky. Pre ostatné triedy, C a D, sú požiadavky menej prísne. Pre triedu kvality regenerovanej vody C je minimálna požiadavka na počet *E. coli* ≤ 1000 na 100 ml vody a pre triedu D to je $\leq 10\,000$ na 100 ml vody. Obrázok 3. znázorňuje početnosť *E. coli* v jednotkách $\log KTJ$ (dekadický logaritmus kolóniu tvoriacich jednotiek) na 100 ml vzorky pre vzorky vody pred a po dezinfekcii pomocou mikrofiltrácie.



Obrázok 3: Dekadický logaritmus kolóniu tvoriacich jednotiek *E. coli* (log KTJ) na 100 ml vzorky vody po koagulácii a dezinfekcii mikrofiltráciou.

Ako to vyplýva z Obrázku 3., odtoková voda a voda po koagulácii nie sú dostatočne “vyčistené” z pohľadu mikrobiológie (kvalita regenerovanej vody B a C). Po mikrofiltrácii použitím filtrov s najväčšou veľkosťou pórov bola početnosť *E. coli* približne 3 na 100 ml vody. V prípade ostatných veľkostí pórov bola početnosť *E. coli* nulová, resp. baktérie *E. coli* neboli vo vzorkách vody detekovateľné. Po dezinfekcii mikrofiltráciou voda spĺňa minimálne požiadavky pre najvyššiu triedu kvality A.

Na nasledujúcom obrázku (Obrázok 4.) je znázornená početnosť *E. coli* v jednotkách log KTJ na 100 ml vzorky pre vzorky vody pred a po dezinfekcii prídavkom chlórnanu sodného.



Obrázok 4: Dekadický logaritmus kolóniu tvoriacich jednotiek *E. coli* (log KTJ) na 100 ml vzorky vody po koagulácii a dezinfekcii chlórnanom sodným.

Keďže odtoková voda a voda po koagulácii je tá istá vzorka ako v prípade dezinfekcie vody mikrofiltráciou, aj v prípade použitia chlórnanu sodného ako dezinfekčného činidla nie sú splnené požiadavky na najvyššiu kvalitu vody na zavlažovanie. Avšak už pri pridaní najmenej koncentrácií chlórnanu sodného bola dezinfekcia taká účinná, že počet *E. coli* bol nedetekovateľný vo vzorkách vody. Dezinfekcia chlórnanom sodným bola v prípade redukcie počtu *E. coli* efektívna na 100 %. Koagulačným procesom sa znížil počet *E. coli* vo vzorke vody o 87 %.

Okrem počtu *E. coli* boli vo vzorkách stanovené aj iné mikrobiologické parametre: koliformné baktérie a enterokoky, ktoré sú taktiež indikátormi fekálneho znečistenia vôd a celkové aeróbne baktérie. Nasledujúce dve tabuľky (Tabuľka 5. a 6.) obsahujú výsledky analýz pre tieto indikátory.

Tabuľka 5: Počet koliformných baktérií, enterokokov a celkových aeróbných baktérií v jednotkách log KTJ na 100 ml vzorky vody pre vody pred a po dezinfekcii mikrofiltráciou.

	KFB	ENK	CAB
	log KTJ/100 ml		
Odtok	3,54	3,13	5,34
Po koagulácii	1,60	1,18	3,95
4,0 µm	1,54	1,12	2,88
1,5 µm	0,522	ND	2,90
0,2 µm	ND	ND	ND

Účinnosť odstraňovania KFB, ENK a CAB pri koagulačnom experimente bola v rozsahu 96 až 99 %. Následne bola voda po koagulácii podrobená dezinfekcii. Ako to vyplýva z Tabuľky 5., najvyšší dezinfekčný účinok (100 %) bol detegovaný pri použití filtrov s najmenšou veľkosťou pórov (0,2 µm). Po prefiltrovaní vzoriek vody cez tento typ filtra boli sledované typy baktérií nedetekovateľné. V prípade ENK bol účinný už aj filtre s menšími pórmi (1,5 µm). Najmenej účinný pri dezinfekcii bol filter s najväčšou veľkosťou pórov.

V prípade použitia chlórnanu sodného ako dezinfekčného činidla boli taktiež vyhodnotené počty KFB, ENK a CAB.

Tabuľka 6: Počet koliformných baktérií, enterokokov a celkových aeróbných baktérií v jednotkách log KTJ na 100 ml vzorky vody pre vody pred a po dezinfekcii chlórnanom sodným.

	KFB	ENK	CAB
	log KTJ/100 ml		
Odtok	3,54	3,13	5,34
Po koagulácii	1,60	1,18	3,95
1 mg/l	1,00	0,823	2,26
5 mg/l	ND	ND	ND
10 mg/l	ND	ND	ND

Najmenší koncentračný prídavok chlórnanu sodného znížil počty ENK vo vzorkách vody o 56 %; počty KFB o 75 % a počty CAB o 98 %. Po dezinfekcii vôd prídavkom chlórnanu sodného s vyššími koncentraciami boli počty baktérií nedetekovateľné.

4 Záver

Získané výsledky ukázali, že recyklovaná voda, produkovaná v systémoch opätovného využitia vody zahrnutých v tejto štúdii predstavuje dobrý alternatívny zdroj na poľnohospodárske zavlažovanie. Minimálne požiadavky podľa Nariadenia Európskeho parlamentu a rady (EÚ) 2020/741 na opätovné využívanie vody je možné dosiahnuť dočistením odtokovej vody koaguláciou a následnou

dezinfekciou. Preskúmané boli dva typy dezinfekčných metód a to, mikrofiltrácia a prídavok chlórnanu sodného. Po realizácii dezinfekčných experimentov boli analyzované počty koliformných baktérií, *Escherichia coli*, enterokokov a celkových aeróbných baktérií. Ďalej boli stanovené fyzikálno-chemické parametre, ako chemická spotreba kyslíka, nerozpustené látky, hodnota pH a zákal. Každá z týchto dvoch metód bola na toľko účinná, že vodu po dezinfekcii by sa dalo zaradiť do najvyššej kvality regenerovanej vody, teda do kvality vody A. Treba však zobrať do úvahy možnú krížovú kontamináciu vody počas jej distribúcie a skladovania. Preto je dôležité zaoberať sa nielen dosiahnutím minimálnymi požiadavkami vo vyššie uvedenom nariadení, ale celým systémom opätovného využitia vody vrátane skladovania, distribúcie a koncových praktík.

5 PodĎakovanie

Táto práca bola podporená Slovenskou agentúrou pre výskum a rozvoj v rámci zmluvy č. APVV-22-0292.

6 Literatúra

Alcalde-Sanz, L., Gawlik, B. M. (2017). Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge - Towards a water reuse regulatory instrument at EU level, EUR 28962 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-77175-0. <https://doi.org/10.2760/804116>.

Chen, G., Ekama, G. A., van Loosdrecht, M. C. M., & Brdjanovic, D. (Ed.). (2023). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>.

Európska rada (2020). Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 On Minimum Requirements For Water Reuse. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/?qid=1600859905226&uri=CELEX:32020R0741> (23.10.2023).

Gancheva, M., McNeill, A., & Muro, M. (2018). Water Reuse: Legislative Framework in EU Regions. European Committee of the Regions. <https://data.europa.eu/doi/10.2863/846239>.

Horáková, M. a kol. Analytika vody, 2012.

Pitter, P. Hydrochemie, 2009.

Radini, S., Marinelli, E., Akyol, Ç., Eusebi, A. L., Vasilaki, V., Mancini, A., Frontoni, E., Bischetti, G. B., Gandolfi, C., Katsou, E., Fatone, F. (2021). Urban water-energy-food-climate nexus in integrated wastewater and reuse systems: Cyber-physical framework and innovations. Applied Energy, 298, 117268. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2021.117268>.

Sánchez-Cerdà, C., Salgot, M., & Folch, M. (2020). Reuse of reclaimed water: What is the direction of its evolution from a European perspective? V Wastewater treatment and Reuse – Present and future perspectives in technological developments and management issues (s. 1–64). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.apmp.2020.07.001>.

Truchado, P., Gil, M. I., López, C., Garre, A., López-Aragón, R. F., Böhme, K., & Allende, A. (2021). New standards at European Union level on water reuse for agricultural irrigation: Are the Spanish wastewater treatment plants ready to produce and distribute reclaimed water within the minimum quality requirements? V *International Journal of Food Microbiology* (Roč. 356, s. 109352). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2021.109352>.